

AGRUM-DE –

Stickstoff- und Phosphoreinträge ins Grundwasser und die Oberflächengewässer Deutschlands mit eintragspfadbezogener und regionaler Differenzierung

1. Zwischenbericht: Stand 21.11.2018

ergänzt um

2. Zwischenbericht: Stand 01.11.2019

ergänzt um

3. Zwischenbericht: Stand 26.10.2020

*Prof. Dr. Frank Wendland, Dr. Frank Herrmann,
Dr. Ralf Kunkel, Dr. Björn Tetzlaff & Tim Wolters*

Forschungszentrum Jülich
Institut für Bio- und Geowissenschaften (IBG 3: Agrosphäre)
52425 Jülich

Tel.: 02461 61-3165

E-mail: f.wendland@fz-juelich.de

Inhaltsverzeichnis

Inhaltsverzeichnis	3
1 Einleitung	7
2 Simulation der austragsrelevanten Abflusskomponenten	9
2.1 Hydrologischen Grundbegriffe und Definitionen	9
2.2 Berechnung der Höhe des Oberflächenabflusses	11
2.3 Wasserhaushaltsmodell mGROWA	12
2.4 Berechnung der Wasserbilanz einzelner Modellelemente	13
2.5 Berechnung der landnutzungsspezifischen Verdunstung	14
2.6 Wasserhaushaltssimulation auf Flächen mit Vegetation	16
2.7 Wasserhaushaltssimulation auf urbanen Flächen	17
2.8 Wasserhaushaltssimulation auf freien Wasseroberflächen	18
2.9 Separation des Gesamtabflusses in die Abflusskomponenten	18
3 Simulation der diffusen N-Einträge ins Grundwasser und die Oberflächengewässer	21
3.1 Quantifizierung der atmosphärischen N-Deposition auf Wasserflächen	23
3.2 Quantifizierung der N-Einträge in die Oberflächengewässer über Abschwemmung	23
3.3 Quantifizierung der N-Einträge in die Oberflächengewässer über Erosion	24
3.4 Abschätzung der im Boden festgelegten N-Menge	24
3.5 Quantifizierung des Nitrat-Abbaus im Boden (DENUZ-Modell)	25
3.5.1 Modellierung der Nitratkonzentration im Sickerwasser	27
3.5.2 Ankopplung der auswaschungsgefährdeten Nitrat-N-Menge im Boden an die austragsrelevanten Abflusskomponenten	27
3.6 Quantifizierung der grundwasserbürtigen Nitrateinträge in die Oberflächengewässer (WEKU-Modell)	28
3.6.1 Modellierung der Grundwasserfließzeiten im oberen Aquifer	29
3.6.2 Modellierung des Nitrat-Abbaus der Grundwasserleiter	32
4 Simulation der diffusen Phosphoreinträge in die Oberflächengewässer (MEPhos-Modell)	34
4.1 Ansatz zur Modellierung des P-Eintrags über Dränagen	35
4.1.1 Phosphotop „Gedrante Hochmoorböden unter Grünland“	35
4.1.2 Phosphotop „Gedrante Niedermoorböden unter Ackernutzung“ und „Gedrante Niedermoorböden unter Grünlandnutzung“	35
4.1.3 Phosphotop „Gedrante Sandmisch- und Sanddeckkulturen unter landwirtschaftlicher Nutzung“	36
4.1.4 Phosphotop „Gedrante Marschböden unter Ackernutzung“ und „Gedrante Marschböden unter Grünlandnutzung“	37
4.1.5 Phosphotop „Gedrante stark lehmige terrestrische Mineralböden unter landwirtschaftlicher Nutzung“	37
4.1.6 Phosphotop „Gedrante stark tonige terrestrische Mineralböden unter landwirtschaftlicher Nutzung“	38

4.1.7 Phosphotop „Gedränte tonarme Sandböden unter landwirtschaftlicher Nutzung“	38
4.2 Ansatz zur Modellierung des P-Eintrags über den Zwischenabfluss.....	39
4.3 Ansatz zur Modellierung des P-Eintrags über den grundwasserbürtigen Abfluss	39
4.4 Modellansatz zur Quantifizierung des Phosphoreintrags über Erosion	41
4.5 Ansatz zur Modellierung des P-Eintrags über Abschwemmung.....	48
4.6 Quantifizierung der atmosphärischen P-Deposition auf Wasserflächen	49
5 Datengrundlagen der Modelle mGROWA-DENUZ-WEKU-MEPhos	50
5.1 Diskretisierung der Datengrundlagen	51
5.2 Klimatische Datengrundlagen.....	52
5.2.1 Niederschlagshöhe	52
5.2.2 Potenzielle Verdunstung	53
5.3 Daten zur Bodenbedeckung	55
5.4 Bodenkundliche Datengrundlagen	58
5.4.1 Bodentyp	61
5.4.2 Staunässe	61
5.4.3 Grundwasserstand	62
5.4.4 Feldkapazität.....	65
5.4.5 Nutzbare Feldkapazität	66
5.4.6 Durchwurzelungstiefe.....	67
5.5 Potenziell künstlich entwässerte Flächen	69
5.6 Hydrogeologische Datengrundlagen	70
5.6.1 Hydraulische Leitfähigkeit der grundwasserführenden Gesteinsschichten.....	71
5.6.2 Nutzbarer Hohlraumanteil der grundwasserführenden Gesteinsschichten.....	73
5.7 Grundwasseroberfläche	75
5.8 Topographische Datengrundlage	77
5.9 Relevante Standorteigenschaften zur Separation des Gesamtabflusses	79
5.10 Pegeldaten	80
5.11 Messstellendaten zur Güte im Grundwasser.....	83
5.12 P-Gehalte im Oberboden.....	90
6 Modellergebnisse zum Wasserhaushalt	93
6.1 Reale Verdunstungshöhe	94
6.2 Gesamtabflusshöhe.....	95
6.3 Oberflächenabflusshöhe.....	97
6.4 Höhe des urbanen Direktabflusses	98
6.5 Sickerwasserhöhe	99
6.6 Anteil der Grundwasserneubildung am Gesamtabfluss	100
6.7 Grundwasserneubildungshöhe.....	101
6.8 Höhe des natürlichen Zwischenabflusses und Drainageabflusses	103
6.9 Modellvalidierung.....	105

6.9.1	Validitätsüberprüfung der berechneten Gesamtabflusshöhen	106
6.9.2	Validierung der berechneten Grundwasserneubildungshöhen	107
7	Aktueller Stickstoffeintrag ins Grundwasser und die Oberflächengewässer aus diffusen Quellen.....	110
7.1	Stickstoffflächenbilanzüberschuss (RAUMIS-Modellergebnis).....	110
7.2	Atmosphärischen Deposition	111
7.3	Verlagerbarer N-Eintrag in den Boden	112
7.4	Nitratabbau im Boden und Stickstoffausträge aus dem Boden	113
7.4.1	Denitrifikationsbedingungen in der durchwurzelten Bodenzone	113
7.4.2	Verweilzeit des Sickerwassers im Boden.....	115
7.4.3	N-Austrag aus dem Boden.....	116
7.5	Diffuse N-Einträge ins Grundwasser und in die Oberflächengewässer.....	118
7.5.1	N-Einträge in die Oberflächengewässer über die atmosphärische Deposition auf Gewässerflächen	119
7.5.2	N-Einträge in die Oberflächengewässer über Erosion	119
7.5.3	N-Einträge in die Oberflächengewässer über Abschwemmung.....	120
7.5.4	N-Einträge in die Oberflächengewässer über den Abfluss aus Drainagen	121
7.5.5	N-Einträge in die Oberflächengewässer über den natürlichen Zwischenabfluss.....	123
7.5.6	N-Einträge ins Grundwasser	124
7.5.7	Grundwasserbürtige N-Einträge in die Oberflächengewässer	129
7.5.8	Gesamte diffuse N-Einträge in die Oberflächengewässer	135
7.6	Diffuse Stickstoffeinträge in die Oberflächengewässer nach Bundesländern und für die deutschen Anteile der Flussgebietseinheiten	136
8	Aktueller Phosphoreintrag in die Oberflächengewässer aus diffusen Quellen.....	138
8.1.1	P-Einträge in die Oberflächengewässer über atmosphärische Deposition auf Gewässerflächen	138
8.1.2	P-Einträge in die Oberflächengewässer über Erosion	138
8.1.3	P-Einträge in die Oberflächengewässer über Abschwemmung.....	139
8.1.4	P-Einträge in die Oberflächengewässer über den Abfluss aus Dränagen	140
8.1.5	P-Einträge in die Oberflächengewässer über den natürlichen Zwischenabfluss.....	140
8.1.6	P-Einträge in die Oberflächengewässer über grundwasserbürtigen Abfluss.....	141
8.1.7	Gesamte diffuse Pges- und o-PO ₄ -P-Einträge in die Oberflächengewässer	142
8.1.8	Diffuse Phosphoreinträge in die Oberflächengewässer nach Bundesländern und für die deutschen Anteile der Flussgebietseinheiten.....	144
9	N-Minderungsbedarf zur Erreichung der Qualitätsziele im Sickerwasser/Grundwasser	146
9.1	Fragestellungen und Annahmen	146
9.2	Methodik	148
9.2.1	Berechnung der Nitratkonzentration im Sickerwasser	148
9.2.2	Ermittlung der maximal tolerierbaren N-Austräge und des N-Minderungsbedarfs zur Gewährleistung einer Nitratkonzentration im Sickerwasser von unter 50 mg NO ₃ /l.....	148
9.3	Modellierte Nitratkonzentration im Sickerwasser.....	149

9.4 Maximal zulässiger N-Bilanzüberschuss und N-Minderungsbedarf zur Erreichung einer Nitratkonzentration im Sickerwasser von 50 mg NO ₃ /l.....	150
10 Literatur	155

1 Einleitung

Im Projekt AGRUM-DE wird das räumlich hochauflösende Modell (Modell AGRUM-DE) aufgebaut, mit dem die Einträge von Stickstoff und Phosphor aus der Landwirtschaft, dem Abwasserbereich und dem Luftpfad ins Grundwasser, die Oberflächengewässer und die Zuflüsse in Nord- und Ostsee bzw. den Übergabemessstellen an den Außengrenzen sowie der jeweiligen wichtigsten Umsetzungs- und Abbauprozesse bundesweit konsistent abgebildet werden können. Im Rahmen einer Ist-Zustandsanalyse werden zunächst die unterschiedliche Herkunft und die Höhe der Nährstoff-Einträge bestimmt. Dies soll die räumliche Identifizierung von Belastungsschwerpunkten und damit von prioritären Bereichen für die Maßnahmendurchführung ermöglichen. Hierauf aufbauend wird der regionale Handlungsbedarf ermittelt sowie die Auswirkungen der novellierten Düngeverordnung und weiterer Maßnahmen auf die Stickstoff- und Phosphorüberschüsse und damit mittelbar auf die Nährstoffeinträge in das Grundwasser und die Meere haben. Auf diese Weise werden grundlegende Daten für die Aufstellung der dritten Bewirtschaftungs- und Maßnahmenplanung der Länder und Flussgebietseinheiten bereitgestellt.

Der Modellverbund AGRUM-DE besteht aus dem agrarökonomischen Modell RAUMIS sowie zwei hydrologischen Modellen (GROWA-DENUZ-WEKU-MePhos und MONERIS). und wurde bereits erfolgreich im Einzugsgebiet der Weser (Heidecke et al., 2015; Kuhn et al., 2016; Hirt et al., 2012; Kreins et al., 2011; Wendland et al., 2009; 2010) sowie im Bundesland Niedersachsen (Ackermann et al., 2015; Heidecke et al., 2016). zur Erstellung der Bewirtschaftungspläne angewendet.

Weiterhin wurden Modelle des AGRUM-Modellverbundes auf der Bundesebene in FGGs sowie in den Bundesländern Hamburg (Kuhr et al., 2014), Hessen (nur P, siehe Tetzlaff et al., 2009; 2011), Mecklenburg-Vorpommern (Kunkel et al., 2016; 2017; Wendland et al., 2015), Nordrhein-Westfalen (Tetzlaff et al., 2009; Wendland et al., 2010; Kuhr et al., 2013; Tetzlaff et al., 2013), Rheinland-Pfalz, Sachsen-Anhalt (Kuhr et al., 2014; Kunkel et al., 2017; Kunkel & Wendland, 2018), Schleswig-Holstein (Wendland et al., 2014; Tetzlaff et al., 2017) und Thüringen (Tetzlaff et al., 2016) auf Landesebene eingesetzt.

Mit dem Modell RAUMIS werden im AGRUM-Modellverbund vom Thünen-Institut in Braunschweig Nährstoffbilanzen der Landwirtschaft auf Grundlage von Daten für das Basisjahr 2016 auf Gemeindegebiete regionalisiert sowie regionale landwirtschaftliche Kombinationen von Nährstoffreduktionsmaßnahmen zur Erreichung der Bewirtschaftungsziele fürs Grundwasser, Binnengewässer und die Küstengewässer erstellt sowie die Kosten der Reduktionsmaßnahmen abgeschätzt.

Mit dem Modellpaket mGROWA-WEKU-DENUZ-MEPHOS des Forschungszentrums Jülich sollen im AGRUM-Modellverbund schwerpunktmäßig die diffusen Nährstoffeinträge ins Grundwasser und die Oberflächengewässer getrennt nach den wichtigsten hydrologischen Abflusskomponenten ermittelt werden. Die Modellrechnungen sollen konsistent für die gesamte Landesfläche Deutschlands in einem Raster von 100m x 100m erfolgen. Hierdurch wird jede Modellrechnung für jeweils ca. 360 Mio. Einzelrasterzellen durchgeführt.

Mit dem Modell MONERIS werden im AGRUM-Modellverbund vom IGB in Berlin schwerpunktmäßig die punktförmigen N- und P- Einträge sowie die N- und P- Einträge aus urbanen Systemen in die Oberflächengewässer auf Teileinzugsgebietsebene berechnet sowie die Retention (Rückhalt und Abbau) von N und P Verbindungen in Oberflächengewässern. Darüber hinaus wird der P + N-Reduktionsbedarf für die Oberflächengewässer zur Erreichung der Meeresschutzziele ermittelt.

Ein besonderer Vorteil des AGRUM-Modellverbunds ist es, dass sich die Einzelmodelle des Modellverbundes auf inhaltliche Schwerpunkte konzentrieren können, welche somit im Gegensatz zu einem komplexen „Gesamtmodell“, das alle zu betrachtenden Aspekte gleichzeitig berücksichtigen muss, sehr detailliert analysiert werden können. Durch die bereits

entwickelten Modellschnittstellen (Kreins et al, 2011, Ackermann et al., 2015, Heidecke et al., 2015) wurden die unterschiedlichen regionalen Differenzierungen der Modelle angenähert (Kuhn et al., 2016), was den Austausch von Daten, Parametern und Ergebnissen ermöglichte und die Konsistenz der Modellergebnisse erhöht hat. Hierdurch können Synergien zwischen den Einzelmodellen optimal ausgenutzt werden.

Mittels einer geeigneten Schnittstelle erfolgt z.B. eine problemadäquate Übertragung der landwirtschaftlichen Bilanzüberschüsse aus der RAUMIS-Modellierung auf die Landwirtschaftsfläche, die der GROWA-DENUZ-WEKU-MEPHos Modellierung zugrunde liegt (Heidecke et al., 2015). Hierzu wurden auf Grundlage räumlich differenzierter Bodennutzungs- bzw. Bodenbedeckungsdaten die ermittelten Nährstoffbilanzüberschüsse den zugrunde liegenden Landwirtschaftsflächen (LN) flächengewichtet zugeordnet.

Durch eine weitere Schnittstelle erfolgt der Austausch von Daten, Parametern und Ergebnissen zwischen den hydrologischen Modellen GROWA-DENUZ-WEKU-MEPHos und MONERIS. So werden z.B. der Wasserhaushalt und die diffusen Nährstoffeinträge im AGRUM-Modellverbund über die räumlich hoch aufgelösten rasterbasierten Modelle GROWA-DENUZ-WEKU-MEPHos abgebildet, während die Punkteinträge, die Einträge aus urbanen Systemen sowie die Retention im Oberflächengewässer im AGRUM-Modellverbund über das Modell MONERIS auf Teileinzugsgebietsebene zur Darstellung kommen. Über die Schnittstelle erfolgt die Übergabe der für die Modellierung der Nährstoffeinträge in die Küstengewässer relevanten Ergebnisse aus der GROWA-DENUZ-WEKU-MEPHos-Modellierung in einer auf Teileinzugsgebiete aggregierten Form an MONERIS. Die für die detaillierte Analyse der Auswirkungen von landwirtschaftlichen Reduktionsmaßnahmen auf die diffusen Nährstoffeinträge erforderliche hohe räumliche Auflösung bleibt jedoch erhalten.

Die im AGRUM-Verbund erfolgte Verwendung von zwei hydrologischen Modellen mit sich ergänzenden unterschiedlichen inhaltlichen Schwerpunkten bietet darüber hinaus auch die Möglichkeit von zusätzlichen Plausibilitätskontrollen sowie ergänzenden Ergebnissen, die es erleichtern, die Modellergebnisse richtig zu interpretieren und mit Unsicherheiten umzugehen.

Der hier vorgelegte Zwischenbericht baut auf den Zwischenberichten der Jahre 2018 und 2019 auf und ergänzt diese um den Berichtszeitraum 10/2019 – 10/2020. In Kapitel 5 werden die Datengrundlagen der Modelle mGROWA-DENUZ-WEKU-MEPHOS zusammenfassend dargestellt. In den Kapiteln 6, 7 und 8 sind die Modellergebnisse des FJ Jülich zum Wasserhaushalt der Periode 1981 – 2010 (Kap. 6), zur N-Eintragsmodellierung für das Basisjahr 2014-2016 (Kap. 7) und zur P-Eintragsmodellierung (Kap. 8) beschrieben. Kap. 9 fasst die Methode und die Ergebnisse zur Ausweisung des maximal zulässigen N-Bilanzüberschusses und zum N-Minderungsbedarf zusammen. Der Bericht schließt mit einer Zusammenstellung der zitierten Literatur in Kapitel 10.

Alle in den Kapiteln 6. bis 9. dargestellten Karten und ausgewiesenen Zahlenwerte stellen den Stand der Bearbeitung des AGRUM-DE-Projektes zur 6. Sitzung des Projektbeirates am 30.06. dar. Seitdem vorgenommenen Aktualisierungen von Datengrundlagen sind in diesen Zwischenbericht noch nicht eingepflegt, da die hierauf beruhenden Neumodellierungen noch nicht abgeschlossen sind.

2 Simulation der austragsrelevanten Abflusskomponenten

Der Austrag von Pflanzennährstoffen in die Oberflächengewässer ist immer an die Komponenten des Abflusses gebunden. Aufgrund des unterschiedlichen physikalisch/chemischen Verhaltens von Stickstoffverbindungen (vor allem Nitrat) und Phosphorverbindungen (vor allem Phosphat) kommt den einzelnen Abflusskomponenten eine unterschiedliche Bedeutung als Eintragspfad zu.

Nitrat wird nicht adsorptiv an Boden- und Gesteinspartikel gebunden. Aus diesem Grund kommt es zu keinem nennenswerten Nitratrückhalt im Untergrund, so dass die nicht von Pflanzen aufgenommenen Stickstoffdünger mit dem fließenden Wasser abtransportiert werden. Dies erfolgt entweder über die Direktabflusskomponenten, durch welche die Nährstoffe mit nur geringer Zeitverzögerung nach einem abflussauslösenden Niederschlagsereignis in den Vorfluter eingetragen werden oder über den grundwasserbürtigen Abfluss, durch den Nährstoffe den Vorfluter mit großer Zeitverzögerung erreichen. Während des Transports des Nitrats durch den Boden und das Grundwasser kann es in Abhängigkeit von den jeweiligen Standortbedingungen zu einem erheblichen Nitratabbau kommen.

Im Gegensatz zum Nitrat werden Phosphorverbindungen unter den in Böden auftretenden Bedingungen im Allgemeinen nicht abgebaut. Phosphorverbindungen werden häufig adsorptiv an Bodenpartikel gebunden und in gelöster Form in nur ganz geringen Mengen ins Grundwasser und die Vorfluter eingetragen. Phosphorverbindungen aus der Landwirtschaft gelangen daher in der Regel über die Komponenten des Direktabflusses in die Vorfluter. Dies geschieht entweder gebunden an Bodenpartikeln über die Bodenerosion oder über Abschwemmung, wenn die Aufenthaltszeit im Boden kurz ist, so dass keine adsorptive Anlagerung an Bodenpartikel stattgefunden konnte.

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

2.1 Hydrologischen Grundbegriffe und Definitionen

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

$$Q_{ges} = N - ET_{real} + \Delta S \quad \text{Gl.2-1}$$

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

Bei langjährigen Betrachtungen kann die Vorratsänderung (ΔS) vernachlässigt werden. Der **Gesamtabfluss** entspricht damit nach DIN 4049-1 (1994) der Differenz zwischen der Niederschlagshöhe und der Höhe der realen Verdunstung und lässt sich in verschiedene Abflussanteile (siehe Abb. 2-1) aufgliedern, die den Vorflutern auf der Erdoberfläche oder im Boden und Grundwasserbereich mit unterschiedlichen Fließzeiten zuströmen.

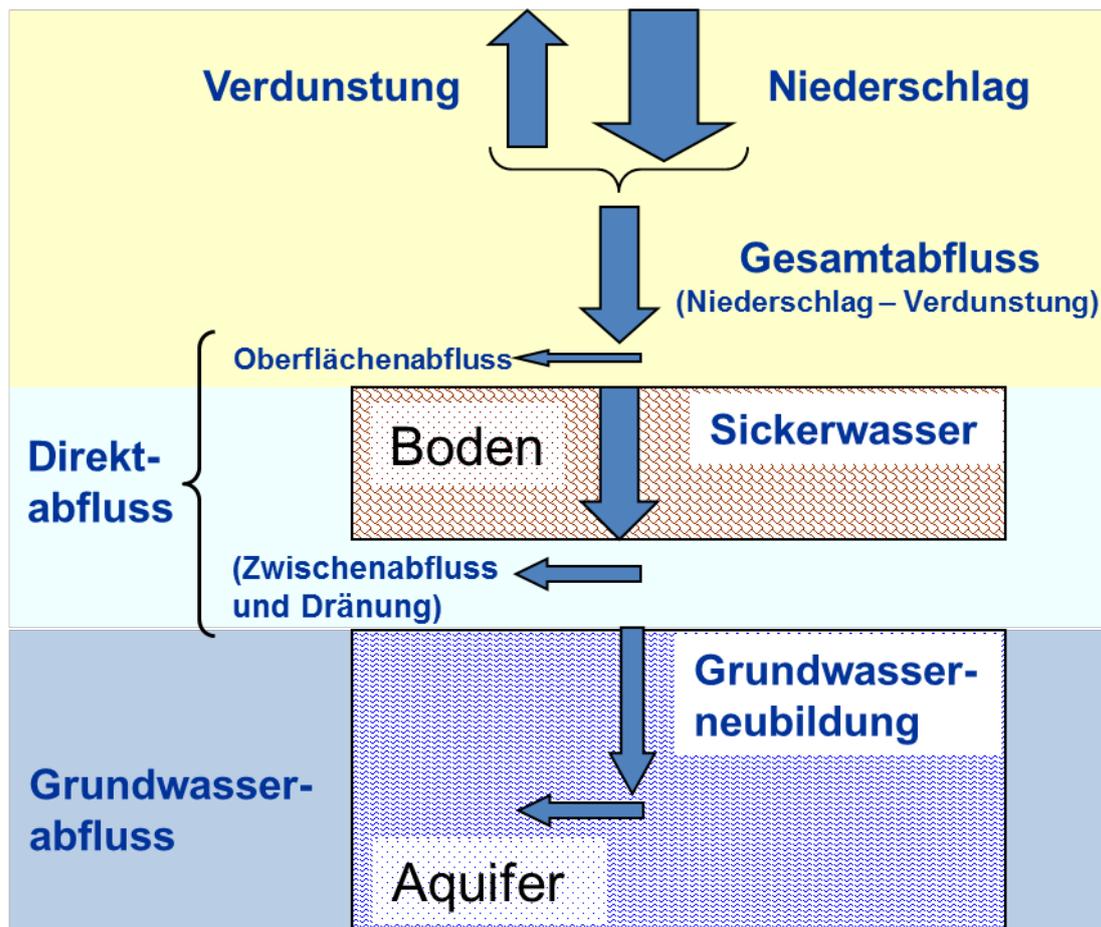


Abbildung 2-1: Die Komponenten des Abflusses

Als **Oberflächenabfluss** wird nach DIN 4049-3 (1994) der Teil des Abflusses gekennzeichnet, der, ohne in den Boden eingedrungen zu sein, oberirdisch einem Vorfluter zuströmt. Nach einem Niederschlagsereignis erreicht der Oberflächenabfluss den Vorfluter im Allgemeinen nach wenigen Stunden (Baumgartner u. Liebscher, 1996). Von Peschke (1997) und Schwarze et al. (1991) wird dieser Abflussanteil als „schneller Direktabfluss“ bezeichnet.

Beim Eindringen in den Boden gelangt das Wasser entweder in den Grundwasserbereich oder an eine wenig wasserleitende Schicht über dem eigentlichen Aquifer. Im letzten Fall wird das in den Boden infiltrierte Wasser (**Sickerwasser**) gestaut und fließt hangparallel dem größten Gefälle folgend oberhalb des eigentlichen Grundwasserbereiches in der wasserungesättigten Zone dem Vorfluter zu. Diese Abflusskomponente wird als **natürlicher Zwischenabfluss** bezeichnet und wird in DIN 4049-3 (1994) als der Teil des Abflusses definiert, der dem Vorfluter unterirdisch mit nur geringer Verzögerung zufließt. Die Fließzeit des natürlichen Zwischenabflusses bis zum Eintritt in den Vorfluter ist länger als die des Oberflächenabflusses und bewirkt ein späteres Ansteigen und langsames Abklingen der Abflussganglinien. Häufig wird der Zwischenabfluss in einen „unmittelbaren“ (schnellen) und einen „verzögerten“ (langsamen) Zwischenabfluss unterschieden, wobei dem „unmittelbaren Zwischenabfluss“ wesentlich höhere Volumenanteile zugeschrieben werden (Baumgartner u. Liebscher 1990). Peschke (1997) und Schwarze et al. (1991) bezeichnen diese Abflusskomponente als „verzögerten Direktabfluss“. Die Fließzeit des Zwischenabflusses im Untergrund liegt meist in der Größenordnung von einem bis zu mehreren Tagen.

Bei grundwasserbeeinflussten oder staunässebeeinflussten Böden wurde der Wasserabfluss aus dem oberen Bodenbereich (Wurzelbereich) in vielen Regionen durch die Installation von Dränsystemen (Rohrdränagen, Grabendränagen) beschleunigt. Hydraulisch stellen

Dränsysteme schnelle Abflusswege dar, die in ihrer Wirkung mit dem natürlichen Zwischenabfluss vergleichbar sind. **Dränabfluss** und natürlicher Zwischenabfluss werden daher beide dem Direktabfluss zugeordnet.

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

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

Als **Basisabfluss** wird nach DIN 4049-1 (1994) der Teil des Abflusses bezeichnet, der nicht zum Direktabfluss eines die Anschwellung (eines Vorfluters) auslösenden Ereignisses zählt. Die Fließzeiten des Basisabflusses sind im Allgemeinen deutlich höher als die der Direktabflusskomponenten. Zum Basisabfluss gehören die Abflussanteile, die mit der Grundwasserneubildung in den Grundwasserraum eingetragen werden. Dieses Wasser bewegt sich als **grundwasserbürtiger Abfluss** dem hydraulischen Potential folgend dem Vorfluter zu.

Im langjährigen Mittel ist die Höhe des grundwasserbürtigen Abflusses nahezu gleich bleibend, so dass man bei Betrachtung größerer Zeiträume von einem Gleichgewicht zwischen der aus infiltrierten Niederschlägen dem Grundwasserraum zufließenden und der aus dem Grundwasserraum in die Vorfluter abströmenden Wassermenge sprechen kann. Als Teil des Wasserhaushaltes eines Gebietes entspricht der grundwasserbürtige Abfluss nach DIN 4049-1 (1994) der Grundwasserneubildung. Peschke (1997) und Schwarze et al. (1991) unterteilen den Basisabfluss in einen „kurzfristigen“ Basisabfluss (verzögerter Zwischenabfluss) und einen „langfristigen“ Basisabfluss (grundwasserbürtiger Abfluss). Der langfristige Basisabfluss entspricht dabei weitestgehend der Grundwasserneubildung (Q_{gw}) (Peschke, 1997). Die mittlere Grundwasserneubildungsrate in einer Landschaft kann somit durch folgende Gleichung bilanziert werden:

$$Q_{gw} = N - ET_{real} - Q_D \quad \text{Gl. 2-2}$$

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

2.2 Berechnung der Höhe des Oberflächenabflusses

Nach der Definition in Kap. 2.1 gehört der Oberflächenabfluss zu den Direktabflusskomponenten. Die Oberflächenabflusshöhe ist eine wichtige Grundlage für die Bestimmung der durch Abschwemmung und Erosion in die Oberflächengewässer transportierten Nährstoffe. Vor allem als Eintragspfad für Phosphor spielt die Abschwemmung eine wesentliche Rolle.

Das Auftreten von Oberflächenabfluss ist im Allgemeinen an Starkregenereignisse gebunden und auf stark reliefierte Mittelgebirgsregionen und grundwassernahe Standorte beschränkt. Aus diesem Grund erfolgt die Ermittlung des Oberflächenabflusses bei hydrologischen

Fragestellungen oft mit zeitlich hoch aufgelösten Modellen. Aufgrund der vom RAUMIS-Modell ausgewiesenen mittleren langjährigen Nährstoffüberschüsse war eine ereignisbezogene Ermittlung der Höhe des Oberflächenabflusses bzw. der über Abschwemmung und Erosion in die Oberflächengewässer gelangenden N- und P-Frachten im Rahmen des Projektes nicht angemessen.

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

$$Q_o = Q_{ges} \cdot 2 \cdot 10^{-6} \cdot (N_{Jahr} - 500)^{1,65} \quad \text{Gl.2-3}$$

mit:	Q_o	=	mittlere jährliche Oberflächenabflusshöhe	(mm/a)
	N_{Jahr}	=	mittlere jährliche Niederschlagshöhe	(mm/a)
	Q_{ges}	=	mittlere jährliche Gesamtabflusshöhe	(mm/a)

Ob und in welchem Umfang der auf einer Rasterzelle gebildete Oberflächenabfluss ein Oberflächengewässer erreicht, hängt noch von einer Reihe weiterer Einflussfaktoren ab. Hierzu zählen z.B. die Landnutzung, die Hangneigung und die Anbindung der Einzelflächen an das Gewässernetz.

2.3 Wasserhaushaltsmodell mGROWA

Die Simulation der hydrologischen Situation im Projekt AGRUM-DE erfolgt basierend auf dem mGROWA-Modell, welches am Forschungszentrum Jülich im Rahmen des BMBF-Förderschwerpunktes „KLIMZUG“ (Herrmann et al., 2013; Herrmann et al., 2014a,b) sowie des EU-Projects CLIMB „Climate induced changes on the Hydrology of Mediterranean Basins“ (Herrmann et al., 2016a; Ehlers et al., 2016) zur Simulation des Wasserhaushalts und zur Analyse der Auswirkungen des Klimawandels auf die regional verfügbaren Wasserressourcen entwickelt wurde.

Im Rahmen verschiedener Projekte wird mGROWA seitdem kontinuierlich weiterentwickelt und erweitert, z.B. zur Simulation der möglichen Auswirkungen von Klimaänderungen auf die Grundwasserneubildung in Niedersachsen (Herrmann et al., 2017a), zur expliziten Ausweisung der nachhaltig nutzbaren Grundwassermenge in NRW (Herrmann et al., 2015), zur Ermittlung des Beregnungsbedarfs in der Metropolregion Hamburg (Herrmann et al., 2016b), zur expliziten Ausweisung des Abflussgeschehens im alpinen Raum Sloweniens (Herrmann et al., 2017) sowie im Hinblick auf die Ausweisung der relevanten Eintragspfade für Nährstoffe in den Bundesländern NRW und Rheinland-Pfalz sowie im AGRUM-DE-Projekt.

mGROWA ist ein konzeptionelles rasterbasiertes Modell zur Simulation der tatsächlichen Evapotranspiration, und der Abflusskomponenten Zwischenabfluss, Abfluss aus Drainagen, urbaner Direktabfluss und Grundwasserneubildung in Modellgebieten beliebiger Größe (wenige km² bis >100.000 km²), vgl. Abb. 2-2. Im Sinne von Becker und Serban (1990) handelt es sich um ein *deterministic conceptual distributed grid based hydrologic model*.

Die räumliche und zeitliche Variabilität der Klimaelemente Niederschlag und Gras-Referenzevapotranspiration wird bei der mGROWA-Modellierung im Rahmen der Datenaufbereitung abgebildet, und in der Simulation als Modellinput verwendet. Für das AGRUM-DE-Projekt werden Klimadaten aus dem Climate Data Center (CDC) des Deutschen Wetterdienstes (DWD) verwendet. Zur Berücksichtigung der unterschiedlichen

bodenkundlichen, topografischen, geologischen Verhältnisse werden für die mGROWA-Modellierung im AGRUM-DE-Projekt im Gegensatz zu den Modellierungen auf Länderebene nicht die räumlich höchst-aufgelösten auf Länderebene konsistent verfügbaren Datengrundlagen verwendet, sondern die räumlich höchst-aufgelösten auf Bundesebene konsistent verfügbaren Datengrundlagen.

Die rasterbasierte Simulation des Wasserhaushaltes mit dem Modell mGROWA erfolgt in zwei Stufen (Abb. 2-2), der Simulation der Abflussbildung im Boden in Tagesschritten folgt eine Abflusseparation in Monatsschritten. In der prozessorientierten ersten Stufe wird in Tagesschritten die tatsächliche Evapotranspiration eta von der Erdoberfläche und die Abflussbildung in Form des Sickerwasserabflusses q_t aus dem Boden flächendifferenziert berechnet. Die Berechnung erfolgt für die Oberflächentypen **Boden mit Vegetation**, **versiegelte Fläche** und **freie Wasseroberfläche** mit einer jeweils an die spezifische Wasserspeicherfähigkeit angepassten speziellen Simulationsmethodik (Speicherfunktionen).

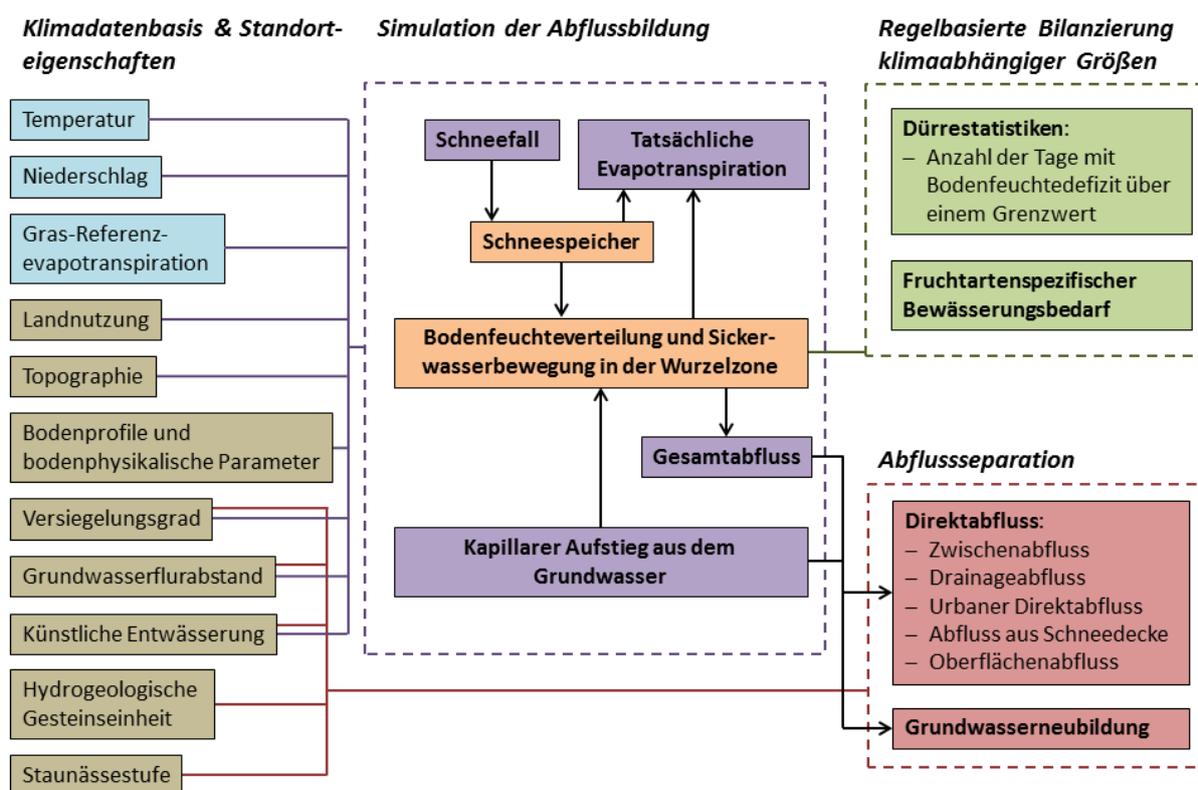


Abb. 2-2: mGROWA-Modellkonzept

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

2.4 Berechnung der Wasserbilanz einzelner Modellelemente

Die innerhalb einer diskreten Zeitspanne durch die verschiedenen Prozesse des Wasserkreislaufs in einem diskreten Modellelement des Modellraumes bewegte Wassermenge wird durch die Wasserhaushaltsgleichung (Gl.2-1) bilanziert:

$$p + q_{in} = et_a + q_t + (s_2 - s_1)$$

Gl.2-4

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

2.5 Berechnung der landnutzungsspezifischen Verdunstung

Als wesentliche Größe der Wasserhaushaltsgleichung muss die landnutzungsspezifische tatsächliche Evapotranspiration flächendeckend berechnet werden. Die im Wasserhaushaltsmodell mGROWA realisierte Berechnung erfolgt für einzelne Tage auf Basis der sogenannten Gras-Referenzevapotranspiration et_0 , eines landnutzungsspezifischen Verdunstungsfaktors k_{LN} , einer Funktion $f(\beta, \gamma)$ zur Berücksichtigung der Hangexposition und -neigung sowie einer Speicherfunktion $f(s)$ zur Berücksichtigung der für die Verdunstung zur Verfügung stehenden Wassermengen nach Gl. 2-5:

$$et_a = et_0 \cdot k_{LN} \cdot f(\beta, \gamma) \cdot f(s)$$

Gl. 2-5

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

Verdunstungsfaktoren für einzelne Feldfrüchte (z.B. Allen et al., 1998; Dommermuth und Trampf, 1991; DVWK, 1996; Engel et al., 2012) oder auch Landnutzungsklassen (z.B. ATV-DVWK, 2002) sind vielfach publiziert worden. Aufgrund des Wachstums der Vegetation verändern sich die Albedo, die Bestandeshöhe sowie die verdunstungsrelevanten Widerstandswerte und es resultiert für die meisten Landoberflächen ein Jahresgang der Verdunstungsfaktoren. Für die Simulation des Wasserhaushalts mit mGROWA im AGRUM-Deutschland-Projekt steht zur Berücksichtigung des Einflusses der Vegetation das ATKIS® Basis-DLM des Amtlichen Topographisch-Kartographischen Informationssystems (ATKIS) zur Verfügung.

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

Bei der Berechnung der Gras-Referenzevapotranspiration mit Hilfe der Penman-Monteith-Gleichung wird eine ebene Landoberfläche vorausgesetzt. Im Gegensatz zu dieser erhalten Hangflächen jedoch, abhängig von ihrer Neigung und Exposition, einen veränderten Energieeintrag durch die einfallende Strahlung. Die Verdunstung ist auf nördlich ausgerichteten Hängen kleiner und auf südlich ausgerichteten Hängen größer als auf einem vergleichbaren Standort in der Ebene. Aus diesem Grund muss eine Korrekturfunktion (Gl.2 - 6) berücksichtigt werden. Kunkel und Wendland (1998) haben diese Korrekturfunktion auf Basis der Untersuchungen von Golf (1981) ermittelt (vgl. Abb. 2-3).

$$f(\beta, \gamma) = (1,605 \cdot 10^{-2} \cdot \sin(\beta - 90) - 2,5 \cdot 10^{-4}) \cdot \gamma + 1 \quad \text{Gl. 2-6}$$

Hierin sind β die Hangexposition gegenüber Nord und γ die Hangneigung (jeweils in $^{\circ}$).

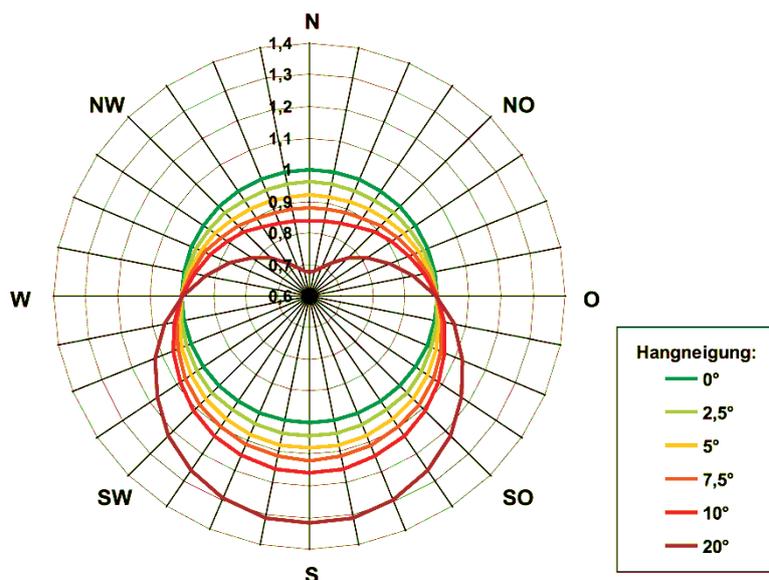


Abb. 2-3 Funktionswerte der Korrekturfunktion für nicht ebene Oberflächen.

Mit dem letzten Faktor in Gl. 2-5 wird die für die Verdunstung zur Verfügung stehende Wassermenge berücksichtigt. Die Funktion $f(s)$ ist für die verschiedenen Standorttypen:

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

unterschiedlich definiert und wird in den nächsten Abschnitten erläutert.

2.6 Wasserhaushaltssimulation auf Flächen mit Vegetation

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

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

Auf grundwasserbeeinflussten Böden erfolgt die Wasserversorgung der Vegetation aus dem im Wurzelraum gespeicherten und dem von der Grundwasseroberfläche kapillar aufsteigenden Wasser. Das in diesen Böden kapillar aufsteigende Wasser stellt quasi eine Grundwasserzehrung dar. Im Modell mGROWA ist der Grundwasserflurabstand eine Randbedingung und kann variabel als Jahresgang in Monatsschritten vorgegeben werden. Abbildung 2-6 zeigt schematisch die mit dem Jahresgang des Grundwasserflurabstandes in Verbindung stehenden Prozesse.

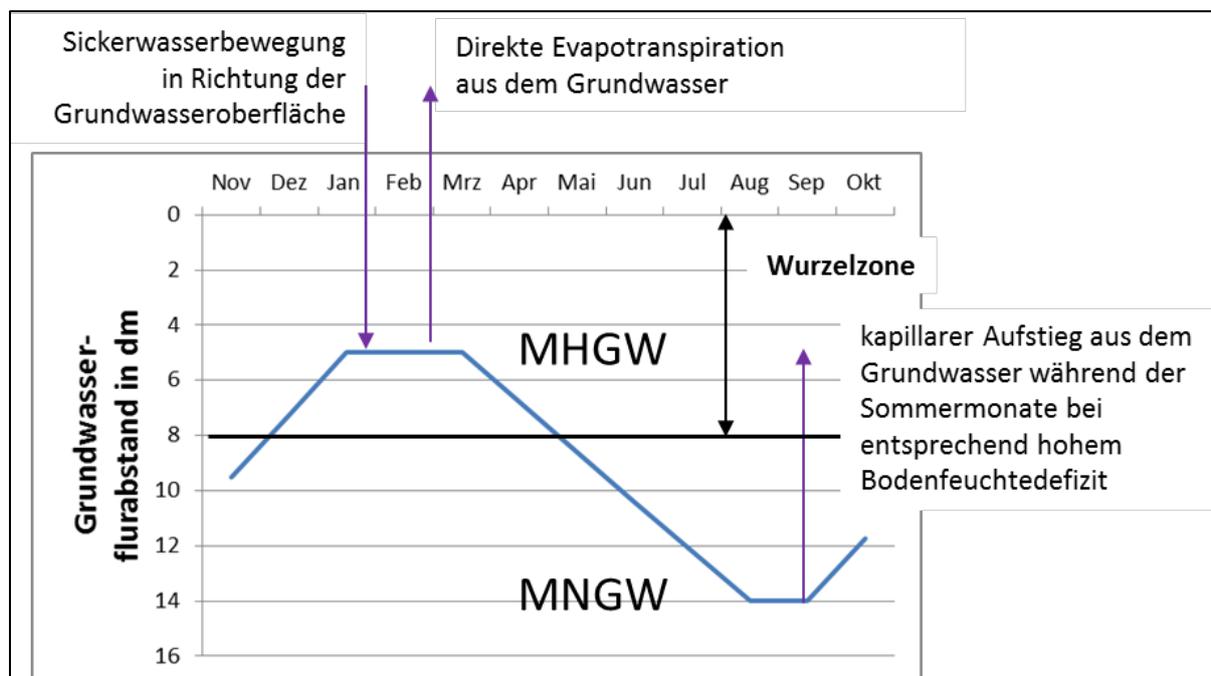


Abbildung 2-6: Schematische Darstellung des „natürlichen“ Jahresganges des Grundwassers sowie der in diesem Zusammenhang mit mGROWA simulierten Prozesse. MHGW – mittlerer Hochstand des Grundwassers; MNGW – mittlerer Niedrigstand des Grundwassers.

Als Datenbasis zur Berechnung des Jahresganges des Grundwasserflurabstandes dient die Information zur Grundwasserstufe aus Bodenkarten. Den Grundwasserstufen können mittlere

Hoch- und Niedrigstände des Grundwassers (MHGW und MNGW) zugewiesen werden, die jeweils den mittleren Schwankungsbereich des Grundwassers begrenzen. Auf Basis dieser Werte können flächendeckend monatliche Grundwasserflurabstände mit dem in Engel et al. (2012) für das Modell BOWAB vorgeschlagenen Algorithmus interpoliert werden. Diese Vorgehensweise erlaubt die Abbildung der Aktivierung landwirtschaftlicher Drainagesysteme mit hohen Drainageabflüssen während des Winterhalbjahres. Abbildung 2-7 zeigt, wie die Grundwasserdrainagen im Modell den Jahresgang der Randbedingung Grundwasserflurabstand beeinflussen.

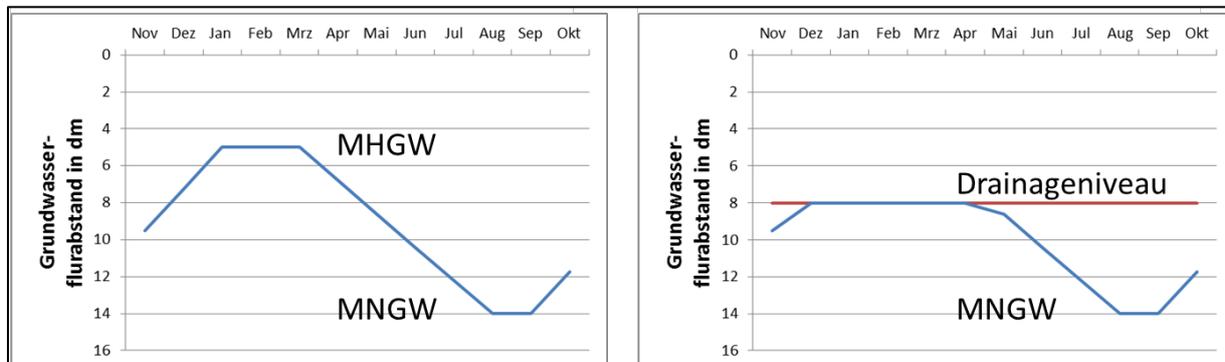


Abbildung 2-7: Schematische Darstellung des variablen Grundwasserflurabstand in Verbindung mit Drainagen (rechts). MHGW – mittlerer Hochstand des Grundwassers; MNGW – mittlerer Niedrigstand des Grundwassers.

2.7 Wasserhaushaltssimulation auf urbanen Flächen

Auf den versiegelten Flächen der urbanen Räume – z.B. Asphaltflächen, Dachflächen mit Entwässerung, Straßenpflaster – ist der Betrag der Verdunstung ebenfalls abhängig von der zur Verfügung stehenden Wassermenge. Im Gegensatz zum Boden kann von den versiegelten Flächen jedoch nur das Wasser verdunsten, welches auf der Oberfläche auch gespeichert werden kann. Auf typischen versiegelten Flächen urbaner Räume kann etwa 1 mm Regenwasser gespeichert werden (abgeleitet aus Untersuchungen von Wessolek und Facklam, 1997). Der Anteil des Niederschlages, der nicht gespeichert werden kann, bildet den Abfluss von versiegelten Flächen.

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

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

2.8 Wasserhaushaltssimulation auf freien Wasseroberflächen

Auf freien Wasseroberflächen steht für den Evaporationsprozess immer ausreichend Wasser zur Verfügung. Die Speicherfunktion in Gl.2-5 ist in diesem Fall als $f(s) = 1$ definiert. Die Korrekturfunktion $f(\beta, \gamma)$ nimmt ebenfalls den Wert 1 an, was dazu führt, dass die Evaporation nur durch die atmosphärischen Bedingungen gesteuert wird. An Tagen, an denen die tatsächliche Verdunstung den Niederschlag überschreitet, wird in der Bilanz Wasser aus dem Reservoir der Fläche entnommen. Diese entnommene Wassermenge hat ebenfalls den Charakter eines Modellinputs – die Wassermenge strömt quasi in den Bilanzraum ein – und wird für die entsprechenden Rasterzellen des Modellgebietes nach Gl. 2-7 bilanziert.

$$q_{in,i} = \begin{cases} et_{a,i}, & p_i = 0 \\ et_{a,i} - p_i, & p_i < et_{a,i} \\ 0, & p_i > et_{a,i} \end{cases} \quad \text{Gl. 2-7}$$

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

2.9 Separation des Gesamtabflusses in die Abflusskomponenten

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

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

$$q_{SW} = BFI \cdot q_{SW} + (1 - BFI) \cdot q_{SW} = q_r + q_d \quad \text{Gl. 2-8}$$

Es wurde ein hierarchischer Ansatz verwendet, bei dem jeweils nur eine Gebietskenngröße als bestimmend für den Basisabflussanteil angesehen wird. Weitere Parameter werden erst dann betrachtet, wenn die primäre Gebietskenngröße nicht relevant ist. Jeder Eigenschaft wird dabei ein charakteristischer BFI-Wert zugeordnet. Der hierarchische Ansatz ist sechsstufig gegliedert (vgl. Abb. 2-6).

Hierbei wird für den betreffenden Standort zunächst bestimmt, ob eine nennenswerte Versiegelung vorliegt. Liegt keine Versiegelung vor, wird überprüft, ob eine künstliche

Entwässerung landwirtschaftlich genutzter Flächen zu erwarten ist. In diesem Fall werden nach dem Ansatz von Kuhr und Tetzlaff (Kuhr, 2006; Tetzlaff et al., 2008) potenziell gedränzte landwirtschaftliche Nutzflächen ausgewiesen und in Abhängigkeit vom Bodentyp und der Bodennutzung ein fester Dränabflussanteil zugeordnet. Ist eine künstliche Entwässerung eher unwahrscheinlich, werden für Lockergesteinsbereiche zusätzlich die bodenhydrologischen Faktoren Flurabstand und Staunässe sowie die lokale Hangneigung betrachtet. In Festgesteinsbereichen wird die hydrogeologische Gesteinseigenschaft als abflusswirksame Gebietseigenschaft angesehen.

Für unversiegelte Oberflächen wird als nächstes der Grundwasserflurabstand für die Aufspaltung des Gesamtabflusses in die Komponenten relevant. Auf ebenen grundwassernahen Standorten wird im Modell mGROWA in vertikaler Richtung in der gesamten ungesättigten Zone die Wasserbewegung bilanziert. Auf diesen Flächen findet kein relevanter Direktabfluss statt. Das Sickerwasser aus den bilanzierten Modellschichten erreicht aufgrund des geringen Grundwasserflurabstandes direkt die Grundwasseroberfläche und wird somit per Definition Grundwasserneubildung. Durch kapillar aufsteigendes Grundwasser kann auf diesen Standorten vor allem in den Sommermonaten jedoch auch eine Grundwasserzehrung einsetzen. Um diesen Wechselwirkungen Rechnung zu tragen, wird die sogenannte Netto-Grundwasserneubildung q_{rn} berechnet, die in den Monaten negative Werte annimmt, in denen der kapillare Aufstieg überwiegt. Darauf aufbauend kann durch Bildung der Jahressummen bestimmt werden, ob im mehrjährigen Mittel im Wasserwirtschaftsjahr netto eine Grundwasserzehrung stattfindet. Die entsprechende Rasterzelle ist dann Teil eines Zehrgebietes. Für den Fall, dass auf grundwassernahen Standorten Drainagen für eine zusätzliche Entwässerung und Absenkung der natürlichen Grundwasserstände sorgen, wird ein Drainageabfluss q_{drain} berechnet. Eine Drainage sorgt zusätzlich zum bereits beschriebenen Mechanismus der Grundwasserzehrung für eine reduzierte Grundwasserneubildung vor allem in den Wintermonaten.

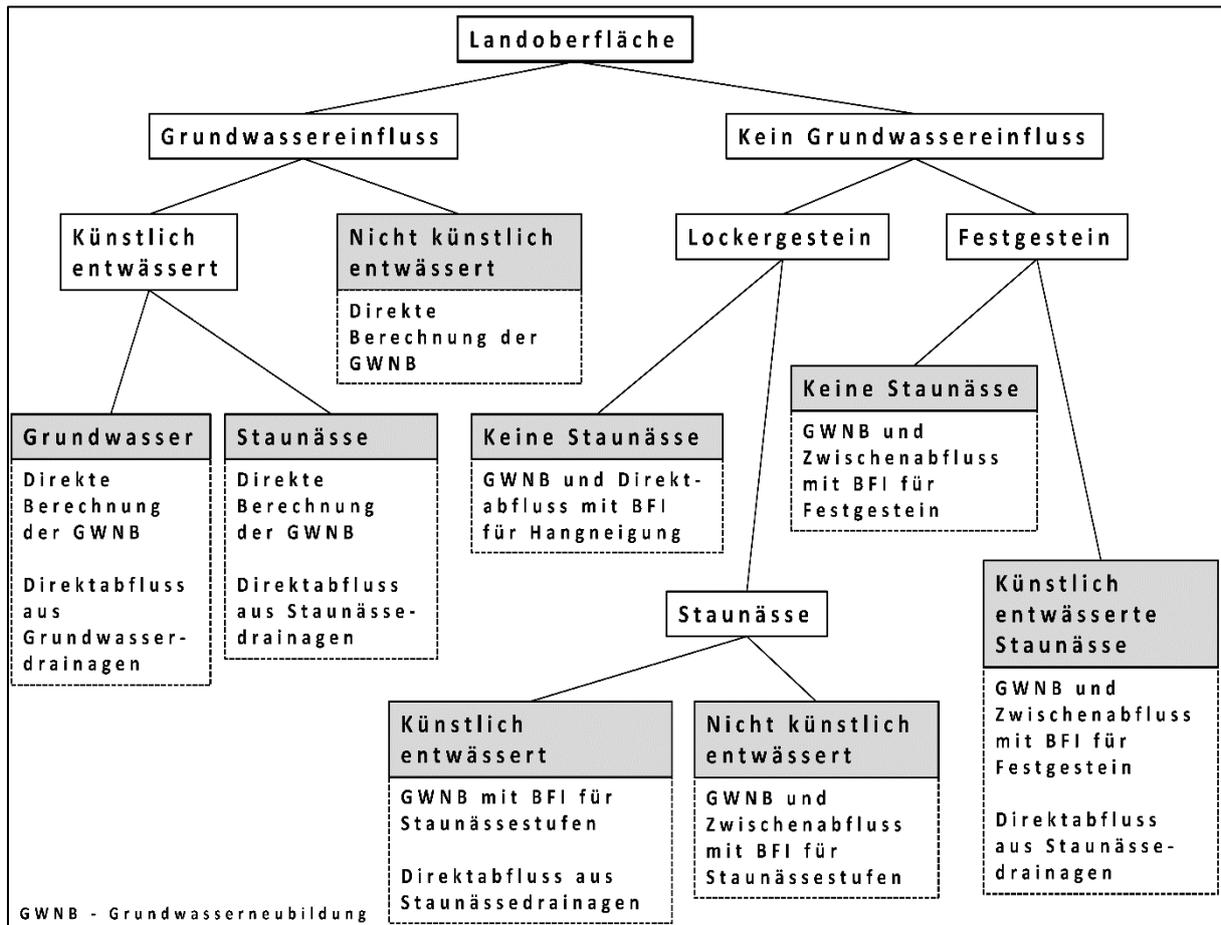


Abb. 2-6: Hierarchisches Modell zur Abflusseparation in die Eintragspfade.

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

3 Simulation der diffusen N-Einträge ins Grundwasser und die Oberflächengewässer

Mit den Modellen mGROWA-DENUZ-WEKU des FZ Jülich wird eine flächendifferenzierte Modellierung der diffusen und punktförmigen N-Einträge ins Grundwasser und die Oberflächengewässer über die verschiedenen Austragspfade unter Berücksichtigung des Nährstoffabbaus in Boden und Grundwasser vorgenommen. Auf die Eintragspfade und Berechnungsansätze zur Abbildung von N-Einträgen über Punktquellen und urbane Systeme wird nicht eingegangen, da diese im AGRUM-DE-Projekt über das Modell MONERIS abgebildet werden.

Die Ausweisung der N-Einträge erfolgt in der Regel als Gesamtsumme in t/a N. Hierbei kann sowohl die Gesamtsumme über alle diffusen und alle punktförmigen N-Einträge dargestellt werden, als auch die Summen für jeden Einzelpfad. Bei den diffusen N-Einträgen wird zum Teil zusätzlich der N-Eintrag pro Flächeneinheit in kg/(ha·a) ausgewiesen, um einen flächenspezifischen Vergleich der Einträge zu ermöglichen. Alle diese Angaben sind immer auf die gesamte verlagerbare N-Menge bezogen, d.h. es wird in der Regel keine Unterscheidung in die verschiedenen N-Verbindungen vorgenommen. Vereinfachend wird im Modellsystem mGROWA-DENUZ-WEKU weiterhin davon ausgegangen, dass die gesamte verlagerbare N-Menge als Nitratstickstoff (NO₃-N) vorliegt.

Der Nitratstickstoff bezeichnet die Menge (Y) an Stickstoff, welche in der Menge (X) Nitrat vorhanden ist. Wenn also z.B. 100 mg/L Nitrat (NO₃) vorliegen, dann bezeichnet der Nitratstickstoff (NO₃-N) die Menge an Stickstoff welche in den 100 mg/L Nitrat enthalten ist. In dem genannten Beispiel wären das 22,58 mg NO₃-N. Der Umrechnungsfaktor von NO₃-N zu NO₃ ist 4,43, d.h. der NO₃-N-Gehalt * 4,43 ergibt den Nitratgehalt. Eine NO₃-N-Konzentration im Sickerwasser von 22,58 mg/L NO₃-N entspricht in diesem Sinne einer Nitratkonzentration im Sickerwasser von 22,58*4,43 mg/L = 100 mg/L NO₃. Explizit als Nitrat (NO₃) wird nur die Nitratkonzentration im Sickerwasser angegeben, da diese einen Bezug zum Grundwassergrenzwert von 50 mg/L NO₃ aufweist.

Um konsistent zu den oben aufgeführten Einheiten der N-Einträge zu sein, erfolgt die Angabe der Denitrifikationsumsätze in Boden und Grundwasser daher ebenfalls in t/a N bzw. kg/(ha a) N, d.h. diese Angaben sind daher ebenfalls auf den Nitratstickstoff-Gehalt (NO₃-N) bezogen). Gleiches gilt für die N-Einträge, die gekoppelt an die Komponenten des Abflusses über die verschiedenen Abflusskomponenten in die Vorfluter gelangen.

Abb. 3-1 zeigt schematisch die Kopplung der einzelnen Modellbausteine zur Quantifizierung der diffusen und punktförmigen N-Einträge in die Grund- und Oberflächengewässer. Grundlage für eine nach den Abflusskomponenten differenzierende, eintragspfadbezogene Quantifizierung der diffusen N-Einträge ins Grundwasser und die Oberflächengewässer ist die flächendifferenzierte Simulation der Wasserhaushaltssituation mit dem mGROWA-Modell. Zur Ermittlung der diffusen N-Einträge werden die Modelle DENUZ (Kunkel u. Wendland, 2006) und WEKU (Kunkel u. Wendland, 1997) mit dem RAUMIS-Modell verknüpft.

Aus dem Gesamtabfluss werden zunächst die Abflusskomponenten des Direktabflusses (Oberflächenabfluss, natürlicher Zwischenabfluss und Dränabfluss) und die Grundwasserneubildung (Basisabfluss, Grundwasserabfluss) bestimmt, welche die Hauptaustagspfade für den N-Eintrag darstellen. Gekoppelt an die Abflusskomponenten gelangen die N-Einträge mit unterschiedlicher Zeitverzögerung in die Oberflächengewässer. Auf dem Transport in der ungesättigten Zone und im Grundwasserraum unterliegt das Nitrat Abbauprozessen, durch die Belastungen unterliegender Gewässersysteme je nach Standortbedingung deutlich verringert werden können, sofern die Abbaukapazität der Gesteins- und Sedimentformationen nicht überschritten wird.

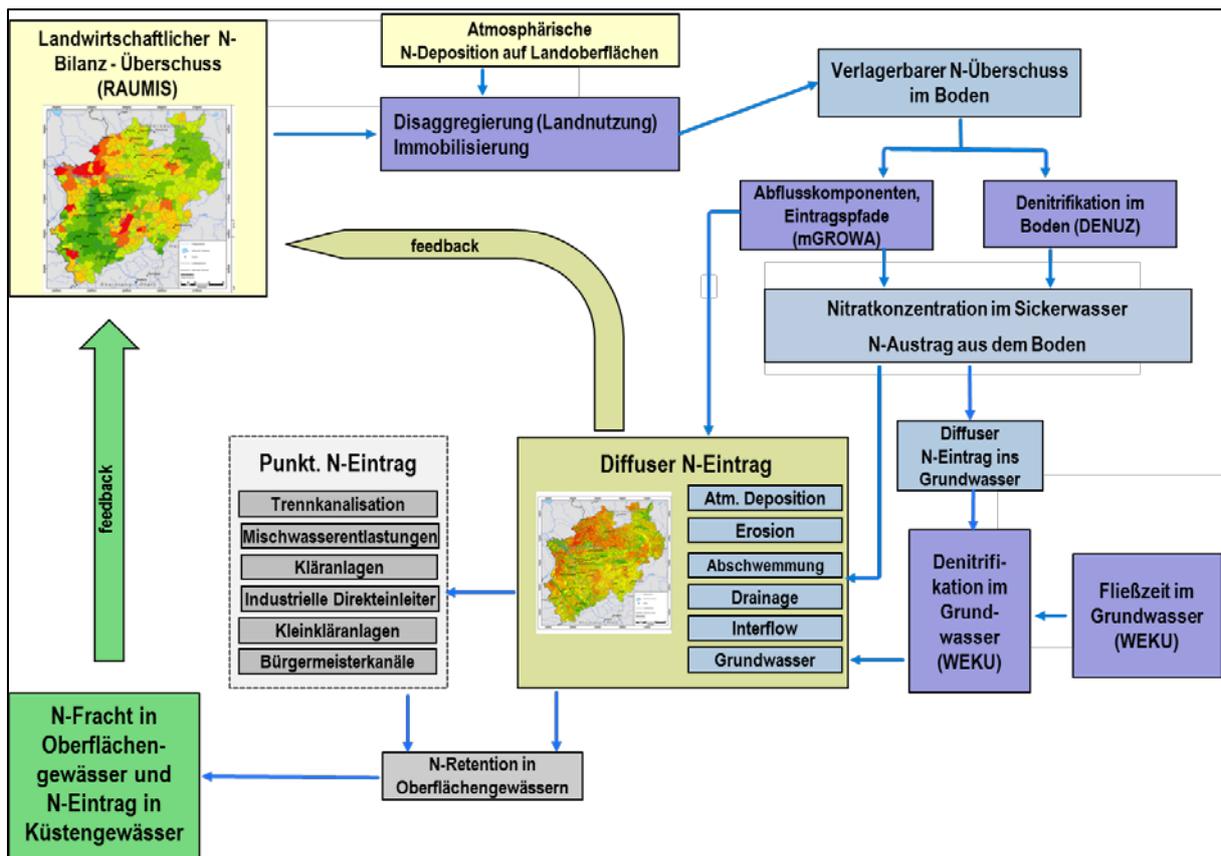


Abbildung 3-1: Schematische Darstellung der Simulation der N-Einträge in die Oberflächengewässer (mGROWA-DENUZ-WEKU-Modell)

Der Nitratabbau im durchwurzelten Boden wird im DENUZ-Modell auf Basis einer gebietsumfassenden Klassifizierung des Nitratabbaupotentials in Boden vorgenommen und die jeweiligen Abbauverluste als Funktion der jeweiligen Standorteigenschaften unter Zugrundelegung einer Michaelis-Menten Kinetik flächendifferenziert quantifiziert. Da der Nitratabbau in der ungesättigten Zone unterhalb des durchwurzelten Bereichs in modellhafter Annahme vernachlässigt wurde, sind die N-Einträge in die Oberflächengewässer über den natürlichen Zwischenabfluss sowie über den Dränabfluss damit bereits an dieser Stelle bestimmt.

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

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

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

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

3.1 Quantifizierung der atmosphärischen N-Deposition auf Wasserflächen

Die atmosphärische N-Deposition ist eine diffus wirkende N-Quelle, die bei der räumlich differenzierten Quantifizierung der Stickstoffeinträge ins Grundwasser und die Oberflächengewässer berücksichtigt werden muss. Während die atmosphärische N-Deposition auf Ackerland, Grünland und Wald bei der Ermittlung der N-Einträge über diffuse Eintragspfade berücksichtigt wird und die N-Deposition auf urbanen Flächen in die Ermittlung der N-Einträge über Trennkanalisation eingeht, ist die direkte atmosphärische Deposition auf Wasserflächen eine Bilanzgröße, die separat ermittelt wird.

Die durch atmosphärische Deposition auf Wasserflächen eingetragenen Stickstoffmengen wurden basierend auf den von Schaap et al. (2017, in review) ermittelten Werten der atmosphärischen N-Deposition abgeleitet. Gebietskulisse hierfür waren sämtliche Wasserflächen des DLM25, die an Fließgewässer angeschlossen sind. Dies sind einerseits explizit als Polygone ausgewiesene Wasserflächen, wie z.B. Binnenseen und große Ströme, und andererseits als Linien dargestellte Wasserflächen, wie z.B. kleine Flussläufe, Gräben und Kanäle.

Die Polygone des DLM25 sind für die Ableitung der Wasserflächen direkt nutzbar, bei den linienförmigen Darstellungen werden die differenzierten Angaben des DLM25 zu Flussbreiten verwendet, um die entsprechenden Flächen abzuleiten.

Die Quantifizierung der atmosphärischen N-Deposition auf Wasserflächen erfolgte dann nach Einzugsgebieten getrennt durch Verknüpfung der flächenhaft vorliegenden N-Depositionswerte mit den ausgewiesenen Wasserflächen. Hieraus wurde dann ein Mittelwert der N-Deposition auf den Gewässerflächen des jeweiligen Einzugsgebietes bestimmt.

3.2 Quantifizierung der N-Einträge in die Oberflächengewässer über Abschwemmung

Über die Abschwemmung wird gelöster Stickstoff (Nitrat) mit dem Oberflächenabfluss (d.h. an der Erdoberfläche) in den Vorfluter eingetragen. Die flächendifferenzierte Modellierung der N-Einträge über Abschwemmung setzt daher eine Modellierung der Höhe des Oberflächenabflusses voraus. Zu nennenswerten Abschwemmungsprozessen bis ins Oberflächengewässer kommt es aber nur von Flächen mit folgenden Standortbedingungen:

- Böden mit Lehm im Oberboden

Hierbei wird davon ausgegangen, dass sich in Lehmböden aufgrund ihrer geringen Durchlässigkeit im Oberboden wassergesättigte Verhältnisse ausbilden können, die Abschwemmungsprozesse begünstigen.

- Landwirtschaftlich genutzte Flächen
Hierbei wird unterstellt, dass es nur auf Acker- und Grünlandflächen zur Bildung von Oberflächenabfluss und damit Abschwemmungsprozessen kommt.
- Flächen ohne künstliche Entwässerung
Künstliche Entwässerungssysteme wurden angelegt, um die Versickerung und den Transport von Wasser im Boden zu beschleunigen. Folglich ist davon auszugehen, dass Abschwemmungsprozesse nur auf Flächen auftreten, die nicht künstlich entwässert werden.
- Flächen mit einer Hangneigung über 2%
Hierbei wird unterstellt, dass nur Flächen mit einer Hangneigung > 2% nennenswerte Oberflächenabflusshöhen aufweisen.
- Flächen mit direkter Anbindung an ein Oberflächengewässer
Hierbei wird unterstellt, dass nur von Flächen mit einer direkten Anbindung an ein Oberflächengewässer Abschwemmungsprozessen unterliegen.

Zur Modellierung des N-Eintrags in die Oberflächengewässer über Abschwemmung werden darüber hinaus diejenigen Flächen identifiziert, die eine hydraulische Anbindung ans Gewässer haben, die an Fließwege angeschlossen sind. Die zum N-Eintrag über Abschwemmung beitragenden Teilflächen zeichnen sich also durch eine Hangneigung von mehr als 2 % auf, einen hohen Lehmanteil im Oberboden, eine landwirtschaftliche Nutzung, keine Dränung und eine hydraulische Anbindung an Fließgewässer. Nur wenn diese Parameter in Kombination auftreten, können die Teilflächen signifikante „Liefergebiete“ für N-Einträge in die Oberflächengewässer über die Abschwemmung darstellen.

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

3.3 Quantifizierung der N-Einträge in die Oberflächengewässer über Erosion

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

Die Höhe der partikulären N-Einträge ist neben der ins Gewässer eingetragenen Sedimentmenge auch vom N-Gehalt des erodierten Oberbodens abhängig. Diese Daten müssen als Gehalte in N_{gesamt} zur Verfügung stehen. Entsprechende Daten standen für dieses Projekt nicht zur Verfügung. Daher wurde der N-Gesamtgehalt in Anlehnung an Behrendt et al. (1999) mit 2000 mg/kg angesetzt.

3.4 Abschätzung der im Boden festgelegten N-Menge

Bei der Modellierung des reaktiven Stickstofftransports im Boden und im Grundwasser sowie der Modellierung des N-Eintrags ins Grundwasser und die Oberflächengewässer über die Eintragspfade natürlicher Zwischenabfluss, Dränabfluss und Grundwasser wird vereinfachend

davon ausgegangen, dass die gesamte verlagerbare N-Menge als Nitrat vorliegt. Bei ackerbaulich genutzten Böden wird davon ausgegangen, dass die Böden durch die jahrelange Düngung eine N-Sättigung aufweisen, so dass die N-Gehalte in der Bodensubstanz des Oberbodens nahezu konstant bleiben. Die N-Austräge aus ackerbaulich genutzten Böden entsprechen dann genau den nicht von der Erntesubstanz aufgenommenen N- Zufuhren (vor allem N-Überschüsse aus der RAUMIS-N-Bilanz und atmosphärische Deposition) minus den Denitrifikationsverlusten im durchwurzelten Bodenbereich. Für Grünland sowie bewaldete Flächen wird unterstellt, dass über die Denitrifikationsverluste hinaus ein Teil der N-Zufuhren im Boden gespeichert wird und zum Aufbau der organischen Bodensubstanz beiträgt. Diese N-Immobilisierung wurde im AGRUM-DE-Projekt in Anlehnung an Müller und Raissi (2002) für Grünland bei 57 %, für Nadelwald bei 50 % und für Laubwald bei 71 % der Summe aus N-Bilanzüberschüssen aus der Landwirtschaft und atmosphärischer Deposition als Startgröße angesetzt (vgl. Ackermann et al., 2015; Heidecke et al., 2015). Die Höhe der im Boden festgelegten N-Menge wird jedoch endgültig erst bei der Modellkalibrierung ermittelt und wird daher erst in Kap. xxx dargestellt und ausführlicher diskutiert.

3.5 Quantifizierung des Nitratbaus im Boden (DENUZ-Modell)

Der in den Boden eingetragene Stickstoff gelangt im Allgemeinen nicht vollständig in das Grundwasser bzw. die Oberflächengewässer. Durch mikrobielle Umsetzungsprozesse im Boden kann ein Teil der organischen und mineralischen Stickstoffverbindungen in reduzierte gasförmige Stickstoffverbindungen umgewandelt werden, die den Bodenraum in die Atmosphäre verlassen können. Ausmaß und Kinetik der Denitrifikation im Boden hängen in komplexer Weise von einer Vielzahl verschiedener Einflussfaktoren ab. Begünstigend für eine Denitrifikation im Boden sind beispielsweise eine hohe Bodenfeuchte, hohe Bodendichten und hohe Bodentemperaturen. Im Gegensatz dazu ist mit einer gehemmten Denitrifikation bei zur Versauerung neigenden Böden und mit einem reduzierten Humusgehalt zu rechnen (Hoffmann, 1991; Köhne u. Wendland, 1992; Kreins et al., 2010; Kunkel u. Wendland, 2006; Wendland, 1992; Wendland et al., 1993). Für die Modellierung der Denitrifikation im Boden wird eine Michaelis-Menten Kinetik zu Grunde gelegt:

$$\frac{dN(t)}{dt} + D_{\max} \cdot \frac{N(t)}{k + N(t)} = 0 \quad \text{Gl.3-1}$$

mit:	N(t):	N-Gehalt im Bodens nach der Verweilzeit t	[kg N/(ha a)]
	t:	Verweilzeit	[a]
	D _{max} :	maximale Denitrifikationsrate	[kg N/(ha a)]
	k:	Michaelis-Konstante	[kg N/(ha a)]

D_{max} bezeichnet hierbei die von den Milieubedingungen abhängige maximale Denitrifikationsrate eines Bodens, die sich aus Bodeneigenschaften ableiten lässt. Zur Bestimmung der maximale Denitrifikationsrate wurde auf Ergebnisse vorliegender Studien zurückgegriffen, in der die Nitratbaueigenschaften von Böden auf Basis von Bodenkarte 1:50.000 ausgewiesen worden sind (z.B. Wendland, 1992; Kuhr et al., 2014; Wienhaus et al., 2008). Dort wurden in Abhängigkeit vom Bodentyp und der Grundwasserbeeinflussung fünf Klassen unterschiedlicher Denitrifikationsbedingungen bzw. maximaler Denitrifikationsraten voneinander unterscheiden. Die in Tab. 3-1 angegebenen Denitrifikationsraten sind jedoch als jährliche Abschläge zu verstehen, um die die N-Einträge in den Boden im Mittel verringert werden. Sie berücksichtigen aber nicht die unterschiedlichen Fließzeiten im Boden, die beim DENUZ-Ansatz explizit in die denitrifizierte N-Menge eingehen und können somit nicht direkt als DENUZ-Parameter verwendet werden.

Aus diesem Grund wurden die in Tab. 3-1 angegebenen Denitrifikationsraten unter Einbeziehung der Ergebnisse aus den eigenen Forschungsarbeiten in den Bundesländern Mecklenburg-Vorpommern, Schleswig-Holstein, Sachsen-Anhalt, Niedersachsen, Nordrhein-Westfalen, Rheinland-Pfalz, Thüringen und dem Einzugsgebiet der Weser auf die im Mittel auftretenden Fließzeiten im Boden bezogen und so modifiziert, dass das Zusammenspiel aus auftretenden Fließzeiten, verlagerbaren N-Mengen im Boden und Abbauraten im Mittel eine jährliche Denitrifikation ergibt, die innerhalb der Wertespannen von Tab. 3-1 liegt. Dies erfolgte iterativ über mehrere DENUZ-Rechnungen.

Die Michaelis-Konstante (k), welche die Kinetik der Denitrifikation im Bereich geringer Konzentrationen bestimmt, wurde nach Wendland, (1992) auf Werte zwischen 18,7 kg N/(ha a) (schlechte Denitrifikationsbedingungen) und 2,5 kg N/(ha a) (gute Denitrifikationsbedingungen) gesetzt. Das Ausmaß des Nitratabbaus wird hierbei durch die Verweilzeit des Sickerwassers in der durchwurzelten Bodenzone (t_{Boden}) bestimmt.

Tab. 3-1: Denitrifikation in der Wurzelzone von Böden (Wienhaus et al., 2008, modifiziert)

Denitrifikationsstufe	Jährlicher N-Abbau [kg N/(ha a)]	Grund-/ Stauwassereinfluss	Geologische Ausgangssubstrate	Bodentypen (Beispiele)
1: sehr gering	< 10 [10]	[trocken] ganzjährig keine Wassersättigung	[gering humos] flachgründig verwitterte Festgesteine, tiefgründig verwitterte sandige Festgesteine, sandige Lockergesteine	Felshumusboden, Syrosem, Ranker, Regosol, Rendzina, Braunerde, Podsol
2: gering	10 – 30 [20]	[trocken] ganzjährig keine Wassersättigung	[humos] Alluvium, Kolluvium; schluffige und tonige Lockergesteine, erhöhte Humusgehalte, auch im Unterboden	Pararendzina, Parabraunerde, Pelosol, Tschernosem, Auenboden, Kolluvisol, Plaggenesch
		[zeitweise nass] Grund- oder Stauwassereinfluss	[gering humos] sandige Lockergesteine, geringe Humusgehalte	Podsol-Gley (Sand-Gley); Pseudogley
3: mittel	30 – 50 [40]	[zeitweise nass] Grund- oder Stauwassereinfluss	[gering humos] schluffig-lehmige Lockergesteine, geringe Humusgehalte	Gley-Pseudogley, Pseudogley-Gley, Haftnässepseudogley
4: hoch	50 – > 150 [60]	[zeitweise nass] Grund- oder Stauwassereinfluss	[humos] nicht sandige, fluviale, limnogene und marine Lockergesteine	Gley, Stagnogley, Gley-Auenboden
		Grundwasser nur zeitweise im Torfkörper	[Torfe] Hoch- und Niedermoortorfe	Niedermoor, Hochmoor
5: sehr hoch	>> 150 [100]	[nass] ganzjähriger Grundwassereinfluss (MHGW \leq 6 dm)	[humos – reduzierter Schwefel] Tschernosem, fluviale, limnogene und marine Lockergesteine, (Gesteine mit hohem Anteil an C und reduziertem S)	Gley-Tschernosem, Marschböden
			[Torfe] Torfe, torfhaltige Substrate, organische Mudden	Niedermoor, Hochmoor, Moorgley, Organomarsch

Die Verweilzeit des Sickerwassers im Boden (Gl.3-2) wurde aus der Feldkapazität des Bodens und der Sickerwasserrate abgeleitet (Hennings, 2000; Müller u. Raissi, 2002), wobei der Index i dabei über alle denitrifizierenden Schichten des Bodenprofils läuft:

$$t_{\text{Boden}} = \frac{1}{Q_{\text{SW}}} \sum_i nFK_i \cdot d_i \quad \text{Gl. 3-2}$$

mit:	t_{Boden}	Verweilzeit des Sickerwassers im Boden	[a]
	Q_{SW} :	Sickerwasserrate	[mm/a]
	nFK :	Wasserspeichervermögen (nutzbare. Feldkapazität)	[mm/dm]
	d	Schichtmächtigkeit	[dm]

Die Denitrifikation im Boden, in Gl.3-3 als d_{Boden} bezeichnet, ergibt sich dann aus dem Verhältnis des N-Austrags aus dem Boden, der durch (numerisches) Lösen von Gl.3-1 berechnet wird, und der verlagerbaren Nitrat-N-Menge im Boden.

$$d_{\text{Boden}} = \frac{N(D_{\text{max}}, k, N_0, t_{\text{Boden}})}{N_0} \quad \text{Gl. 3-3}$$

mit:	d_{Boden}	Relative Denitrifikationsverluste im Boden	[-]
	N :	Auswaschungsgefährdete Nitrat-N-Menge unter der Wurzelzone	[kg N/(ha a)]
	N_0 :	Auswaschungsgefährdete Nitrat-N-Menge im Boden	[kg N/(ha a)]

3.5.1 Modellierung der Nitratkonzentration im Sickerwasser

Durch Kombination der Verweilzeit des Sickerwassers im Boden mit den verlagerbaren Stickstoffüberschüssen im Boden und den Denitrifikationsbedingungen im Boden können die Denitrifikationsverluste im Boden berechnet und die N-Austräge $N(t)$ aus dem Boden quantifiziert werden. Durch Kombination der berechneten N-Austräge aus dem Boden mit der Sickerwasserrate (Q_{SW}) lässt sich die potenzielle Nitratkonzentration im Sickerwasser (c_{NO_3}) berechnen:

$$c_{\text{NO}_3} = \frac{443 \cdot N(t)}{Q_{\text{SW}}} \quad \text{Gl.3-4}$$

mit:	c_{NO_3} :	Potentielle Nitratkonzentration im Sickerwasser	(mg/L)
	$N(t)$:	Nitrat-N-Austräge aus dem Boden nach Verweilzeit t	[kg N/(ha a)]
	Q_{SW} :	Sickerwasserrate	[mm/a]

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

Eine Reihe von Untersuchungen belegen, dass in der ungesättigten Zone unterhalb des durchwurzelten Bodenbereichs im Allgemeinen kein nennenswerter Nitratabbau stattfindet (Obermann, 1981; Schulte-Kellinghaus, 1987; Voss, 1985). Andere Untersuchungen (mündl. Aussage Herr Schroedter am 8.10.2013 unter Bezugnahme auf Angaben der Deutschen Bodenkundlichen Gesellschaft (DBG)) haben dagegen gezeigt, dass der Nitratabbau in den Grundwasserdeckschichten regional durchaus beachtlich sein kann, z.B. in Regionen, in denen eine DOC-Einwaschung stattgefunden hat und ein Luftabschluss auftritt. Aufgrund unzureichender Datengrundlagen konnten Gebiete, in denen solche Schichten im Untergrund anstehen, jedoch nicht ausdifferenziert werden. Auf eine Ausweisung des Nitratabbauvermögens in den Grundwasserdeckschichten wurde deshalb verzichtet.

Vereinfachend wurde stattdessen davon ausgegangen, dass die quantifizierten Stickstoffausträge aus dem Boden bzw. die Nitratkonzentrationen im Sickerwasser die Frachten bzw. Konzentrationen darstellen, die in das Grundwasser oder über die Direktabflusskomponenten „künstliche Entwässerungssysteme“ (Dränabfluss) oder „natürlicher Zwischenabfluss“ in die Vorfluter eingetragen werden.

Geht man davon aus, dass die N-Austräge aus dem Boden nach der Passage der Wurzelzone festgelegt sind, d.h. dass die Denitrifikation in tieferen Schichten der ungesättigten Zone vernachlässigt werden kann, so teilen sich die N-Einträge ins Grundwasser bzw. in die Oberflächengewässer entsprechend den Ergebnissen des mGROWA-Modells für das Verhältnis Grundwasserneubildung / Direktabfluss auf. Ein Teil gelangt über den Direktabfluss, d. h. die schnell abfließenden Wasserhaushaltskomponenten (natürlicher Zwischenabfluss und Dränabfluss) ohne weitere Denitrifikation in die Oberflächengewässer, der andere Teil gelangt über die Grundwasserneubildung in den Aquifer.

Wenn die Wasserhaushaltsmodellierung mit GROWA also ergeben würde, dass der Gesamtabfluss in einer Rasterzelle zu 20% über künstliche Entwässerungssysteme (bzw. natürlichen Zwischenabfluss) erfolgt, so bedeutet dies, dass 20% der N-Austräge aus dem Boden über künstliche Entwässerungssysteme (bzw. natürlichen Zwischenabfluss) in die Vorfluter gelangen. Umgekehrt bedeutet dies, dass 80% des Gesamtabflusses über die Grundwasserneubildung in den Grundwasserleiter gelangen. Auf diese Weise würden dann gleichsam 80% der N-Austräge aus dem Boden über die Grundwasserneubildung in den Grundwasserleiter gelangen. Für diesen Teil der aus dem Boden ausgewaschenen N-Mengen, ist also der reaktive N-Transport im Aquifer zu berücksichtigen. Dies erfolgt über das Modell WEKU (Kunkel u. Wendland, 1997; Kunkel u. Wendland, 2000; Kunkel u. Wendland, 2006; Wendland et al., 2004). Auf diese Weise wird der beim Transport des Grundwassers im Aquifer in einigen Regionen stattfindende Nitratabbau berücksichtigt.

3.6 Quantifizierung der grundwasserbürtigen Nitrateinträge in die Oberflächengewässer (WEKU-Modell)

Gelangt Nitrat mit dem neu gebildeten Grundwasser in den Aquifer, so ist dessen Ausbreitung, neben den hydrogeologischen Bedingungen, auch von Abbauprozessen im Aquifer abhängig. Nitrat kann über mikrobiell gesteuerte Redox-Reaktionen mineralisiert, also in N_2O oder N_2 reduziert werden. Die Denitrifikation kann anhand der Stoffwechselart der beteiligten Bakterien in die heterotrophe Denitrifikation und die autotrophe Denitrifikation unterschieden werden. Denitrifikationsprozesse, die auf organische Kohlenstoffquellen angewiesen sind, werden als heterotroph bezeichnet (Obermann, 1981). Erfolgt der Nitratabbau dagegen unter Beteiligung von Pyrit, so spricht man von autotropher Denitrifikation (Kölle, 1990).

Die Reaktionskinetik der autotrophen Denitrifikation wurde von von verschiedenen Autoren (z.B. Böttcher et al., 1985; Böttcher et al., 1989) auf der Basis umfangreicher mehrjähriger Geländeuntersuchungen unter Berücksichtigung wichtiger Randbedingungen (z.B. Höhe der Grundwasserneubildung, Stoffkonzentration im neu gebildeten Grundwasser, Konzentrations-Tiefenfunktionen des Grundwassers, Rohwasserkonzentration des Förderbrunnens, Analyse des Grundwasserströmungsfeldes) bestimmt. Danach kann die Abnahme der Nitratkonzentration im Aquifer bei bestimmender autotropher Denitrifikation durch eine Reaktion erster Ordnung beschrieben werden. Zur Modellierung der grundwasserbürtigen N-Austräge in die Oberflächengewässer müssen daher im Wesentlichen drei Größen bekannt sein:

1. die Nitrateinträge in den Aquifer
2. das Nitratabbauvermögen bzw. die Kinetik des Nitratabbaus im Aquifer
3. die Fließzeit des Grundwassers im Aquifer

Die Verfahrensweise zur Bestimmung der Höhe der Stickstoffeinträge in das Grundwasser wurde im letzten Kapitel bereits beschrieben. Im Folgenden wird näher auf die Quantifizierung der beiden anderen Größen eingegangen.

3.6.1 Modellierung der Grundwasserfließzeiten im oberen Aquifer

Bei der Modellierung der grundwasserbürtigen Nitratausträge in die Oberflächengewässer spielt, neben den kinetischen Parametern der Denitrifikation im Grundwasser, insbesondere das Weg-/Zeitverhalten der grundwasserbürtigen Abflusskomponente eine entscheidende Rolle. Zur Modellierung der Fließzeiten ist es erforderlich, eine Vorstellung über die im Aquifer ablaufenden Strömungsvorgänge zu entwickeln. Bei mikro- und mesoskaligen Untersuchungsgebieten kann dies durch eine numerische Grundwassermodellierung erfolgen, bei der die Druckverhältnisse im Aquifer durch Berücksichtigung von Erkenntnissen aus Bohrdaten, Grundwasserständen und/oder hydrogeologischen Schnitten tiefeaufgelöst nachgebildet werden können.

Für das gesamte Bundesgebiet stehen hingegen im Allgemeinen keine detaillierten Datengrundlagen über den dreidimensionalen Aufbau des Untergrundes zur Verfügung. Da auch keine Bohrprofile, Grundwasserstände oder hydrogeologische Schnitte in ausreichender Menge auf Landesebene vorliegen, kann lediglich eine zweidimensionale Modellierung der Fließzeiten des Grundwassers bzw. des reaktiven Nitrattransports im Grundwasser vorgenommen werden. Hierbei wird vereinfachend angenommen, dass das Grundwasser entlang der Grundwasseroberfläche in ein Oberflächengewässer abströmt.

Das WEKU-Modell (Kunkel, 1994; Kunkel u. Wendland, 1997; Kunkel u. Wendland, 1999; Wendland, 1992; Wendland et al., 2004) bietet die Möglichkeit, eine realistische Abbildung des Weg-/Zeitverhaltens der grundwasserbürtigen Abflusskomponenten basierend auf zweidimensionalen, landesweit verfügbaren Datengrundlagen vorzunehmen. Mit dem WEKU-Modell kann abgeschätzt werden, welche Zeiträume das in den Aquifer eingesickerte Wasser benötigt, um nach der Passage der grundwasserführenden Gesteinseinheiten einen Fluss, einen See oder das Meer zu erreichen. Das Modell ist für die Betrachtung meso- und makroskaliger Einzugsgebiete entwickelt worden, arbeitet rasterbasiert und ist auf den oberen Aquifer bezogen.

Die hierzu benötigten Informationen können aus Grundwassergleichenplänen und hydrogeologischen Übersichtskarten abgeleitet werden. Die natürliche Heterogenität der betrachteten Aquifere, aber auch Unsicherheiten in den Datengrundlagen, werden durch eine stochastische Betrachtungsweise berücksichtigt (Kunkel, 1994; Kunkel u. Wendland, 1997). Auf diese Weise kann der Einfluss der Variabilität der Modelleingabegrößen auf die berechneten Fließstrecken und Grundwasserfließzeiten quantifiziert werden. Als Ergebnis erhält man eine Verteilung von Fließstrecken bzw. Grundwasserfließzeiten für jede Eintragszelle. Dies ermöglicht es, neben der Angabe mittlerer Werte auch Aussagen über Streubreiten und Vertrauensbereiche zu treffen. In Abb. 3-2 ist der Verfahrensgang der WEKU-Fließzeitenmodellierung schematisch dargestellt.

Die Modellierung umfasst drei Schritte. In einem ersten Schritt wird zunächst aus Grundwassergleichenplänen und anderen Datengrundlagen ein digitales Höhenmodell der Grundwasseroberfläche des oberen Aquifers erstellt. Dieses wird in einem nächsten Schritt hinsichtlich der hydraulischen Konsistenz analysiert und ggf. korrigiert. Aus diesem korrigierten Höhenmodell wird für jede Rasterzelle der hydraulische Gradient $\bar{\nabla}j$ nach Betrag und Richtung sowie die grundwasserwirksamen Vorfluter ermittelt.

Im zweiten Schritt wird die Abstandsgeschwindigkeit berechnet (Gl. 3-5). Die Abstandsgeschwindigkeit charakterisiert die Bewegung eines Wasserteilchens zwischen zwei Punkten in der Fließrichtung des Grundwassers. Die zur Berechnung der Abstandsgeschwindigkeit benötigten Kenngrößen sind der Durchlässigkeitsbeiwert, der nutzbare Hohlraumanteil und der hydraulische Gradient:

$$\vec{v}_a = -\frac{k_f}{n_f} \cdot \vec{\nabla}j$$

Gl.3-5

mit:	v_a :	Abstandsgeschwindigkeit des Grundwassers	(m/s)
	k_f :	Durchlässigkeitsbeiwert der Grundwasser führenden Gesteine	(m/s)
	n_f :	nutzbarer Hohlraumanteil der Grundwasser führenden Gesteine	(-)
	$\vec{\nabla}j$:	hydraulischer Gradient	(-)

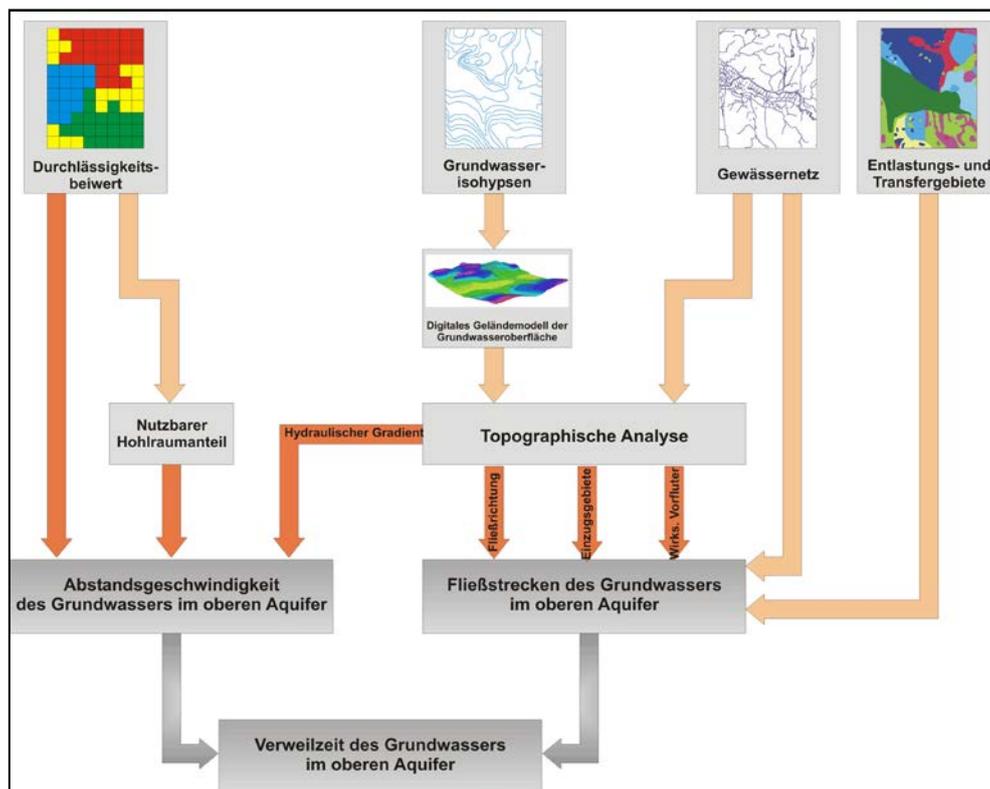


Abb. 3-2: Schematischer Überblick über den Verfahrensgang und die Datengrundlagen für die WEKU-Fließzeitenmodellierung

Bei der Modellierung von Strömungsvorgängen im Grundwasserleiter stellt der Durchlässigkeitsbeiwert eine zentrale Kenngröße dar. Eine Bewegung des Grundwassers im Aquifer ist nur möglich, wenn zusammenhängende Hohlräume vorhanden sind. Je größer der Hohlraumanteil eines Gesteins ist, desto besser kann das Grundwasser den Aquifer durchströmen. Der Gesamthohlraumanteil eines Grundwasserleiters ist eine dimensionslose Größe und entspricht dem Verhältnis von Hohlraumvolumen und Gesamtvolumen des Aquifers. Als nutzbaren Hohlraumanteil bezeichnet man den Anteil des Gesamthohlraums, der nicht durch adhäsiv gebundenes Wasser belegt ist, der also effektiv für die Grundwasserbewegung zur Verfügung steht. Da Daten zu nutzbaren Hohlraumanteilen im Allgemeinen nicht flächendeckend zur Verfügung stehen, ist man auf Abschätzungen angewiesen. Für Lockergesteine wurde eine durch eine Potenzfunktion beschriebene Korrelation von Durchlässigkeitsbeiwert und nutzbarem Hohlraumanteil nach Ahuja et al. (1988) verwendet, während für Festgesteinsregionen im Allgemeinen Literaturwerte herangezogen werden müssen (Kunkel, 1994; Kunkel u. Wendland, 1999; Kuhr et al., 2014).

Im dritten Schritt wird aus den ermittelten Abstandsgeschwindigkeiten der einzelnen Rasterzellen zunächst die Fließzeit des Grundwassers in den einzelnen Rasterzellen berechnet. Anschließend wird nach Gl.3-6 die Fließzeit des Grundwassers vom Eintritt in den Aquifer bis zum Austrag in einen Vorfluter ermittelt.

$$t(\vec{r}_0) = \int_{\vec{r}} \frac{d\vec{r}}{v_a(\vec{r})}$$

Gl.3-6

mit: $t(r_0)$: Fließzeit für das Ausgangselement r_0 für den gesamten Fließweg (s)
 \vec{r} : Ortsvektor einer Rasterzelle auf dem jeweiligen Fließweg (m)

Bei der Analyse der Fließzeiten des Grundwassers im oberen Aquifer wird also immer der gesamte Fließweg betrachtet, den das Grundwasser von der Einsickerung in den oberen Aquifer bis zum Austritt in den jeweiligen grundwasserwirksamen Vorfluter zurücklegt. Das digitale Höhenmodell der Grundwasseroberfläche ist dabei die zentrale Grundlage zur Nachbildung des lateralen Wassertransports im Aquifer, da aus ihm die Fließrichtung in jeder Elementarzelle direkt bestimmt werden kann. Aus den abgeleiteten Fließrichtungen ergeben sich die Fließpfade und Fließstrecken.

Die prinzipielle Vorgehensweise zur Ableitung der Fließwege des Grundwassers vom Eintrittsort in den Aquifer bis zum Austritt in ein Oberflächengewässer ist in Abb. 3-3 illustriert. Dargestellt ist schematisch ein Ausschnitt des digitalen Höhenmodells der Grundwasseroberfläche, die grundwasserwirksamen Vorfluter und schattiert die Rasterzellen mit Vorfluterbesatz im DHM. Durch Pfeile sind die Fließrichtungen des Grundwassers in jeder Rasterzelle sowie exemplarisch drei vollständige Fließwege dargestellt. Die dick gezeichneten Linien geben die sich aus dem Höhenmodell ergebenden Einzugsgebietsgrenzen wieder. Die Fließzeiten des Grundwassers ergeben sich durch die Addition der für die Einzelzellen berechneten Abstandsgeschwindigkeiten bzw. Fließzeiten entlang des Fließwegs vom Eintrags- bis zum Austragsort.

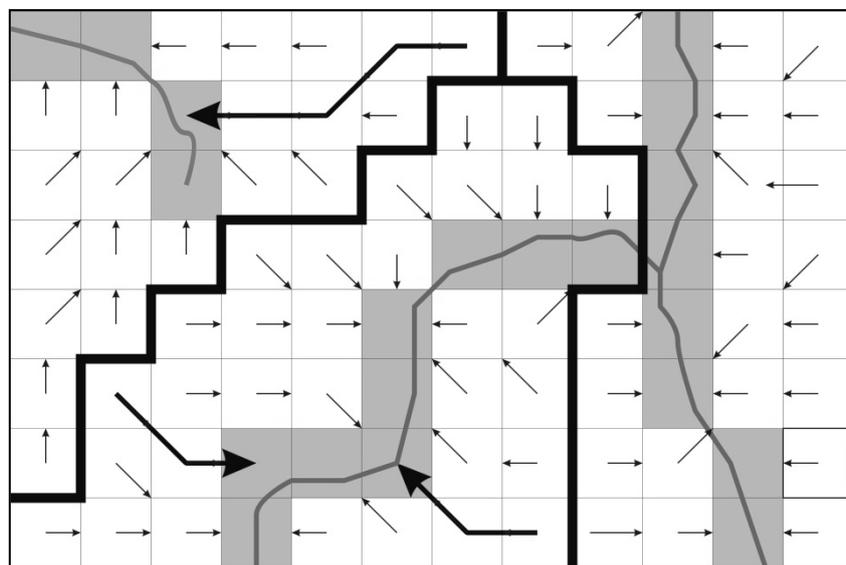


Abbildung 3-3: Ermittlung der Fließwege des Grundwassers im WEKU-Modell.

Für einige Regionen, insbesondere Niederungsregionen, muss berücksichtigt werden, dass das Grundwasser flächenhaft emporquillt. In landwirtschaftlich genutzten Regionen werden solche Gebiete häufig künstlich entwässert. Die oben diskutierte Betrachtung der Fließwege bis hin zum regional grundwasserwirksamen Vorfluter würde für die betreffenden Regionen, die von Manhenke et al. (2001) als Grundwasserentlastungsgebiete bezeichnet werden, zu unrealistisch hohen Grundwasserfließzeiten führen. Durch die künstliche Entwässerung sowie den aufwärts gerichteten Wasserstrom kommt es hier zu keiner nennenswerten Grundwasserneubildung, so dass die Ermittlung von Grundwasserfließzeiten im Sinne der obigen Betrachtungsweise nicht zielführend ist. Es ist vielmehr davon auszugehen, dass hier

das versickerte Niederschlagswasser dort innerhalb relativ kurzer Zeiträume über Dränabflüsse in die Vorfluter einspeist.

Die nach dem beschriebenen Verfahren und mit den oben aufgeführten Datengrundlagen berechneten mittleren Grundwasserfließzeiten und grundwasserbürtigen Nitrateinträge in die Vorfluter geben jeweils die Zeiträume an, die das Grundwasser benötigt, um vom Ort der Einsickerung in den Grundwasserraum bis zum jeweiligen grundwasserwirksamen Vorfluter zu gelangen.

An dieser Stelle sei ausdrücklich betont, dass sich die berechneten Fließzeiten immer auf den grundwasserbürtigen Abflussanteil beziehen. Wie bereits ausgeführt wurde, stellt der grundwasserbürtige Abflussanteil nicht in allen Regionen die dominierende Abflusskomponente dar. So trägt der grundwasserbürtige Abfluss beispielsweise in Gebieten, die künstlich entwässert werden, häufig weniger als 20 % zum Gesamtabfluss bei. In diesen Regionen beziehen sich die angegebenen Fließzeiten daher nicht auf die regional dominante Abflusskomponente. Dies ist bei der Interpretation und Anwendung der Ergebnisse unbedingt zu berücksichtigen.

3.6.2 Modellierung des Nitratbaus der Grundwasserleiter

Der Prototyp eines nitratabbauenden Grundwassers weist Nitratgehalte von weniger als 1 mg NO_3/l auf (DVWK, 1992). Die weitgehende Nitratfreiheit dieser Grundwässer ist zumeist mit einer Sauerstofffreiheit verbunden, während in der Regel hohe Gehalte an zweiwertigem Eisen und Mangan (mehr als 0,2mg Fe(II)/l bzw. mehr als 0,05mg Mn(II)/l) auftreten (Kunkel et al., 1999). Nitratreduzierende Grundwässer enthalten reduzierende anorganische Verbindungen (z.B. Pyrit) sowie Torf, Braunkohle und sonstige organische Substanzen. Daher ist oft auch der DOC, mit dem indirekt der Gehalt an organischer Substanz im Grundwasserleiter bestimmt wird, erhöht.

Um die grundwasserführenden Gesteinseinheiten nach dem Lösungsinhalt der relevanten Parameter in nitratabbauende (reduzierte) bzw. nicht nitratabbauende (oxidierte) Aquifere zu untergliedern, wurden Konzentrationsbereiche für die wesentlichen „Indikator-Parameter“ des Denitrifikationsvermögens im Aquifer definiert, die als Grenze für ein denitrifizierendes Milieu angesehen werden können (DVWK, 1992; Hannappel, 1996; Hölting, 1996; Leuchs, 1988; Obermann, 1981; Wendland u. Kunkel, 1999). Bei diesen, in Tabelle 3-2 aufgeführten Werten muss beachtet werden, dass es sich hierbei nicht um genau definierte Grenzkonzentrationen von reduzierten und oxidierten Grundwässern handelt, sondern um Orientierungswerte, da beide Grundwassertypen in der Regel überlappende Konzentrationsbereiche aufweisen.

Das hydrochemische Milieu des Grundwassers hängt insbesondere von Wechselwirkungsprozessen des Wassers mit den durchströmten Gesteinen während der Untergrundpassage ab und kann über längere Zeiträume als wenig veränderlich angenommen werden. Fasst man Gesteine gleicher Lithologie und gleicher Hydrodynamik zusammen, so kann erwartet werden, dass die so ausgewiesenen Gesteinseinheiten auch einen ähnlichen Lösungsinhalt aufweisen (Gabriel u. Ziegler, 1997; Hannappel u. Voigt, 1999; Kunkel, 1994; Wendland et al., 2008). Bei Vorliegen einer genügend großen Anzahl von Grundwassergütedaten aus mehreren Messstellen einer hydrogeologischen Gesteinseinheit ist es möglich, das hydrochemische Milieu bzw. das Nitratabbauvermögen für die betreffende Gesteinseinheit auf Basis der Lösungsinhalte der in Tab. 3-2 aufgeführten relevanten Parameter zu charakterisieren.

Tabelle 3-2: Konzentrationsbereiche der wesentlichen Parameter zur Identifizierung des Denitrifikationsvermögens im Aquifer (Wendland u. Kunkel, 1999).

Parameter	Reduzierte Grundwässer	Oxidierter Grundwässer
Nitrat	< 1 mg NO ₃ /l	Je nach Eintrag
Eisen (II)	> 0,2 mg/ Fe (II)/l	< 0,2 mg/ Fe (II)/l
Mangan (II)	> 0,05 mg Mn (II)/l	< 0,05 mg Mn (II)/l
Sauerstoff	< 2 mg O ₂ /l	> 2 mg O ₂ /l

Die Abnahme des Nitratgehaltes im Aquifer wird lässt sich durch eine Reaktion erster Ordnung beschreiben (Böttcher et al., 1989):

$$\frac{dN(t)}{dt} + k_n N(t) = 0 \quad \text{Gl.3-7}$$

mit: N(t): Nitratgehalt im Grundwasser nach der Fließzeit t
t: Fließzeit des Grundwassers im Aquifer
k_n: Denitrifikationskonstante

Die Lösung der Differentialgleichung für den Anfangswert N(t=0)=N₀ ist:

$$N(t) = N_0 \cdot \exp(-k_n \cdot t) \quad \text{Gl.3-8}$$

Die Denitrifikation nach einer Kinetik erster Ordnung hat also eine Reduzierung des Nitratgehaltes im Grundwasser exponentiell mit der Fließzeit im Grundwasser zur Folge. Die Berechnung der grundwasserbürtigen N-Austräge in die Vorfluter erfordert also die vollständige Betrachtung des Fließwegs des Grundwassers vom Eintrag in den Aquifer bis hin zum Austrag in den jeweiligen Vorfluter. Die Diskretisierung der Modellierung des Nitratabbaus erfolgt auf Rasterbasis, so dass sich der Nitratgehalt des Grundwassers nach dem Durchlaufen des Grundwassers durch eine Zelle aus der Grundwasserfließzeit innerhalb der Zelle, dem N-Eintrag aus der Vorläuferzelle und der Denitrifikationskonstante ergibt.

Aus den Arbeiten von Böttcher im Fuhrberger Feld in der Nähe von Hannover lässt sich beispielsweise eine Reaktionskonstante zwischen 0,34 und 0,56 a⁻¹ ableiten (Böttcher et al., 1989), was einer Halbwertszeit der Denitrifikation zwischen 1,2 und 2,1 Jahren entspricht. Untersuchungen von van Beek (1987) aus den Niederlanden ergaben eine Denitrifikationskonstante von k_n≈0,17 a⁻¹, neuere Untersuchungen im Emsgebiet ergaben sehr vergleichbare Werte für k_n zwischen 0,2 a⁻¹ und 0,5 a⁻¹ (Walther et al., 2003).

4 Simulation der diffusen Phosphoreinträge in die Oberflächengewässer (MEPhos-Modell)

Das Modell MEPhos wurde entwickelt, um mehrjährige mittlere Phosphoreinträge aus diffusen und punktuellen Quellen in meso- und makroskaligen Flusseinzugsgebieten zu quantifizieren (Tetzlaff 2006; Tetzlaff et al., 2009). MEPhos basiert auf einem pfad- und flächendifferenzierten Emissionsansatz, bei dem die folgenden diffusen Eintragspfade berücksichtigt werden: Dränagen, grundwasserbürtiger Abfluss, Abschwemmung, Erosion, Zwischenabfluss und atmosphärische Deposition auf Wasserflächen (Abbildung 4-1). Auf die Eintragspfade und Berechnungsansätze zur Abbildung von Einträgen über Punktquellen und urbane Systeme wird an dieser Stelle nicht eingegangen, da diese im AGRUM-DE-Projekt über das Modell MONERIS abgebildet werden.

Die zur Anwendung von MEPhos benötigten Eingangsdaten, v. a. des großen und mittleren Maßstabsbereichs werden standardmäßig bei Bundes- und Landesbehörden vorgehalten bzw. im Forschungszentrum Jülich selbst erzeugt, z.B. die Karte potenziell gedränkter Landwirtschaftsflächen. Das Ziel der MEPhos-Anwendung besteht in der flächendifferenzierten Ermittlung der P-Belastung und im Ausweisen von räumlichen Belastungsschwerpunkten (Hotspots) innerhalb von Flussgebieten. Für diese Teilräume können dann zielgerichtet effiziente Reduktionsmaßnahmen vorgeschlagen werden.

Zur Quantifizierung und Georeferenzierung der Modellparameter werden flächendeckende Raster-Datensätze benutzt, die entweder selbst erzeugt oder durch Bundes- und Landesbehörden bereitgestellt wurden. Die für die Eintragsmodellierung über die wassergebundenen Pfade erforderlichen Daten zur mehrjährigen mittleren Höhe der jeweiligen Abflusskomponenten werden mit dem Wasserhaushaltsmodell mGROWA flächendifferenziert berechnet, das hierzu an das Phosphormodell MEPhos angekoppelt wird.

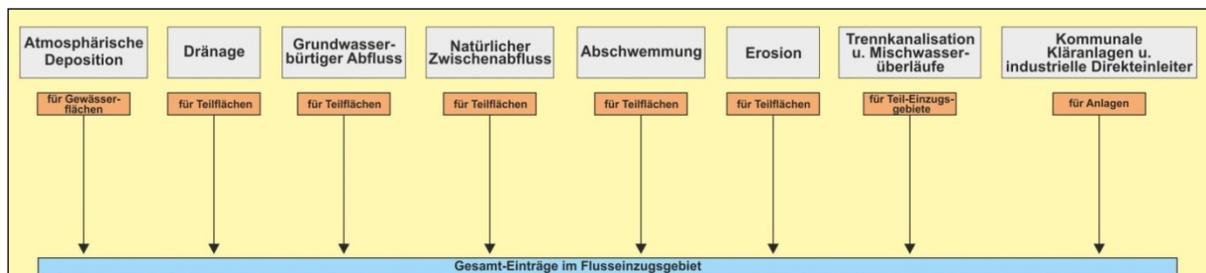


Abbildung 4-4-1: Schematische Darstellung der Modellierung des mehrjährigen mittleren P-Eintrags mit MEPhos

Durch Multiplikation der Stoffkonzentrationen der Phosphotope (Teilflächentypen) mit den Abflusshöhen nach mGROWA ergeben sich rasterzellenweise die mittleren jährlichen Einträge in der Einheit $\text{kg}/(\text{ha} \cdot \text{a})$. Die Modellierung erfolgt im Rasterformat, da die Modellergebnisse des Wasserhaushaltsmodells mGROWA diese Form der räumlichen Diskretisierung vorgeben. Die Phosphotope besitzen als meist größere, zusammenhängende Flächen den Charakter von Raster-Clustern. Die multiplikative Verknüpfung auf Rasterbasis erfolgt separat für die einzelnen Pfade. Dagegen wird der erosionsbürtige Eintrag von P_{gesamt} durch Multiplikation des Bodenerosionspotenzials nach ABAG mit dem Sedimenteintragsverhältnis, dem P-Gehalt im Oberboden sowie dem Anreicherungsfaktor bestimmt.

Nach Berechnung des P-Eintrags über alle diffusen Pfade werden die einzelnen Emissionen zur Berechnung der P-Belastung auf Ebene der Teileinzugsgebiete aufsummiert und an das Modell MONERIS übergeben. Im MONERIS-Modell erfolgt die Abbildung von P-Einträgen über Punktquellen und urbane Systeme. Um die Validität der modellierten P-Einträge eines Einzugsgebiets überprüfen zu können, werden diese mit Frachten verglichen, die für

Gütemessstellen nach Anwendung der Methode der OSPAR-Commission (1998) ermittelt wurden.

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

4.1 Ansatz zur Modellierung des P-Eintrags über Dränagen

Die Höhe des mehrjährigen mittleren Eintrags von P_{gesamt} aus gedränten Teilflächen ist abhängig von der Höhe des Dränabflusses und der Konzentration im Dränwasser. Die mittlere Dränabflusshöhe als künstlicher Zwischenabfluss wird mit dem Wasserhaushaltsmodell GROWA in Verbindung mit der Karte der künstlich entwässerten Flächen räumlich differenziert berechnet.

Die Konzentration im Dränwasser hängt wesentlich von der P-Sättigung des Unterbodens (60-90 cm Tiefe) und damit vom pedogenen Sorptionsvermögen des Bodens für P und seinem P-Gehalt ab (Schoumans 2004, Früchtenicht et al. 1996, Heathwaite 1997). Im Gegensatz zu kleinräumigen Untersuchungen kann die pedogene Sorptionskapazität des Bodens im meso- und makroskaligen Untersuchungsgebieten aufgrund mangelnder Datenverfügbarkeit nicht quantifiziert werden (Pihl 1999). Ersatzweise muss deshalb das bodenbedingte Sorptionsvermögen auf Basis flächendeckender Informationen zum Bodentyp und der Bodenart integrativ charakterisiert werden. Diese Daten liegen im Untersuchungsgebiet vollständig in hoher Auflösung vor. Aufgrund des unterschiedlichen bodenchemischen Verhaltens wird das pedogene Sorptionsvermögen der Böden durch folgende Kombinationen aus Bodentyp und Bodenart klassenweise differenziert: Hochmoorböden, Niedermoorböden, Sandmischkulturen, Marschböden, tonarme Sandböden, tonige sowie lehmige terrestrische Mineralböden. Somit werden für jedes Untersuchungsgebiet mehrere unterschiedliche Phosphotope definiert, mit denen der künstlich entwässerte Teil der Einzugsgebietsfläche disaggregiert wird. Eingangsdaten zur Bildung der Phosphotope sind die künstlich entwässerten Flächen, die Bodentyp-Klassen zur integrativen Charakterisierung des pedogenen Sorptionspotenzials sowie die Landnutzung.

4.1.1 Phosphotop „Gedränte Hochmoorböden unter Grünland“

Grünlandnutzung auf Hochmoorböden lässt i.d.R. auf eine Kultivierung nach dem Verfahren der Deutschen Hochmoorkultur schließen. Mit Werten zwischen ca. 3 und über 15 kg/(ha·a) werden in der Literatur sehr hohe Austräge für dieses Phosphotop genannt. Das geringe Vermögen, P im Moorboden zu fixieren, wird durch das weitgehende Fehlen freier Eisen- und Aluminiumkationen sowie den niedrigen pH-Wert verursacht (Scheffer 1999). Die vorhandenen Kationen werden überwiegend durch die organische Substanz komplexiert und stehen für eine P-Sorption nicht zur Verfügung. Düngergaben über den Pflanzenbedarf hinaus, und hierbei insbesondere in Form wasserlöslicher Mineraldünger oder als Gülle, können somit im Boden unterhalb der meist kalk- und aschereichen Grasnarbe nicht festgelegt werden. Wenn Phosphor den geringmächtigen Wurzelraum verlassen, ist er für die Pflanzen nicht mehr verfügbar und unterliegt der Auswaschung mit dem Sickerwasser (Blankenburg 1983).

4.1.2 Phosphotope „Gedränte Niedermoorböden unter Ackernutzung“ und „Gedränte Niedermoorböden unter Grünlandnutzung“

Die P-Dynamik von Niedermoorböden ist stark vom pH-Wert des Grundwassers abhängig. Basenreiche Niedermooere sowie durchschlickte oder vererdete Niedermooere mit aschereichen

Krumen verfügen über ausreichende Sorptionsmöglichkeiten, sodass leichtlösliche phosphorhaltige Düngermittel festgelegt werden können. Niedermoore verfügen deshalb im Gegensatz zu Hochmooren grundsätzlich über die Fähigkeit zur Akkumulation von P im Unterboden, sodass ihre P-Dynamik der von Mineralböden ähnelt (Scheffer 2002). Höhere P-Austräge aus Niedermooren, die mit der Höhe des eingebrachten Düngers korrelieren, sind bislang nur aus stark sauren Niedermooren mit pH-Werten zwischen 3 und 4 bekannt (Blankenburg 1983, Blankenburg & Scheffer 1985). Außerdem kann überhöhte Düngung, z. B. durch Gülle, zu erhöhten P-Austrägen führen, da Phosphor im Niedermoorboden nicht so stark gebunden wird wie im Mineralboden (Scheffer & Blankenburg 2004).

Eine genaue räumliche Differenzierung der auftretenden Niedermoor-Typen musste angesichts nicht verfügbarer räumlich differenzierterer Datengrundlagen unterbleiben. Es wird jedoch angenommen, dass die auftretenden Niedermoore grundsätzlich P in hohem Maße sorbieren können, da sie entweder von kalkreichem Grundwasser durchströmt werden oder – bei Lage in weitgehend entkalkten Lockergesteinsregionen- Niedermoorböden meist hohe Eisen und Aluminiumgehalte aufweisen, an deren Oxide und Hydroxide P sorbiert werden kann (Roeschmann 1960, Kuntze 1988, Scheffer & Foerster 1991).

Eine weitere Differenzierung der gedränten Niedermoorfläche kann daher aus den genannten Gründen nur anhand der Landnutzung erfolgen, wobei sich in Felduntersuchungen für Acker und Grünland signifikante Unterschiede in der Austragshöhe ergeben haben. Diese beruhen u.a. darauf, dass beim Pflügen die aschereiche Narbe, in der P fixiert werden kann, regelmäßig zerstört wird, und durch das Mischen der Krume mit der organischen Substanz ein Ausfällen unlöslichen Phosphors weitgehend verhindert wird (Scheffer & Foerster 1991). Die mittleren P-Konzentrationen im Drainageabflusswasser aus Niedermooren betragen etwa 0,65 mg/l bei Ackernutzung und 0,4 mg/l bei Grünlandnutzung (Scheffer 2002).

4.1.3 Phosphotope „Gedränte Sandmisch- und Sanddeckkulturen unter landwirtschaftlicher Nutzung“

Bei Sandmisch- und Sanddeckkulturen unter landwirtschaftlicher Nutzung wurde der Moorkörper nach ausreichender Entwässerung mit Sand aus dem tieferen Untergrund vermischt, wobei der Sand entweder durch Tiefpflügen (Sandmischkultur) oder durch Besanden mit nachfolgend flachem Einpflügen (Sanddeckkultur) in den Moorboden eingearbeitet wird (Göttlich u. Kuntze 1990). Durch die Maßnahmen entstehen Kulturböden, die in der Krume humose bis stark humose Sande aufweisen, unterhalb des gut durchmischten Pflughorizontes jedoch eine relativ scharfe Trennung von Sand- und Torfschichten zeigen.

Durch das Einbringen von Sand wird die Sorptionskapazität dieser Flächen, v.a. im Oberboden, deutlich erhöht. Im Gegensatz zu Sanddeckkulturen erstreckt sich bei Sandmischkulturen diese Erhöhung auch bis in den Unterboden, ist hier jedoch wesentlich von Verlauf und Mächtigkeit der schräg lagernden Sand- und Torfbalken abhängig und daher kleinräumig stark wechselnd. Zwar erfolgt die landwirtschaftliche Nutzung bei Sandmischkulturen meist als Acker, hingegen bei Sanddeckkulturen wegen der geringeren Durchwurzelungstiefe i.d.R. als Grünland. Da jedoch keine Erkenntnisse über ein daraus eventuell resultierendes unterschiedliches Austragsverhalten bekannt sind, wenn P aus der Krume vertikal verlagert wird, werden beide Flächentypen zu einem Phosphotop zusammengefasst.

Insgesamt ist gegenüber Hochmoorböden von einer deutlichen Verringerung der P-Austräge, jedoch auch von i.d.R. höherem Austrag im Vergleich mit tonarmen Sandböden auszugehen, wie Feld- und Lysimeterversuche gezeigt haben (Blankenburg 1983, Scheffer u. Bartels 1980). Die Reduzierung des P-Austrags aus Sandmischkulturen gegenüber Hochmooren beträgt nach Erfahrungen von Kuntze und Scheffer (1991) ca. 50-70 %, Scheffer und Blankenburg (2004) sprechen sogar von 70-95 %. Hierbei spielt u.a. auch das Alter der Kultur eine Rolle. Agrikulturchemisch nehmen Sandmischkulturen daher eine Mittelstellung zwischen

Hochmoorböden und Sandböden ein, was sich auch in den Referenzwerten der Literatur äußert (Tabelle 6-1).

4.1.4 Phosphotope „Gedränkte Marschböden unter Ackernutzung“ und „Gedränkte Marschböden unter Grünlandnutzung“

Die Zahl deutscher Untersuchungen zum P-Austrag aus Marschböden ist vergleichsweise gering, wozu auch die Schwierigkeiten bei Abflussmessungen in tidebeeinflussten Gebieten beitragen (Foerster 1982, Neuhaus 1991, Schubert 1997). Marschböden besitzen hohe Ton- und Schluffgehalte, teilweise auch hohe Kalkgehalte. Damit verfügen sie grundsätzlich über hohe Sorptionskapazitäten für P. Dennoch können erhöhte P-Gehalte im Dränwasser auftreten, wenn es auf sehr tonreichen Böden in Trockenperioden zur Bildung von Schrumpfrissen kommt. Über Makroporenfluss wird dann P vertikal verlagert und kann anschließend über Dräne ausgetragen werden. Diese Phänomene wurden u.a. von Heathwaite (1997) für tonreiche Böden in Großbritannien beschrieben. Neuhaus (1991) fand im Dränwasser von Marschböden an der Unterweser mit 2,8-3,9 kg/(ha·a) ebenfalls erhöhte P-Gehalte, die durch Makroporenfluss erklärt werden (Scheffer 1999). Der Austrag steigt mit zunehmender Düngung an, ist allerdings mit 2,8 kg P/(ha·a) auch aus ungedüngten Parzellen sehr hoch. Andere Experten führen hohe P-Gehalte im Dränwasser aus Marschböden deshalb auf hohe geogene Gehalte im Unterboden (Vivianit) zurück und sehen die Ergebnisse von Neuhaus nicht als repräsentativ für die gesamte Marsch an. Eine Austragshöhe von ca. 0,5 kg/(ha·a) wird dagegen als realistisch angesehen (mündl. Mitt. Dr. Schäfer, BTI Bremen, Fier u. Schäfer 2004). Diese Sichtweise wird durch Untersuchungen von Foerster (1982) gestützt, der selbst bei hoch versorgten Marschböden der Gehaltsklassen D und E lediglich mittlere Austräge von 0,3-0,4 kg P/(ha·a) bei Ackernutzung festgestellt hat.

Da wegen des Tideeinflusses keine Kalibrierung von Exportkoeffizienten für Marschböden möglich ist, wird der Referenzwert von 0,5 kg P/(ha·a) bzw. 0,2 mg Gesamt-P/l bei einer angenommenen mittleren Dränabflusshöhe von 250 mm/a für die Modellierung verwendet. Bei den Untersuchungen von Briechle (1976) haben sich 250 mm/a als typische Dränabflusshöhe für Rohrdräne in Marschböden herausgestellt.

Einen Sonderfall der am Phosphoreintrag über Dränagen beteiligten Flächen stellen die über Gruppen entwässerten und meist unter Grünlandnutzung stehenden Marschböden Norddeutschlands dar. Aufgrund ihrer künstlichen Entwässerung über flache Wälle und Gräben wird dieser Flächentyp hier zu den Dränagen gezählt, obwohl es durch die relativ gering durchlässige Bodenoberfläche und das künstlich angelegte Mikrorelief zur schnellen Ableitung des Niederschlagswassers kommt, sodass Infiltration und anschließende Bodenpassage weitgehend fehlen. Eine hydraulische Anbindung der durch Gruppen entwässerten Flächen an Vorfluter wird trotz des meist geringen Gefälles wegen der Vielzahl an Gräben und Schöpfwerken als gegeben erachtet, sodass eine Betrachtung von Fließwegen in diesem Zusammenhang entfällt.

4.1.5 Phosphotop „Gedränkte stark lehmige terrestrische Mineralböden unter landwirtschaftlicher Nutzung“

Aus bindigen, d. h. lehmigen, terrestrischen Mineralböden sind bislang sehr geringe P-Austräge festgestellt worden, was auf die hohen Gehalte an Ton und Humus sowie an Kationen von Eisen, Aluminium und Calcium zurückgeführt wird (Lammel 1990, Hasenpusch 1995, Wichtmann 1994, Lennartz u. Hartwigsen 2001, Foerster u. Neumann 1981). Einflüsse der Landnutzung oder der Düngungshöhe auf die Höhe der P-Konzentration im Dränwasser sind nicht bekannt. Auch haben sich aus der Literatur keine eindeutigen Hinweise auf Unterschiede im Austragsverhalten zwischen bestimmten Bodentypen oder -arten ergeben, z. B. Löß (Czeratzki 1976, zit. in Blankenburg 1983, Lammel 1990). Vereinzelt finden sich Hinweise auf erhöhte P-Austräge über preferential flow, d. h. Wurzelröhren,

Bioturbationsgänge oder Schrumpfrisse v. a. in tonreichen Böden (Heathwaite 1997). Eine Verallgemeinerung für bestimmte Bodentypen oder -arten erschien jedoch nicht sinnvoll möglich. P-Austräge aus bindigen terrestrischen Mineralböden über Dränagen sind daher in Höhe der geogenen Grundlast von 0,05 mg/l angesetzt.

4.1.6 Phosphotope „Gedränkte stark tonige terrestrische Mineralböden unter landwirtschaftlicher Nutzung“

Zahlreiche Felduntersuchungen bestätigen ein erhöhtes mittleres Konzentrationsniveau von P_{gesamt} im Dränabfluss aus Tonböden, das v.a. auf Makroporenfluss zurückzuführen ist (Tetzlaff et al. 2015). Um diesem Sachverhalt in der Modellierung des P-Eintrags Rechnung zu tragen, wird ein weiteres Phosphotop ausgewiesen. Die mittleren Jahreskonzentrationen von P_{gesamt} ergeben ein im Vergleich zu lehmigen Mineralböden erhöhtes Konzentrationsniveau im Bereich von 0,2-0,4 mg/l. Für die Modellierung werden daher 0,3 mg/l angesetzt.

4.1.7 Phosphotop „Gedränkte tonarme Sandböden unter landwirtschaftlicher Nutzung“

Obwohl tonarme Sandböden aufgrund von Makroporenfluss grundsätzlich eine hohe hydraulische Leitfähigkeit besitzen, müssen sie z. B. bei starkem Grundwassereinfluss intensiv gedränkt werden, wenn eine landwirtschaftliche Nutzung dieser Flächen angestrebt wird. Bei tonarmen Sandböden sind die Gehalte an Quarz, der kein P sorbiert, sehr hoch. Möglichkeiten zur P-Sorption bestehen hier v. a. über Eisen- und Aluminium-Kationen, die in unreinen Quarzfraktionen enthalten sind (Blankenburg 1983). Dessen ungeachtet ist die Sorptionsfähigkeit tonarmer Sandböden im Vergleich zu der bindiger Mineralböden als deutlich niedriger einzuschätzen, was sich auch im Vergleich der Literatur-Referenzwerte von durchschnittlich etwa 0,3 mg P_{gesamt} /l bei Sandböden zu ca. 0,03 mg/l bei bindigen Mineralböden widerspiegelt. Dies führte dazu, für tonarme Sandböden unter landwirtschaftlicher Nutzung ein separates Phosphotop zu bilden. Hinweise auf Einflüsse der Landnutzung auf die Höhe des P-Austrags über Dränagen waren der Literatur nicht zu entnehmen, sodass eine weitergehende Differenzierung unterblieb.

Tabelle 4-1 zeigt die zur flächendifferenzierten Modellierung des mittleren P-Eintrags über Dränagen gebildeten Phosphotope, die der Literatur entnommenen Referenzwerte für den mittleren P-Austrag für vergleichbare Standortbedingungen und die durch Kalibrierung an Gewässergütedaten gewonnenen Exportkoeffizienten. Bei der Auswahl der Referenzwerte wurde darauf geachtet, dass sie an Versuchsflächen in solchen Naturräumen ermittelt wurden, die denen des Untersuchungsgebiets entsprechen, d. h. Norddeutsches Tiefland, Mittelgebirgsregionen Deutschlands. Damit sollte sichergestellt werden, dass die Nutzungs- und Bewirtschaftungsweisen vergleichbar sind. Die Referenzwerte besitzen die Einheiten mg/l und kg P/(ha·a). Nicht in allen Untersuchungen werden P-Austräge in beiden Einheiten genannt, die bei bekannter Dränabflusshöhe ineinander umgerechnet werden können.

Tab. 4-1: Phosphotopie zur Abbildung des P-Eintrags über Dränagen, Spannweiten der Literatur-Referenzwerte für die Austragshöhe

Phosphotop	Referenzwert [mg P _{gesamt} /l]	Referenzwert [kg P _{gesamt} / (ha-a)]
Gedränzte Hochmoorböden unter Grünlandnutzung	3,0-5,4	3 bis >15
Gedränzte Niedermoorböden unter Ackernutzung	0,2-1,7	1,3
Gedränzte Niedermoorböden unter Grünlandnutzung	0,1-0,8	0,5-1,4
Gedränzte Sandmisch- und Sanddeckkulturen unter landwirtschaftlicher Nutzung	0,6	2,6-6
Gedränzte Marschböden unter Ackernutzung	0,03-1,13 i.d.R. 0,2-0,5	0,3-1,4
Gedränzte Marschböden unter Grünland	0,9	1,4-1,6
Gedränzte bindige, terrestrische Mineralböden unter landwirtschaftlicher Nutzung	0,01-0,05	0,04-0,5
Gedränzte stark tonige, terrestrische Mineralböden unter landwirtschaftlicher Nutzung	0,2 – 0,4	
Gedränzte tonarme Sandböden unter landwirtschaftlicher Nutzung	0,06-0,3	1,8

Quellen: Blankenburg 1983; Scheffer 2002; Scheffer u. Foerster 1991; Foerster 1982, 1988; Foerster et al. 1985; Früchtenicht 1998; Früchtenicht et al. 1996; Hasenpusch 1995; Lammel 1998; Kuntze 1983, 1988; Lennartz u. Hartwigsen 2001; Munk 1972; Rosche u. Steininger 2009; Attenberger 1990, Bayerische Landesanstalt für Landwirtschaft 2006

4.2 Ansatz zur Modellierung des P-Eintrags über den Zwischenabfluss

Sickerwasser auf nicht gedränzten Standorten kann dem Oberflächengewässer auch als Zwischenabfluss zuströmen, sofern lehmige Böden mit Hangneigungen über 2 % vorhanden sind. Auch bei dieser Abflusskomponente wird P transportiert, allerdings in geringen Konzentrationen, die im Bereich der geogenen Grundlast liegen bzw. der Konzentration im Dränwasser lehmiger Böden entsprechen, die weitgehend düngungsunabhängig ist. Als Konzentration wird daher 0,05 mg/l P_{gesamt} angesetzt, was u.a. durch Sickerwasseruntersuchungen der Bayerischen Landesanstalt für Landwirtschaft (2006) an den Standorten Puch und Kempton gestützt wird.

4.3 Ansatz zur Modellierung des P-Eintrags über den grundwasserbürtigen Abfluss

Analog zum P-Eintrag über Dränagen wird der mehrjährige mittlere Eintrag über Grundwasser durch die Höhe der Grundwasserneubildung bzw. des grundwasserbürtigen Abflusses und seine Konzentration an P_{gesamt} gesteuert. Die mittlere Höhe der Grundwasserneubildung wird

als flächendifferenzierter Datensatz mit dem Wasserhaushaltsmodell mGROWA ermittelt. Die Konzentration im grundwasserbürtigen Abfluss ist nach Heathwaite (1997) wesentlich von der Sorptionskapazität des Bodens abhängig, die in Mineralböden und den meisten Niedermoorböden des Projektgebiets als hoch angesehen werden kann.

Die Zahl der Untersuchungen zur P-Konzentration im Grundwasser ist wegen der meist geringen quantitativen Bedeutung des Eintragspfads „grundwasserbürtiger Abfluss“ nicht sehr groß. Darüber hinaus beziehen sich die wenigen verfügbaren Arbeiten oftmals auf große Einzugsgebiete von Wasserwerken oder auf hydrogeologische Bezugseinheiten und nur zum Teil auf landwirtschaftlich genutzte Untersuchungsflächen mit bekannten Eigenschaften.

Um die Datenlage zur Ableitung repräsentativer Konzentrations-Mittelwerte für Teilregionen zu verbessern, werden Analyseergebnisse der Grundwassergüteüberwachung in oberflächennahen Grundwässern benutzt. Um zu repräsentativen flächenhaften Aussagen zu gelangen, werden die Messwerte auf grundwasserführende Gesteinseinheiten bezogen.

Die Konzentrationen spiegeln nicht die rein geogenen Hintergrundwerte wider. Es wird der Median über alle Werte einer Messstelle herangezogen und dann alle Messstellen einer Gesteinseinheit betrachtet. Ausschließlich den geogenen Anteil zu betrachten, würde voraussetzen, dass Teilmengen der Stichprobe, insbesondere „Ausreißer“, durch statistische Selektionsverfahren oder durch Anpassung unterschiedlicher Verteilungskurven an die Messwerte-Verteilung eliminiert werden. Es handelt sich also um – gemessen an der Geologie – gebietstypische Konzentrationswerte. Kleinräumige Besonderheiten können dabei nicht eingehen.

Die für das Projekt AGRUM DE übermittelten Daten der Bundesländer enthielten nach Homogenisierung, Plausibilitätsprüfung und Entfernen von Messstellen in tiefen Grundwasserleitern 5687 Messstellen mit Konzentrationsmessungen zu Pges. Die Messstellen wurden hydrogeologischen Einheiten zugewiesen und die Konzentrationsmessungen primärstatistisch ausgewertet. Die für jede Einheit abgeleiteten Mediane wurden für die Modellierung angesetzt (Abbildung 4-2).

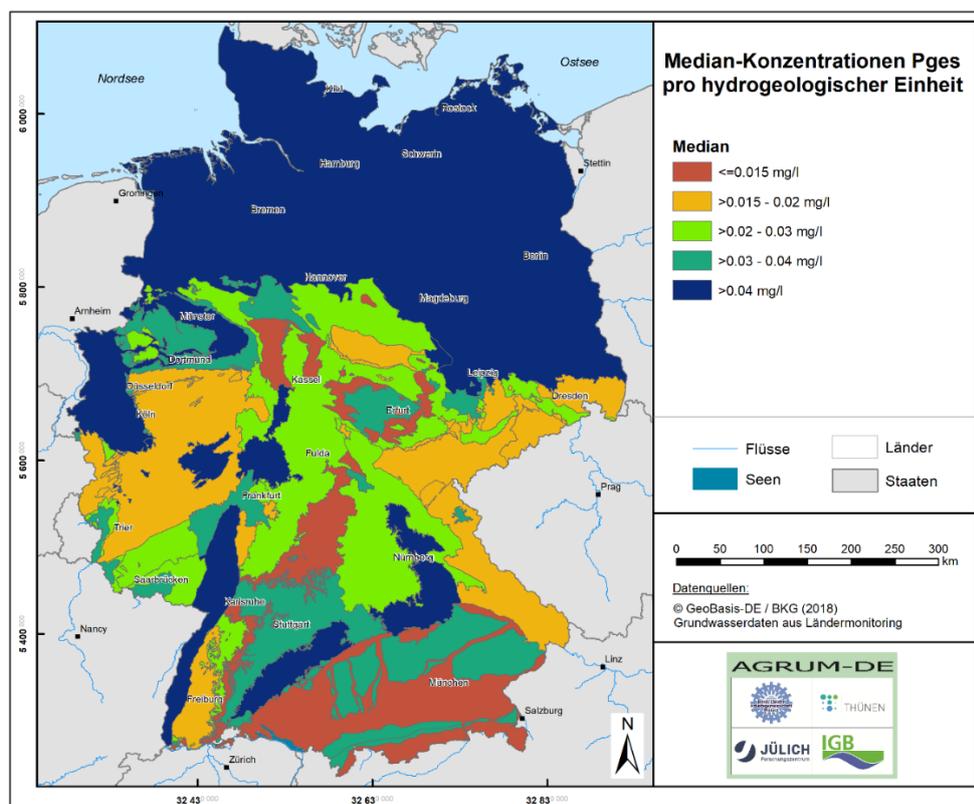


Abbildung 4-2: Median der Pges-Konzentrationen für hydrogeologische Einheiten

4.4 Modellansatz zur Quantifizierung des Phosphoreintrags über Erosion

Auf Ackerflächen kann Wassererosion zu partikularen Phosphoreintragen in die Vorfluter führen, während sich Grünlandnutzung stark erosionsmindernd auswirkt (Jung und Brechtel, 1980, Erpenbeck, 1987). Nach Auerswald und Schmidt (1986) beträgt der Abtrag von Grünland im Vergleich zu Ackerland ein Fünfundvierzigstel und kann damit vernachlässigt werden.

Maßgeblichen Einfluss auf das Ausmaß der Wassererosion von Ackerflächen haben Hangneigung, Hanglänge, Bodeneigenschaften, Vegetationsart und Regenintensität, die untereinander in Wechselwirkungen stehen (Auerswald, 1993). Der partikuläre Phosphoreintrag wird außer durch die Bodenabtragsgefährdung auch durch die Höhe des Sedimenteintrags in die Vorfluter, den Phosphorgehalt des Oberbodens der Erosionsflächen sowie die Phosphoranreicherung (siehe Gl. 20) während des Abtragvorgangs gesteuert (Frede und Dabbert, 1999; Auerswald, 1998):

$$E = S \times PG \times ER \quad \text{Gl. 20}$$

mit: E = Phosphoreintrag über Erosion [kg/(ha · a)]
 S = eingetragene Sedimentmenge [t/(ha · a)]
 PG = Phosphorgehalt im Oberboden [mg/kg]
 ER = Anreicherungsfaktor [-]

Im Unterschied zu den drei Eintragspfaden Dränung, Grundwasser und Abschwemmung wird die räumliche Lage der am partikularen Phosphoreintrag beteiligten Teilflächen nicht ausschließlich durch Verschneidung von Datengrundlagen im GIS sondern auch rechnerisch ermittelt. Zunächst wird mit der Allgemeinen Bodenabtragsgleichung (ABAG) die Bodenerosionsgefährdung berechnet und damit gleichzeitig die räumliche Lage der potenziell austragsgefährdeten Teilflächen bestimmt. In ihrer allgemeinen Form lautet die ABAG (Schwertmann et al., 1990):

$$A = R \times K \times S \times L \times C \times P \quad \text{Gl. 21}$$

mit: A = Bodenabtrag [t/ha · a]
 R = Regen- und Oberflächenabflussfaktor [-]
 K = Bodenerodierbarkeitsfaktor [-]
 S = Hangneigungsfaktor [-]
 L = Hanglängenfaktor [-]
 C = Bedeckungs- und Bearbeitungsfaktor [-]
 P = Erosionsschutzfaktor [-]

Zunächst wird eine Gebietskulisse für die Modellierung der Wassererosion erstellt, die Ackerflächen und Dauerkulturen umfasst. Dauergrünland bleibt wegen seines geringen Beitrags zum Bodenabtrag und der Tatsache, dass es sich hierbei bereits um eine stark erosionsmindernde Kultur handelt, außer Betracht. Da bei Hangneigungen unter 2 % v.a. Sedimentumlagerungen auf der Fläche und weniger Transport hangabwärts erfolgt, werden flache bzw. gering geneigte Flächen aus der Gebietskulisse entfernt. Damit ergibt sich die in Abbildung 4-3 dargestellte Kulisse mit einem Flächenumfang von ca. 6,5 Mio. ha.

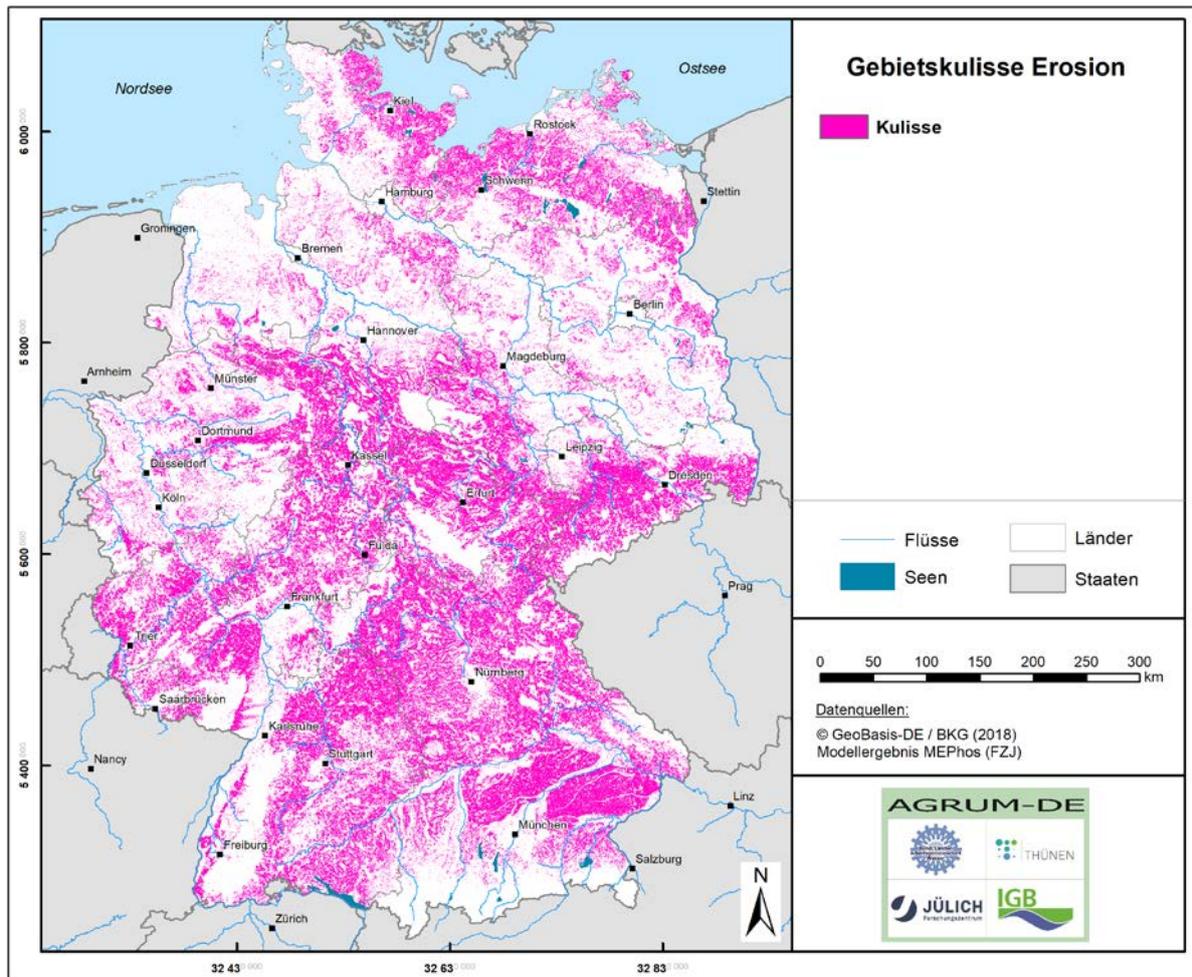


Abbildung 4-3: Gebietskulisse Erosionsmodellierung

Die für die Modellierung mit der ABAG erforderlichen Eingangsdaten werden auf Basis der REGNIE-Daten des DWD (R-Faktor), des DGM 25, der im Projekt verwendeten Landnutzung (S- und L-Faktor), der BGR-Daten zur Oberbodenart (K-Faktor) und den im Rahmen der Agrarstrukturdatenerhebung ermittelten Anbauverteilungen der Fruchtartenhauptgruppen ermittelt (C-Faktor).

Der R-Faktor wird nach DIN 19708:2017-08, Tabelle C.1 aus der mittleren jährlichen Sommerniederschlagshöhe 1981-2010 für Deutschland abgeleitet. S- und L-Faktor werden ebenfalls nach dieser Norm aus dem DGM mit 5 m Auflösung berechnet. Ähnliches gilt für den K-Faktor, dessen Ableitung auf Tabelle 3 basiert. Die Ergebnisse dieser Arbeitsschritte zeigen die nachfolgenden Abbildungen (Abbildung 4-4 bis Abbildung 4-7).

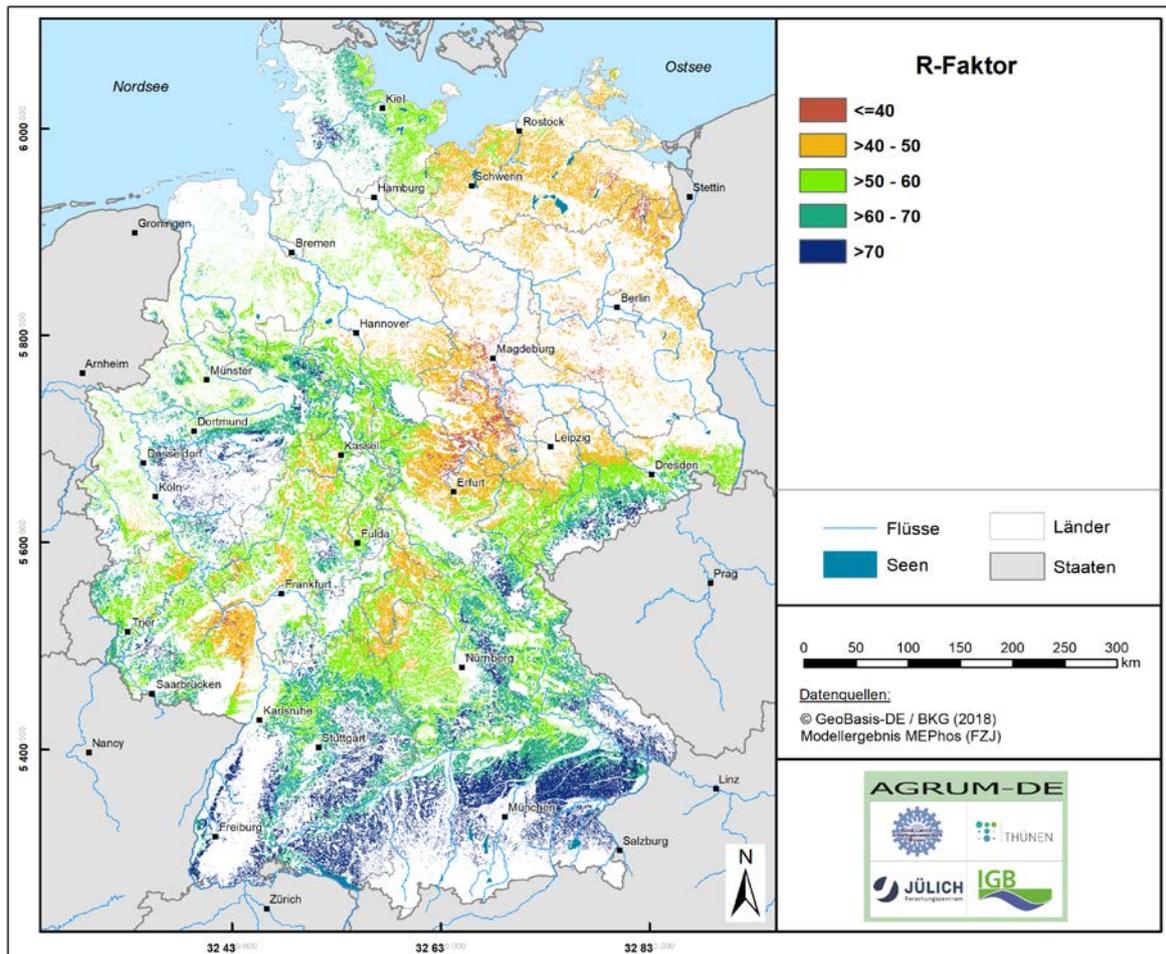


Abbildung 4-4: Abgeleiteter R-Faktor für die Erosionskulisse

Beim C-Faktor wirkt sich konservierende Bodenbearbeitung mindernd aus. Informationen zu den Bewirtschaftungsformen liegen allerdings bundesweit lediglich auf Ebene der Bundesländer aus der Agrarstrukturserhebung 2016 vor. Abbildung 4 2 zeigt diese Datenquelle. Die Anteile konservierender Bodenbearbeitung variiert zwischen den Bundesländern deutlich. Besonders hoch ist ihr Anteil in den ostdeutschen Bundesländern. Unter Berücksichtigung der Flächenanteile konservierender Bodenbearbeitung an der Ackerfläche pro Bundesland wurde der C-Faktor nach Auerswald (2002) abgeschätzt. Das Ergebnis zeigt Abbildung 4-9.

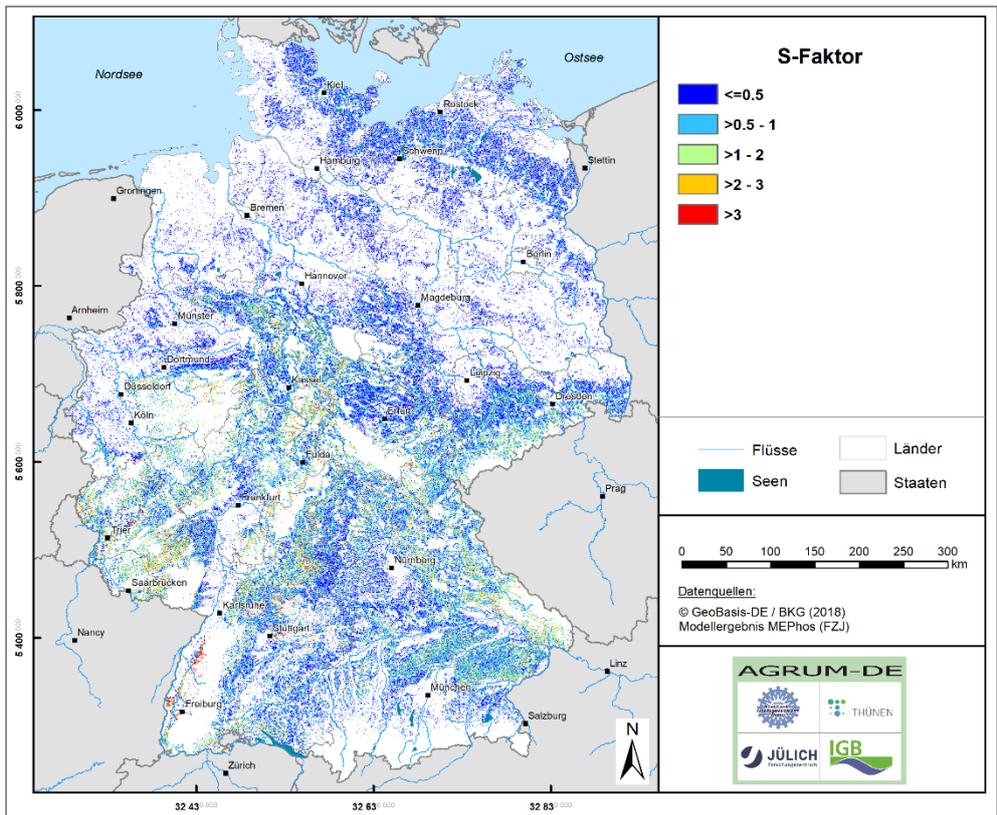


Abbildung 4-5: Abgeleiteter S-Faktor für die Erosionskulisse

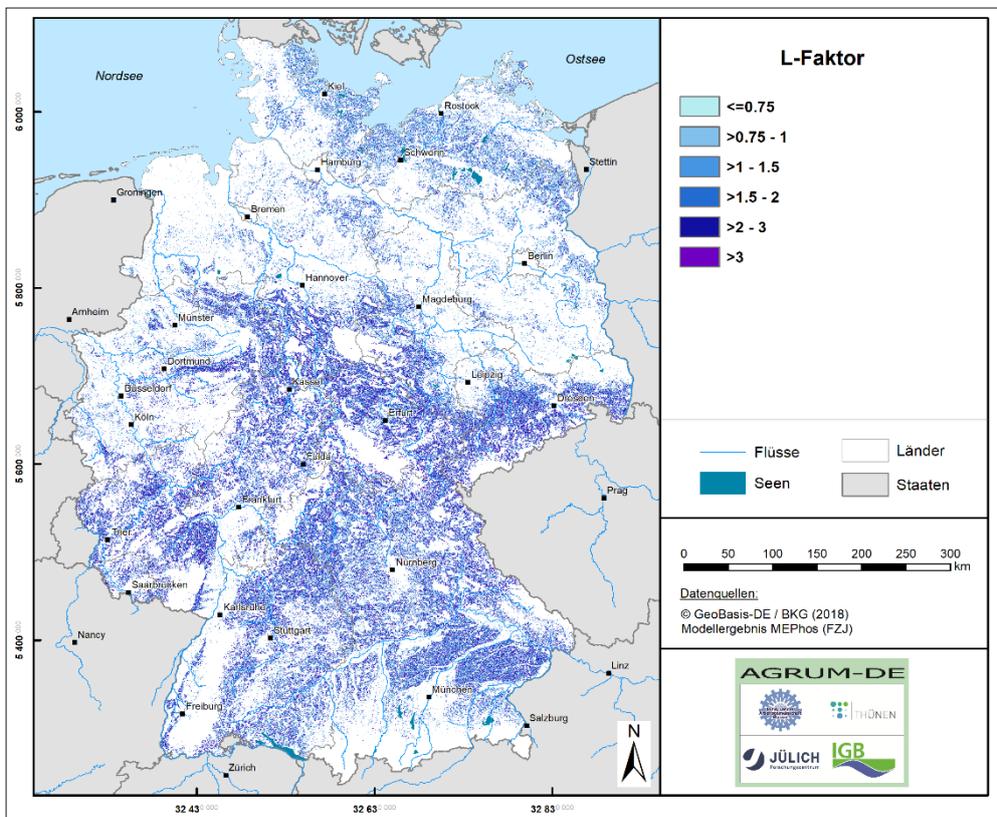


Abbildung 4-6: Abgeleiteter L-Faktor für die Erosionskulisse

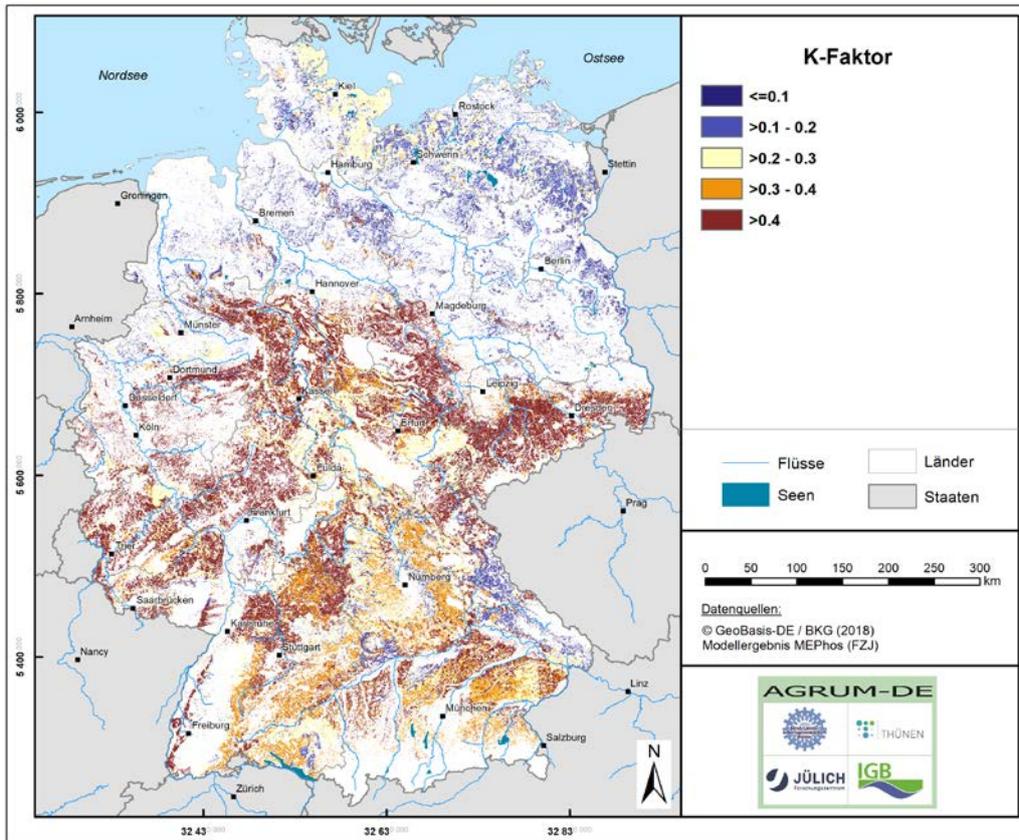


Abbildung 4-7: Abgeleiteter K-Faktor für die Erosionskulisse

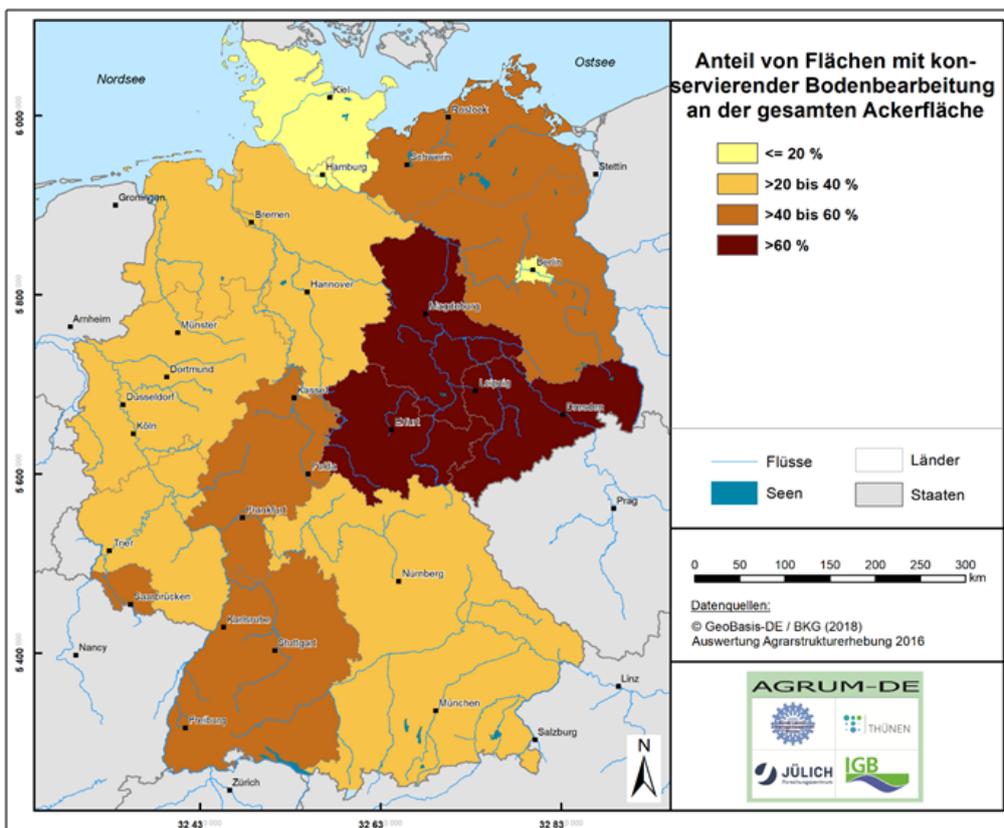


Abbildung 4-8: Flächenanteil konservierender Bodenbearbeitung

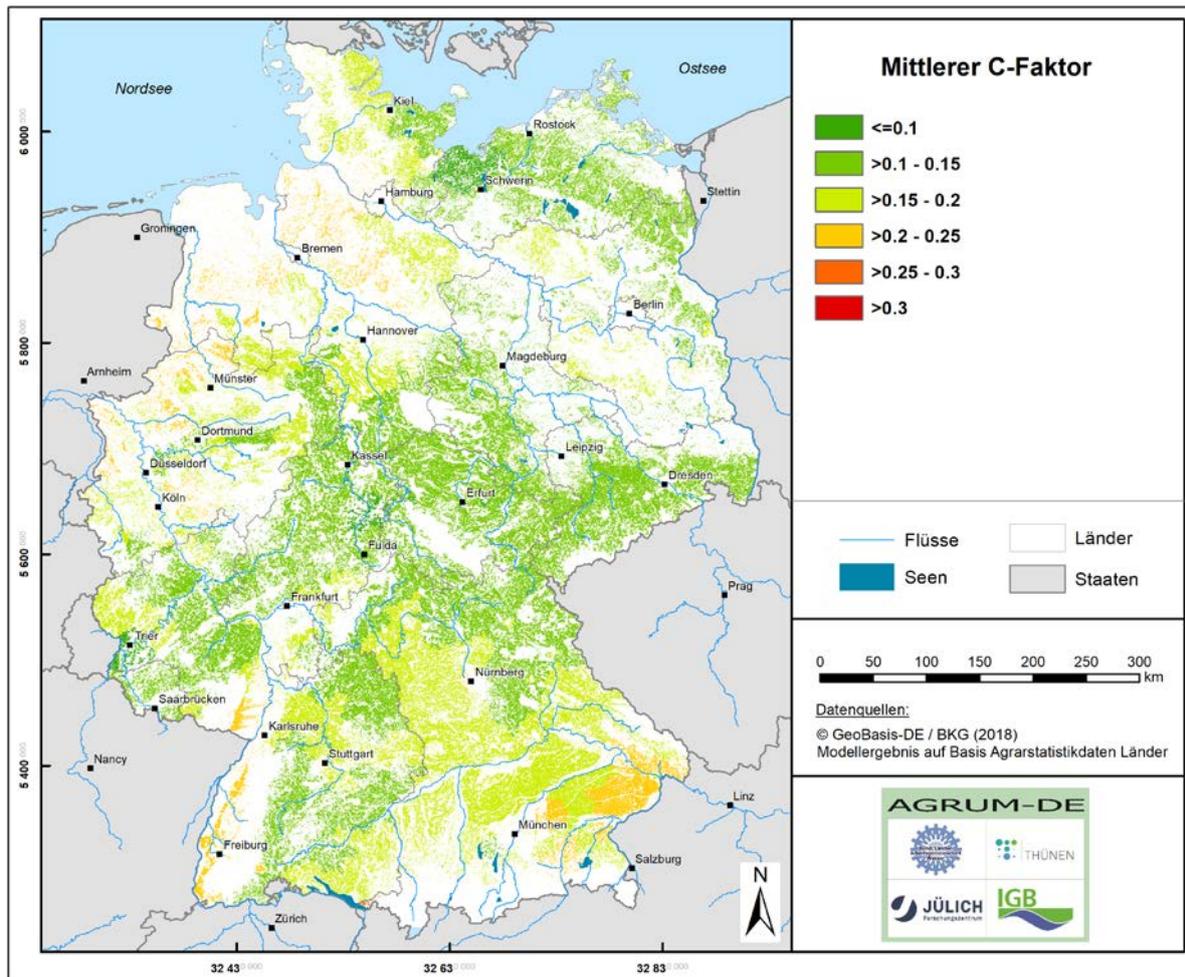


Abbildung 4-9: Abgeleiteter C-Faktor für die Erosionskulisse

Durch die multiplikative Verknüpfung der ABAG-Einzelfaktoren wird der potenzielle Bodenabtrag im langjährigen Jahresmittel berechnet. Das Ergebnis stellt die Bodenabtragsgefahr dar, die in Abbildung 4-10 dargestellt wird. Die Abtragssumme beträgt ca. 25 Mio. t/a. Im Mittel wird eine Abtragsgefahr von ca. 4 t/(ha·a) für die oben beschriebene Gebietskulisse unter Ausblendung flacher Bereiche berechnet. Die Karte zeigt die Schwerpunkträume der Wassererosion u.a. im Weserbergland und der Soester Börde (NRW), in Eifel und Hunsrück (RLP), in Odenwald und Lahn-Dill-Bergland (Hessen), im Erzgebirge (SN) sowie im Kraichgau und am Schwarzwaldrand (BW).

Diese Größe trifft allerdings noch keine Aussage über den tatsächlichen Sedimenteintrag in das Gewässer. In Abhängigkeit der Hangmorphologie kann nämlich z. B. am Oberhang abgespültes Bodensubstrat in Senken oder Verebnungsbereichen sedimentieren, ohne dass Beeinträchtigungen der Gewässerqualität auftreten. Zudem ist davon auszugehen, dass von Kolluvien und Auenböden mittel- und langfristig kein Bodenabtrag durch Flächenerosion zu erwarten ist, so dass das Erosionspotenzial auf diesen Flächen auf null gesetzt werden kann. Dasselbe gilt für sehr schwach geneigte Areale mit einer Hangneigung unter 2 % (Sommer und Murschel, 1999; Schwertmann et al., 1990).

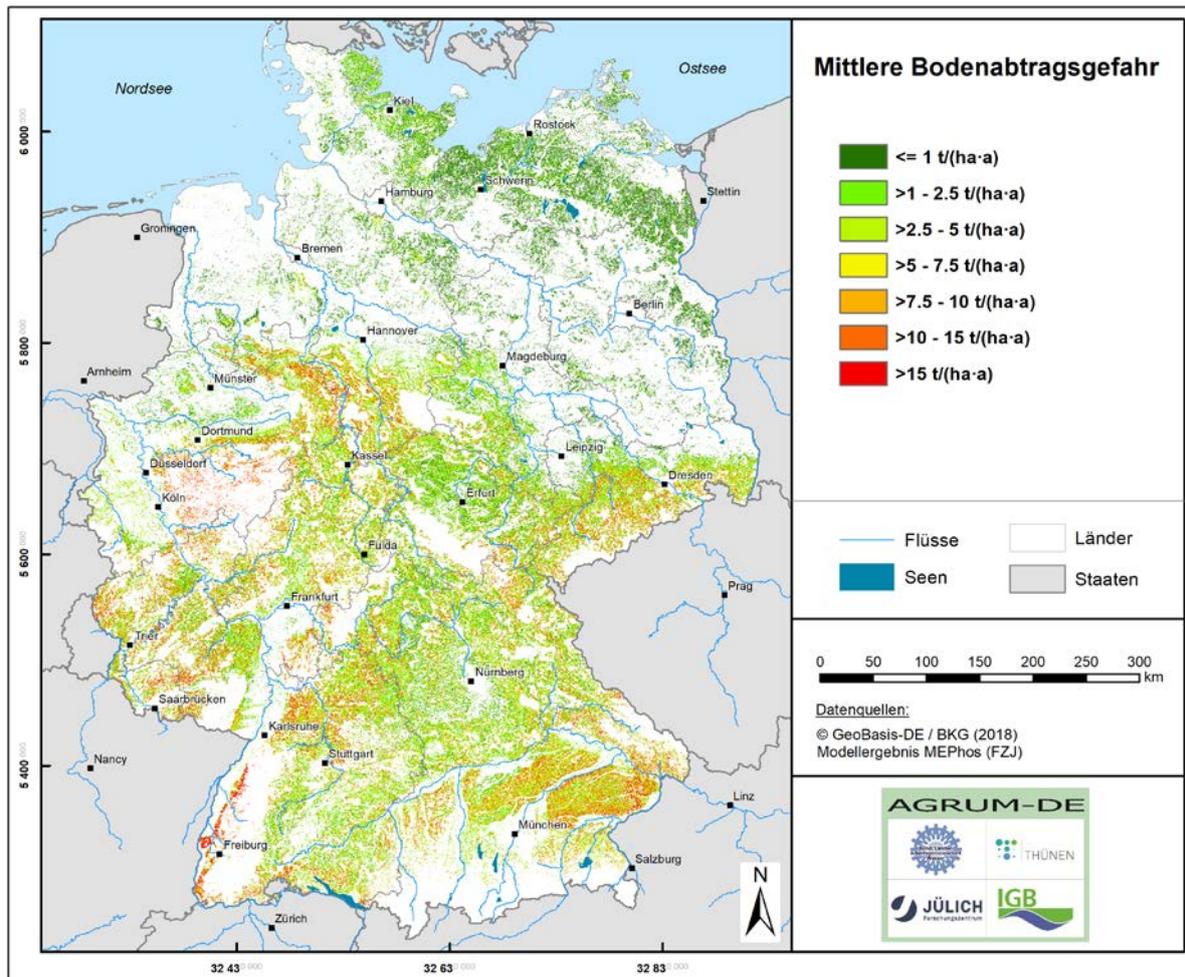


Abbildung 4-10: Mittlere Bodenabtragsgefahr nach ABAG

Zur Modellierung des Phosphoreintrags über Erosion werden nur die erosionsgefährdete Ackerflächen nach ABAG betrachtet, die an reliefbedingte Fließwege angeschlossen sind. Für diese Flächen wird der Anteil des Bodenabtrags, der in das Fließgewässer übertritt, ermittelt. Dieser Anteil wird auch als Sedimenteintragsverhältnis bezeichnet. Die Konzentration des Oberflächenabflusses wie auch der daran gekoppelte Sedimenttransport erfolgen im Gelände schwerpunktmäßig in Rinnen, Rillen und reliefbedingten Tiefenlinien, an deren Auslassen es zu punkthaften Stoffeintragen in die Fließgewässer kommt (Mollenhauer, 1987; Duttmann, 1999). Eine Simulation der größeren oberirdischen Fließwege kann auf Basis hoch aufgelöster digitaler Geländemodelle erfolgen, wobei im Modell MEPhos der von Tarboton (1997) entwickelte Algorithmus Deterministic Infinity (D^∞) eingesetzt wird. D^∞ zählt zu den zweidimensionalen Abflussmodellen, die den in einer Rasterzelle generierten Abfluss als über die Fläche verteilt berechnen. Außerdem können sie Abflussdivergenz simulieren, indem der Abfluss in Fließrichtung auf benachbarte Rasterzellen aufgeteilt wird.

Zur Identifizierung der zu erosiven Einträgen beitragenden Ackerflächen mit Gewässeranschluss bzw. zur Quantifizierung des entsprechenden Sedimenteintrags werden aus dem DGM im GIS reliefbedingte Tiefenlinien abgeleitet und diese mit Puffern auf jeder Seite versehen. Sedimenteintrag in die Oberflächengewässer kann dann im Modell nur von denjenigen Ackerflächen mit Erosionsgefahr erfolgen, die im Pufferstreifen einer Tiefenlinie bzw. eines Gewässers liegen.

Die Höhe der partikularen Phosphoreinträge ist neben der in das Gewässer eingetragenen Sedimentmenge auch vom Phosphorgehalt des erodierten Oberbodens abhängig (Gl. 20).

Diese Daten müssen als Gehalte in Gesamtphosphor zur Verfügung stehen. Nähere Informationen dazu stehen in Kapitel 5.12 zur Verfügung.

Als Anreicherungsfaktor ER wird einheitlich der Wert von 1,86 verwendet, der von Wilke und Schaub (1996) nach langjährigen Geländeuntersuchungen als der Wert ermittelt wurde, mit dem 94 % aller beobachteten Ereignisse erfasst werden konnten. Die Untersuchungen erstreckten sich auf Gebiete, in denen mit dem Projektgebiet vergleichbare Bodenbedingungen und Bewirtschaftungsverhältnisse auftreten. Duttmann (1999) konnte mittlere Phosphoranreicherungs-faktoren von 1,78 bei einer Grundgesamtheit von 30 Proben im südniedersächsischen Berg- und Hügelland feststellen. Rückert (2008) ermittelte für das Einzugsgebiet der Urfttalsperre einen Anreicherungs-faktor von 1,57. Diese Arbeiten bestätigen die Größenordnung des von Wilke und Schaub (1996) genannten Werts.

4.5 Ansatz zur Modellierung des P-Eintrags über Abschwemmung

Unter Abschwemmung wird hier ausschließlich der Eintrag von gelöstem Phosphor mit dem Oberflächenabfluss aus landwirtschaftlichen Nutzflächen verstanden, der nach kurzer Fließzeit den Vorfluter erreicht. Der Abschwemmungsprozess ist eng an Erosionsprozesse gekoppelt, im Gegensatz zu Erosion findet Abschwemmung jedoch zusätzlich und in relevanter Größenordnung auf Grünland statt. Zur flächendifferenzierten Modellierung mehrjähriger mittlerer P-Einträge über Abschwemmung müssen die Entstehungsorte von Oberflächenabfluss, seine mittlere Höhe und seine Fließwege im Gelände sowie die P-Konzentration im Oberflächenabfluss bekannt sein. Zur Ableitung der zur Abschwemmung beitragenden Flächen sei auf Kap. 4-4 verwiesen.

Wie Braun et al. (1993) und Pommer et al. (2001) zeigen, wird die P-Konzentration im Oberflächenabfluss einerseits durch die Abflusshöhe beeinflusst (Verdünnungseffekt). Andererseits steuern auch Landnutzungs- und Bewirtschaftungsfaktoren die Konzentration, wobei vielfach im Oberflächenabfluss auf Grünland höhere Werte festgestellt wurden als auf Ackerland (Preuße u. Voss 1979, Erpenbeck 1987, Mollenhauer 1987). Dies wird der abschirmenden Wirkung des Grases und den damit eingeschränkten Adsorptionsmöglichkeiten für gelöstes P zugeschrieben (Braun u. Leuenberger 1991).

Tabelle 4-3: Phosphotope zur Abbildung des Eintrags über Abschwemmung, Spannweiten der Literatur-Referenzwerte für die Austragshöhe und kalibrierte Exportkoeffizienten (Modell MEPhos)

Phosphotope	Referenzwert [mg P _{Ges} /l]	Referenzwert [kg P _{Ges} / (ha·a)]	Exportkoeffizient [mg/l] (für die Modellierung verwendet)
Ackerland mit verschlammungs- oder sättigungsinduziertem Oberflächenabfluss und Anschluss ans Gewässernetz	0,3-1,9	0,2	0,9
Grünland mit sättigungsinduziertem Oberflächenabfluss und Anschluss ans Gewässernetz	0,75-2,0	0,8	1,1

Quellen: Erpenbeck 1987, Haider 2000, Preuße u. Voss 1979, Mollenhauer 1987, Foerster 1998, Schubert 1997, Bernhardt et al. 1978

4.6 Quantifizierung der atmosphärischen P-Deposition auf Wasserflächen

Die atmosphärische P-Deposition ist eine diffus wirkende P-Quelle, die bei der räumlich differenzierten Quantifizierung der Stoffeinträge in die Oberflächengewässer berücksichtigt werden muss. Während die atmosphärische P-Deposition auf Ackerland, Grünland und Wald bei der Ermittlung der P-Einträge über diffuse Eintragspfade berücksichtigt wird und die P-Deposition auf urbanen Flächen in die Ermittlung der P-Einträge über Trennkanalisation eingeht, ist die direkte atmosphärische Deposition auf Wasserflächen eine Bilanzgröße, die separat ermittelt wird.

Als Gebietskulisse hierfür wurden sämtliche Wasserflächen des DLM bzw. aus Wasserblick selektiert, die an Fließgewässer angeschlossen sind. Dies sind einerseits explizit als Polygone ausgewiesene Wasserflächen, wie z.B. Binnenseen und große Ströme, und andererseits als Linien dargestellte Wasserflächen, wie z. B. kleine Flussläufe, Gräben und Kanäle. Die Polygone des DLM sind für die Ableitung der Wasserflächen direkt nutzbar, bei den linienförmigen Darstellungen werden die differenzierten Angaben des DLM zu Flussbreiten verwendet, um die entsprechenden Flächen abzuleiten.

Die Quantifizierung der atmosphärischen P-Deposition auf Wasserflächen erfolgte dann nach Einzugsgebieten getrennt durch Verknüpfung der ausgewiesenen Wasserflächen mit einer einheitlichen Depositionsrate von $0,6 \text{ kg}/(\text{ha} \cdot \text{a})$ die sich im Einklang mit Erkenntnissen aus Sachsen-Anhalt (Kuhr et al., 2013) befindet.

5 Datengrundlagen der Modelle mGROWA-DENUZ-WEKU-MEPHos

Die für das AGRUM-DE-Projekt verwendeten Datengrundlagen sind in Tabelle 5.1 zusammengefasst dargestellt.

Tabelle 5-1: Datengrundlagen und Datenquellen der Modelle mGROWA-DENUZ-WEKU-MEPHos

Datengrundlage		Datenquelle
Landnutzungstypen		Bundesamt für Kartographie und Geodäsie: <ul style="list-style-type: none"> – Digitales Landbedeckungsmodell für Deutschland (LBM-DE2015) – Landbedeckung und Landnutzung im Vektorformat auf der Grundlage der Transformation von Zwischenklassen (LB/LN) zur Nomenklatur von CORINE Land Cover (CLC) und ATKIS® Basis-DLM (2015)
Versiegelungsgrade Erdoberfläche	der	Copernicus Land Monitoring Service: <ul style="list-style-type: none"> – High Resolution Layer Imperviousness (2012) 20 m https://land.copernicus.eu/pan-european/high-resolution-layers/imperviousness
Digitales Modell Geländeoberfläche Einzugsgebietsgrenzen Grundwasserkörper Fließgewässer / Seen	der	Bundesamt für Kartographie und Geodäsie: <ul style="list-style-type: none"> – Digitales Geländemodell Gitterweite 25 m (DGM25) EG-WRRL Daten aus WasserBLiCK EG-WRRL Daten aus WasserBLiCK EG-WRRL Daten aus WasserBLiCK; in Kartendarstellungen aus DLM250
Bodenkarte mit Bodenprofilen: – Horizontmächtigkeit – Horizontspezifischen Parametern (Feldkapazität, nutzbare Feldkapazität, Oberbodenart etc.)		Bundesanstalt für Geologie und Rohstoffe Hannover: <ul style="list-style-type: none"> – Bodenübersichtskarte 1:1 Mio. (verwendet bis 12/2019) – Bodenübersichtskarte 1:200.000 (verwendet ab 01/2020)
Bodenkarte Grundwasserstufen	mit	Bundesanstalt für Geologie und Rohstoffe Hannover: <ul style="list-style-type: none"> – Bodenübersichtskarte 1:1 Mio. (verwendet bis 12/2019) – Bodenübersichtskarte 1:200.000 (verwendet ab 01/2020)
Karten mit Dränflächen		Forschungszentrum Jülich, IBG-3: <ul style="list-style-type: none"> – Verfahren nach Tetzlaff et al. (2008)
Agrarstrukturdatenerhebung: – Anbauverteilungen der Fruchtartenhauptgruppen		Forschungszentrum Jülich, IBG-3: <ul style="list-style-type: none"> – Ableitung C-Faktor
Klimadaten: – Niederschlag – Potentielle Verdunstung über Gras		Deutsche Wetterdienst: <ul style="list-style-type: none"> – CDC (Climate Data Center) – ftp-cdc.dwd.de/pub/CDC/
Hydrogeologische Gesteinseinheiten Aquiferkenngrößen: – Durchlässigkeitsbeiwert –	mit	Bundesanstalt für Geologie und Rohstoffe Hannover: <ul style="list-style-type: none"> – Hydrogeologische Übersichtskarte 1:200.000
Abflussdaten		Bundesanstalt für Gewässerkunde, Koblenz <ul style="list-style-type: none"> – Datenbank Tägliche Abflussmessungen

Datengrundlage	Datenquelle
Pegel als Punktkoordinaten mit dazugehörigen Einzugsgebietsgrößen	Deutsches Gewässerkundliches Jahrbuch (DGJ)
Einzugsgebietsgrenzen	Forschungszentrum Jülich, IBG-3: –
Deposition	Geupel-Werte / aus UBA FG II 4.3
Grundwassergütedaten	Zuständige Landesbehörden (über LAWA-Ausschuss Grundwasser)
Tagesmittel der Abflüsse	Datenbank BfG

5.1 Diskretisierung der Datengrundlagen

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

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

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

In Dörhöfer et al. (2001) wurde am Beispiel des Attributs „Bodentyp“ der Bodenkarte Niedersachsens im Maßstab 1:50.000 (BK 50) untersucht, wie sich unterschiedliche Rasterungen (50 bis 1000 m) auf den Informationsgehalt von nominal skalierten Vektordaten auswirken. Der zu überprüfende Informationsgehalt wurde über die Kriterien „Diversität der Bodentyp-Klassen“ und „Abweichungen von der primären Flächengröße pro Bodentyp-Klasse“ definiert. Die Untersuchung zeigte, dass bei Rasterweiten von 1000 m und 500 m nicht alle Bodentypklassen in dem Rasterdatensatz repräsentiert werden. Bei einer Rasterung von 250 m blieben zwar alle Bodentypklassen erhalten, jedoch traten Abweichungen der Flächengrößen von bis 30% auf. Bei der 50 m und 100 m Auflösung waren die Abweichungen geringer und lagen zudem in der gleichen Größenordnung (max. 5%).

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

5.2 Klimatische Datengrundlagen

Für die landesweite Modellierung der Wasserhaushaltsgrößen mit dem mGROWA-Modell wurden die best-verfügbaren Niederschlags- und Klimadaten des Climate Data Center (CDC) (<ftp://ftp-cdc.dwd.de/pub/CDC/>) des Deutschen Wetterdienstes (DWD) der Periode 1981-2010 berücksichtigt. Hierbei handelte es sich zum einen um Rasterdatensätze, die in einer räumlichen Auflösung von 1000m x 1000m und einer Zeitauflösung von Monaten verfügbar waren. Zum anderen wurden die in täglicher Auflösung vorliegenden Stationsdaten der Periode 1981-2010 berücksichtigt. Hierbei zeigte sich, dass weder die Gesamtzahl der berücksichtigten Stationsdaten, noch die geografische Lage der Stationen in der Periode 1981 – 2010 als konstant zu betrachten sind (vgl. Abb. 5-1).

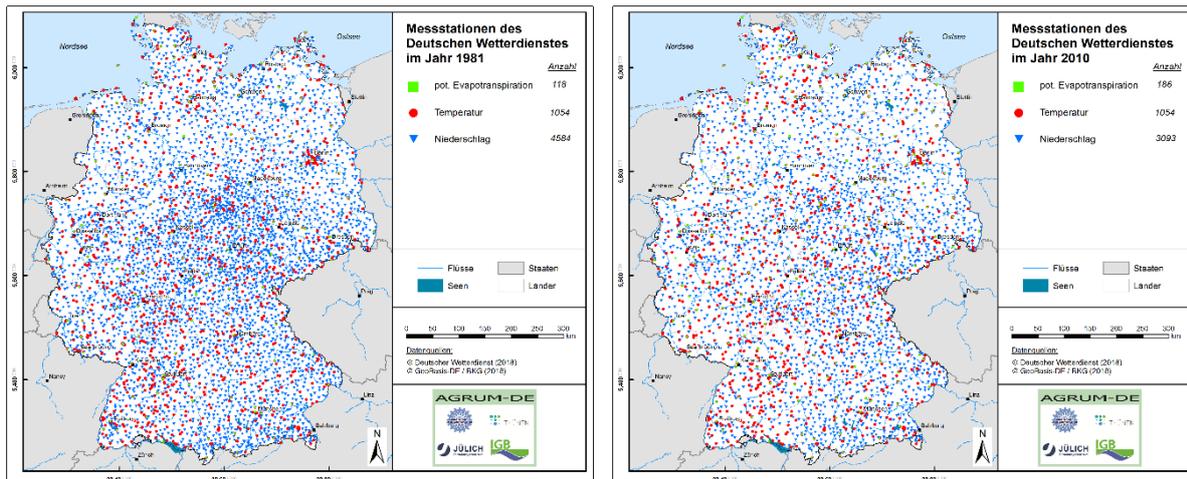


Abbildung 5-1: in täglicher Auflösung vorliegende Stationsdaten für die Klimaparameter Niederschlag, Temperatur und potentielle Verdunstung für das Jahr 1981 (links) und das Jahr 2010 (rechts) des Climate Data Center (CDC)

Hierdurch bedingt weisen die auf dieser Grundlage erzeugten Datensätze untereinander leichte Inkonsistenzen auf. Während bei den Niederschlagsdaten die Belegungsdichte von 4585 Stationen im Jahr 1981 (Abb. 5.1, links) auf 3093 Stationen im Jahr 2010 (Abb. 5.1, rechts) abnahm, so nahm die Anzahl der Stationen, für die eine potentielle Verdunstung berechnet wurde, von 118 im Jahr 1981 auf 186 im Jahre 2010 zu. Zwar ist die Gesamtzahl der Stationen mit Temperaturmessungen mit 1054 unverändert geblieben, jedoch hat sich räumliche Lage der Stationen zum Teil geändert.

5.2.1 Niederschlagshöhe

Um aus den oben beschriebenen Datensätzen die für die mGROWA-Modellierung notwendigen Niederschlagsfelder in Tagesschritten und in einer räumlichen Auflösung von 100m x 100m abzuleiten, wurden die in monatlicher Auflösung vorliegenden Rasterdatensätze bei der Regionalisierung zeitlich (auf Tageswerte) und räumlich (auf 100m x 100m – Raster) disaggregiert. Die Beobachtungen an den Niederschlagsstationen wurden hierbei als Stützstellen genutzt. Abbildung 5-1 zeigt die zu Übersichtswecken aus den regionalisierten Niederschlagsfeldern in täglicher Auflösung abgeleitete mittlere jährliche Niederschlagshöhe der Periode 1981-2010.

Die im Vergleich zum Umland wetterexponierten Kammlagen der Mittelgebirge (Harz, Rheinisches Schiefergebirge, Thüringer Wald, Erzgebirge, Odenwald, Schwarzwald und bayrischer Wald) und der Alpen beeinflussen die Niederschlagsverteilung maßgeblich. Der Luv-Effekt, also die Hebung von Luftmassen aufgrund der morphologischen Gegebenheiten, macht sich dort deutlich bemerkbar. Infolge der überwiegend von Südwesten bis Nordwesten

einfließenden Meeresluft kommt es dort zu Steigungsregen, von mehr als 1000 mm/a, der in den Alpen bis auf über 2000 mm/a ansteigen kann und sich bis ins Alpenvorland hinein bemerkbar macht, wo Niederschlagshöhen zwischen 1500 mm/a und 2000 auftreten können. In der gleichen Größenordnung liegen die Niederschlagshöhen in Teilen des Schwarzwalds.

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

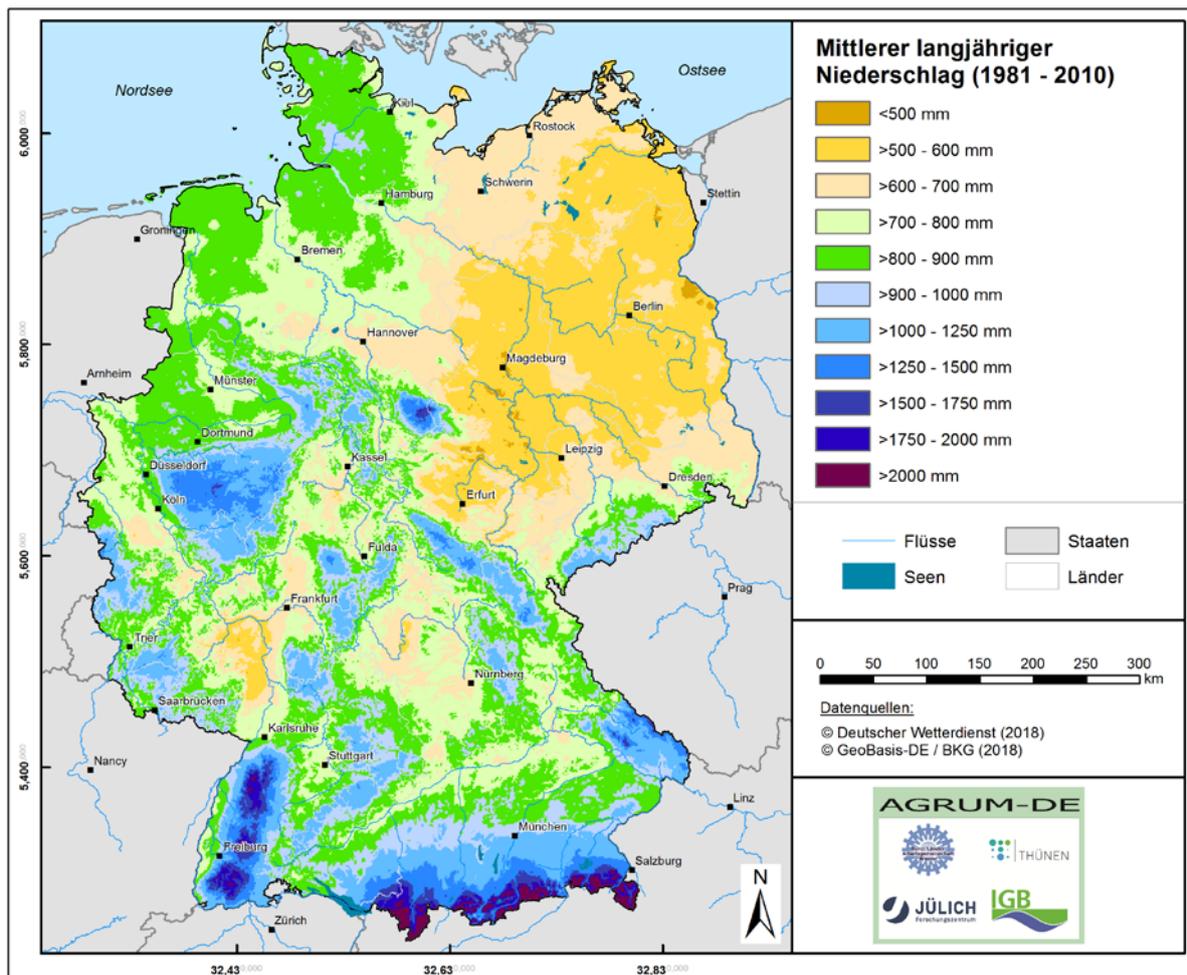


Abbildung 5-1: Mittlere Jahresniederschlagshöhen für die Periode 1981 bis 2010.

5.2.2 Potenzielle Verdunstung

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

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

Ähnlich wie für die Niederschlagsdaten (vgl. Kap. 5.2.1) wurden auch bei der potentiellen Verdunstung Datensätze des DWD der hydrologischen Periode 1981-2010 genutzt. Die Rasterdaten lagen in einer räumlichen Auflösung von 1000 x 1000 m und einer Zeitauflösung von Monaten vor. Die potentielle Verdunstung wurde vom DWD mit dem Wendling-Verfahren (Wendling et al., 1991) ermittelt.

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

Die potenzielle Verdunstung ist abhängig von verschiedenen meteorologischen Randbedingungen (z.B. Temperatur, Luftfeuchte, Strahlung etc.), die wiederum höhenabhängig sind. Somit wird die räumliche Struktur der Verteilung der potentiellen Verdunstung im Allgemeinen stark von den morphologischen Gegebenheiten geprägt. Die in Abbildung 5-3 dargestellte potenzielle Verdunstungshöhe zeigt somit für die schwach reliefierten Regionen nördlich der Mittelgebirge eine graduelle, vor allem temperaturbedingte, Zunahme nach Süden.

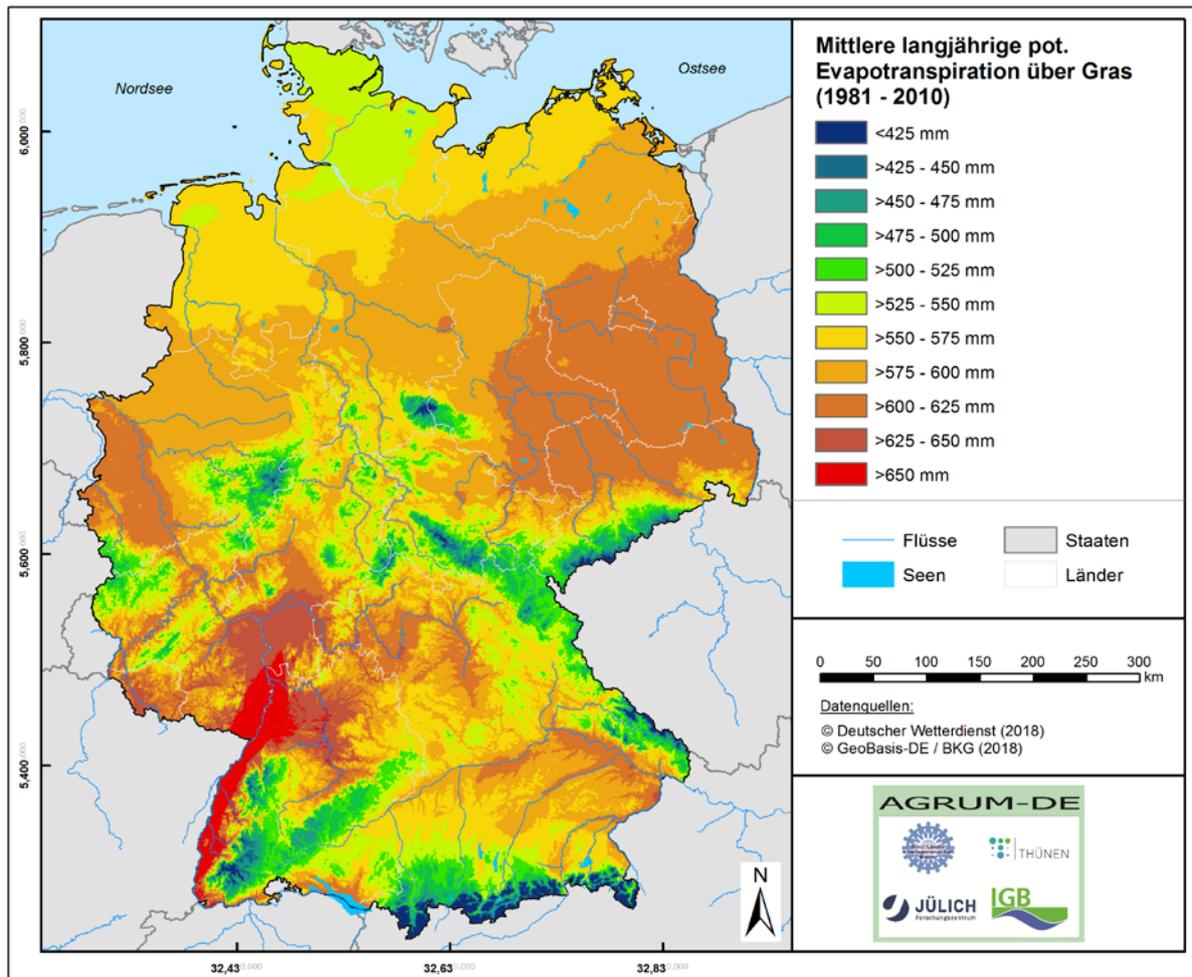


Abbildung 5-3: Mittlere potenzielle Verdunstungshöhe für die Periode von 1981 bis 2010

Ausgehend vom Norden Schleswig-Holsteins mit Werten von weniger als 550 mm/a steigt die potentielle Verdunstung dabei bis zur Mittelgebirgsschwelle an. In den Bördelandschaften der Köln-Aachener Bucht, der Magdeburger Börde und der Leipziger Tieflandsbucht steigt die potentielle Verdunstung auf großräumig mehr als 625 mm/a an. In der gleichen Größenordnung liegen die potentiellen Verdunstungshöhen südlich des Oder-Havel-Kanals und in der Lausitz.

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

5.3 Daten zur Bodenbedeckung

Grundlage dieser Karte ist das bundesweit einheitlich vorliegende digitale Landbedeckungsmodell für Deutschland LBM-DE2015 (BKG, 2018). Das LBM-DE beschreibt die topographischen Objekte der Landschaft im Vektorformat unter dem Aspekt der Landbedeckung (LB) und Landnutzung (LN). Es handelt sich um ein überlagerungsfrei vereinfachtes ATKIS® Basis-DLM mit einem LB- und LN- Klassensystem analog zum

CORINE-Klassensystem. Mit dem LBM-DE stehen damit attributierte Landnutzungsinformationen mit hoher Lagegenauigkeit und geringer Generalisierung bundesweit zur Verfügung, die sich gerade bei der Modellierung von Nährstoffströmen positiv bemerkbar macht.

In dem im mGROWA-Modell implementierten Verfahren zur Berechnung der realen Verdunstung auf Basis der BOWAB-Methodik (Engel et al., 2012) werden landnutzungsspezifische Verdunstungsfaktoren für die Landnutzungseinheiten „versiegelte Flächen“, „Grünland“, „Ackerland und Dauerkulturen“, „Laubwald“, „Nadelwald“ und „Wasserflächen“ unterschieden. Abbildungen 5-4 und 5-5 zeigen die Häufigkeitsverteilung und räumliche Verteilung der Bodenbedeckungstypen in Deutschland.

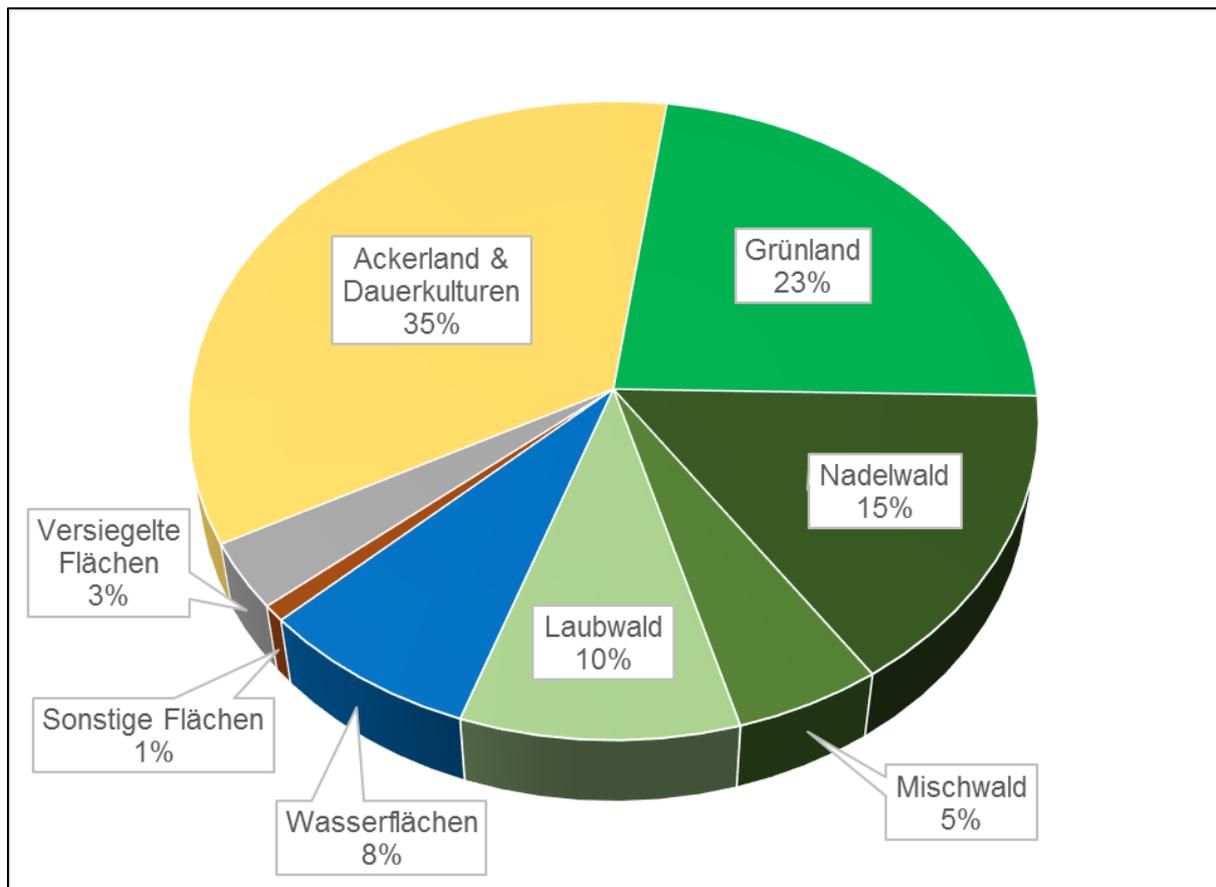


Abbildung 5-4: Häufigkeitsverteilung der Landnutzungsgruppen

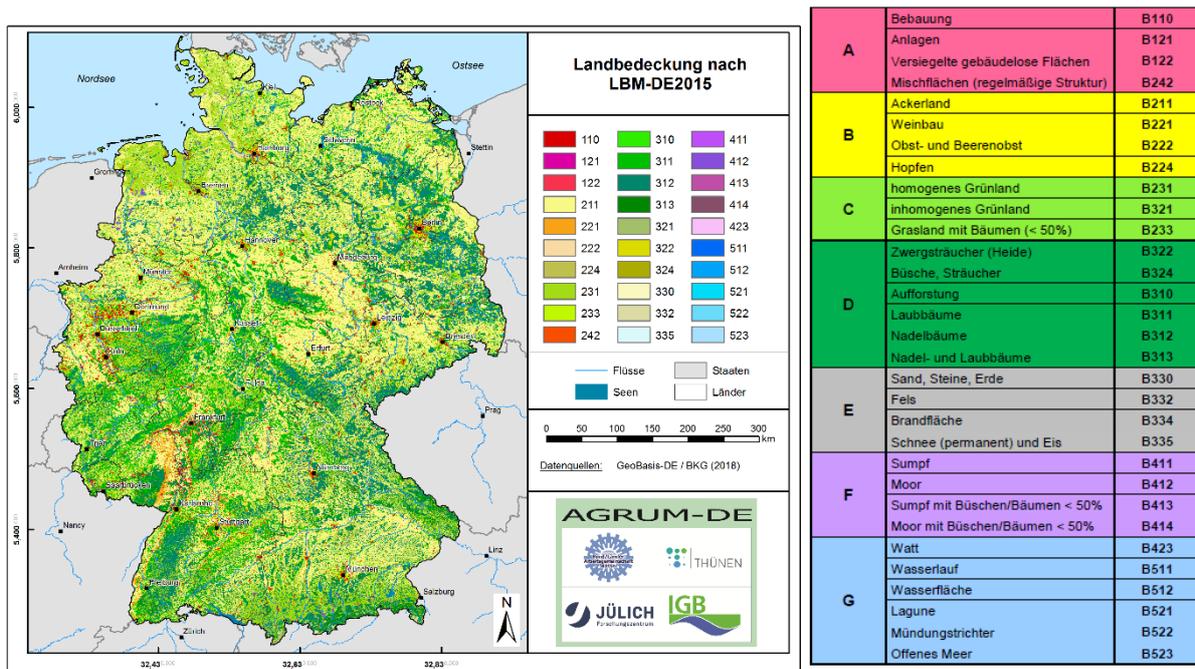


Abbildung 5-5: Landnutzungskategorien nach digitalem Landbedeckungsmodell für Deutschland LBM-DE2015 (BKG, 2018)

Allein 3 Landnutzungskategorien bedecken danach fast 90% der Gesamtfläche. Der größte Anteil der Bodenbedeckung entfällt auf die Kategorie „Ackerland“. Mehr als 35% des Bundeslandes wird durch die Landnutzungsgruppe „Ackerland und Dauerkulturen“ vertreten. Die Waldkategorien „Laubwald“, Nadelwald und „Mischwald“ nehmen zusammen mit 30% den zweitgrößten Anteil an der Landnutzung ein. Diese Landnutzungsgruppe konzentriert sich auf die Mittelgebirge. Die Bodenbedeckungskategorie „Grünland“ tritt demgegenüber mit ca. 23% zurück und ist vor allem in der Nordseeküstenregion und im Alpenvorland sowie in den Mittelgebirgen verbreitet. Wasserflächen nehmen vor allem wegen der Nord- und Ostsee einen relativ hohen Anteil von 8% ein. Die übrigen Flächen sind vegetationslos, Sumpf- oder Mooregebiete.

Deutschland weist mit ca. 83 Mio. Einwohnern eine Bevölkerungsdichte von ca. 232 Einwohnern pro km² auf. Versiegelte Flächen nehmen ca. 3% der Gesamtfläche ein. Siedlungsflächen reduzieren das Wasserspeichervermögen und die Verdunstung der Landoberfläche. So können versiegelte Oberflächen maximal 1 mm Niederschlagswasser pro Tag speichern und verdunsten. Überschüssiges Niederschlagswasser bildet den Abfluss von versiegelten Flächen, der entweder indirekt infiltriert oder als urbaner Direktabfluss abgeführt wird.

Eine realitätsnahe Aufteilung des Abflusses von versiegelten Flächen kann anhand des Versiegelungsgrades der Landoberfläche vorgenommen werden. Je höher der Versiegelungsgrad ist, desto höher ist der urbane Direktabfluss und desto geringer der Abfluss von versiegelten Flächen, der indirekt infiltriert. Als Datenquelle zur Ableitung des Versiegelungsgrades der Landoberfläche wurde ein Datensatz der European Environmental Agency (20x20 m) genutzt (Abb. 5-6).

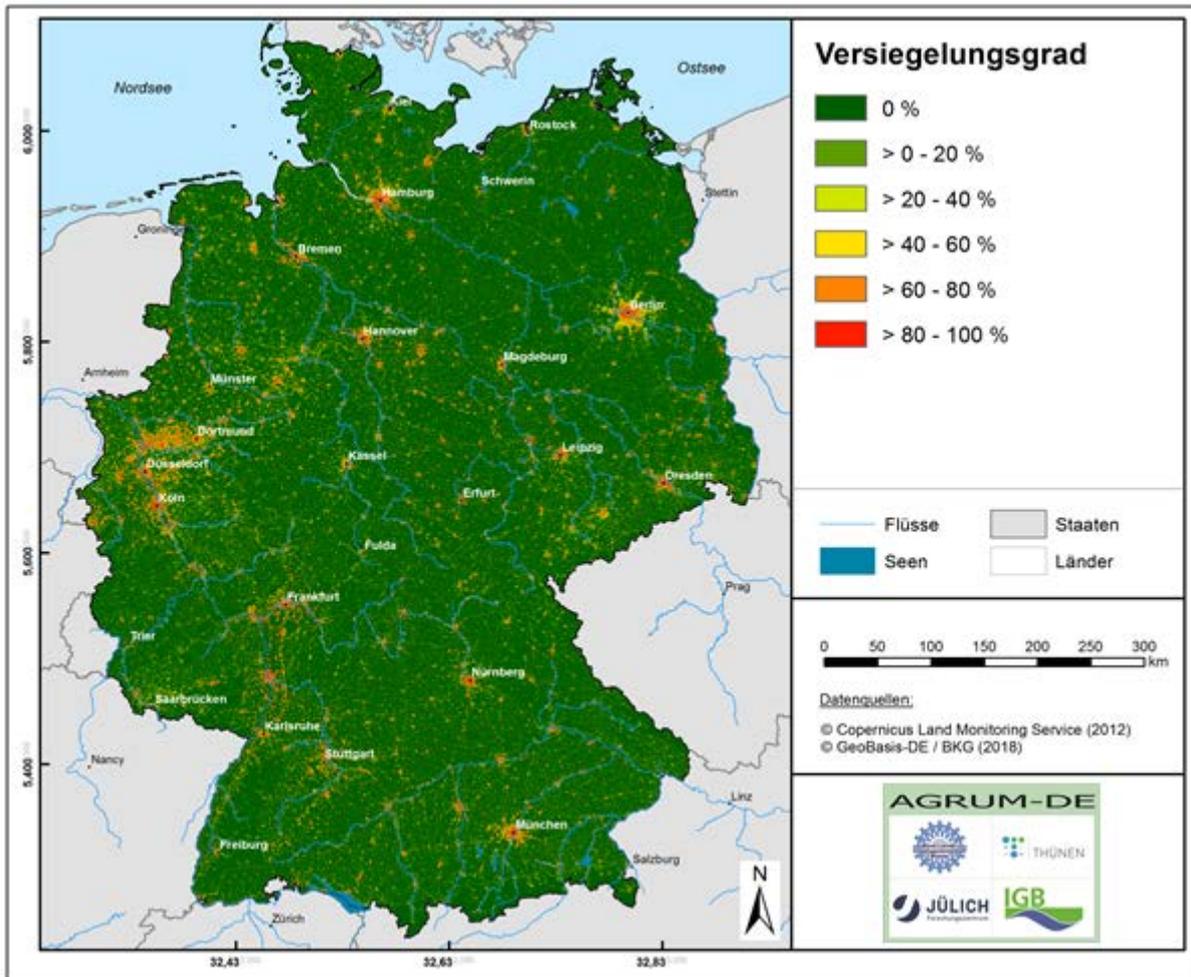


Abbildung 5-6: Versiegelungsgrades der Landoberfläche nach European Environmental Agency

Wie Abb. 5-6 zeigt, liegt der Versiegelungsgrad in größeren Siedlungsgebieten häufig zwischen 40% und 80%. Für die mGROWA-Modellierung bedeutet dies, dass in Siedlungsgebieten 40-80% des Abflusses als urbaner Direktabfluss abgeführt werden, während spiegelbildlich zwischen 80% und 40 % indirekt in den Boden infiltrieren.

5.4 Bodenkundliche Datengrundlagen

Die Arbeiten im Projekt AGRUM-DE starteten basierend auf der Bodenübersichtskarte von Deutschland im Maßstab 1:1.000.000 (BÜK 1000), Diese Karte liegt bundesweit flächendeckend vor und wurde als gesamtes Kartenwerk einheitlich digital mit Bezügen zu den Hauptnutzungsarten Acker, Grünland und Wald aufbereitet. Der Maßstab dieser Karte erlaubt einen vergleichenden Überblick über die in Deutschland vorkommenden Böden. So sind in der BÜK 1000 ca. 1600 Bodenprofil-IDs ausgewiesen, mit denen Böden gleichartiger oder ähnlicher Entwicklung sowie mit vergleichbarem Substrataufbau und Bodenbedeckung zusammengefasst sind (Abb. 5-7).

Die Bodenprofil-IDs sind mit einer Bodenprofilatenbank verknüpft, in der für jede Bodenprofil-ID im Mittel 5 Schichten mit horizontspezifischen Informationen zu bodenhydrologischen Parametern (Feldkapazität, nutzbare Feldkapazität, Bodenart, Lagerungsdichte, Substanzvolumen) angegeben sind. Auf diese Weise stehen Angaben zu insgesamt ca. 7500

Bodenhorizonte für die Modellierung zur Verfügung. Die ebenfalls in der BÜK 1000 ausgewiesenen Parameter Grundwasser- bzw. Stauwasserbeeinflussung des Bodens liegen nicht horizontspezifisch, sondern in klassifizierter Form vor.

In der BÜK 1000 sind ca. 18.600 Einzelpolygone ausgewiesen, was umgelegt auf die Gesamtfläche Deutschlands (ca. 358.000 km²) einer mittleren Polygongröße von ca. 19 km² entspricht. Die geringe räumliche Auflösung der Einzelpolygone der BÜK 1000 verweist darauf, dass der Einfluss des Bodens auf den Wasserhaushalt bzw. auf den N- und P-Stoffumsatz und -Austrag aus dem Boden bei der Modellierung nur sehr grob abgebildet werden kann.

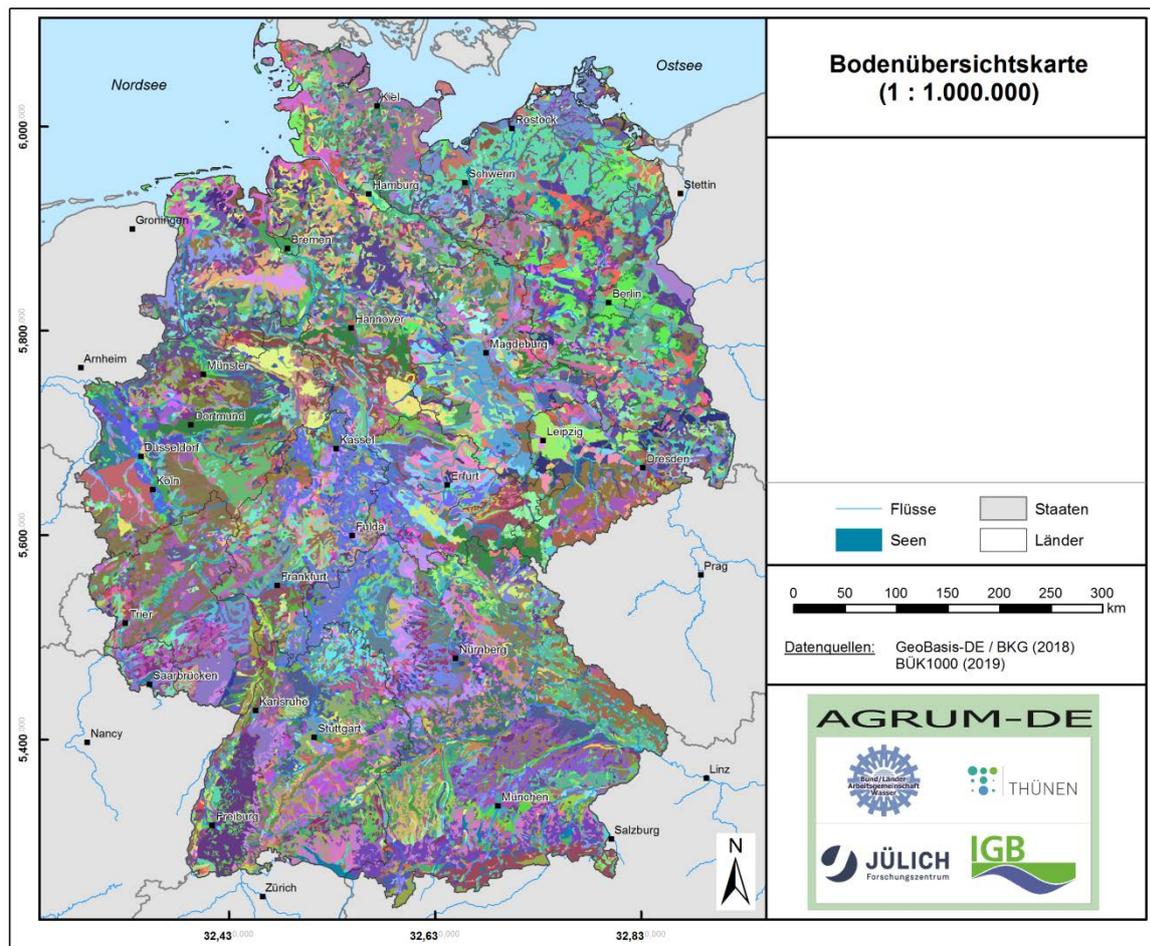


Abb. 5-7: Einzelpolygone der Bodenübersichtskarte BÜK 1000. Aus Gründen der Darstellbarkeit wurde auf eine Legende verzichtet

Im Rahmen der ersten Modellrechnungen stellte sich heraus, dass die räumliche Auflösung der BÜK 1000 eigentlich nicht ausreicht, um die Modellierungen in dem erforderlichen Detaillierungsgrad durchzuführen. Begleitböden, die kleinflächig mit einem Leitboden vergesellschaftet auftreten, sind in der BÜK 1000 maßstabsbedingt häufig nicht ausgewiesen. Vor allem semiterrestrische Böden und Moore sind hiervon betroffen. Als Folge hiervon entstehen für diese Standorte regionale Unschärfen, z.B. bei der Ausweisung des Nitratabbauvermögens im Boden und der Ausweisung von dränen Flächen, die sich bei allen Modellergebnissen zum Wasserhaushalt und zur Nitratkonzentration im Sickerwasser fortsetzen.

Um eine höhere räumliche Repräsentativität der Modellergebnisse zu erzielen, wurde im Nachgang zur 3. Sitzung des Projektbeirats AGRUM-DE beschlossen, die zum Stichtag 31.12.2019 vorliegende Ausbaustufe der BÜK 200 (Version 0.5) als bodenkundliche

Datengrundlage für die weiteren bis zur 6. Sitzung des Projektbeirats AGRUM-DE am 30.06.2020 vorzunehmenden Modellierungen im AGRUM-DE-Projekt zu verwenden. Die entsprechenden Polygone der BÜK 200 zeigt Abb. 5-8.

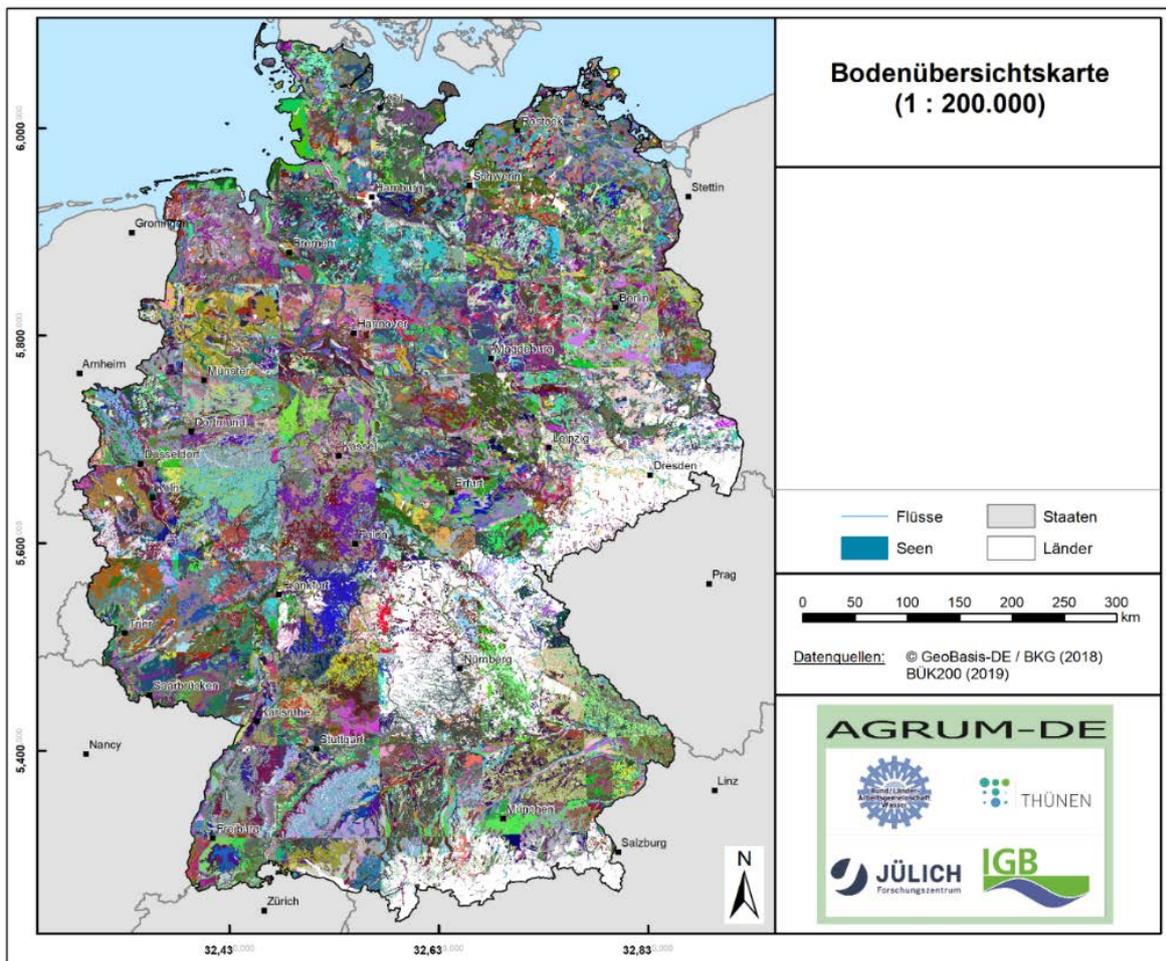


Abb. 5-8: Einzelpolygone der Bodenübersichtskarte BÜK 200. Aus Gründen der Darstellbarkeit wurde auf eine Legende verzichtet

In der für die AGRUM-DE-Arbeiten verfügbaren Ausbaustufe der BÜK 200 (Stichtag 31.12.2019, Version 0.5) sind 78.874 Einzelpolygone mit 15.367 Bodenhorizonten von 3.679 Bodenprofilen mit Horizontdaten ausgewiesen. Die generell höhere räumliche Auflösung der Einzelpolygone der BÜK 200 führt dazu, dass der Einfluss des Bodens auf den Wasserhaushalt bzw. auf den N- und P- Stoffumsatz und -Ausstrag aus dem Boden bei der Modellierung besser abgebildet werden kann.

Wie der Blick auf Abb. 5-8 zeigt, weist die BÜK 200 für einige der vorhandenen Bodenprofile/Polygone in Bayern und Sachsen keine Bodenhorizontdaten auf (weiß dargestellt). Diese wurden für die bis zur 6. Sitzung des Projektbeirats AGRUM-DE am 30.06.2020 vorzunehmenden Modellierungen mit Daten aus der BÜK 1000 aufgefüllt. Die in den Abb. 5-9 bis Abb. 5-13 dargestellten Bodenparameter der kombinierten BÜK200 / BÜK 1000 sind auf diesen Bearbeitungsstand bezogen.

Für die bis zur Sitzung des Projektbeirats AGRUM-DE im Januar 2021 abzuschließenden Ist-Zustandsanalysen werden die noch fehlenden Datensätze der BÜK 200 aus Bayern und Sachsen implementiert und eine abschließende Neumodellierung durchgeführt.

5.4.1 Bodentyp

Ein Bodentyp kennzeichnet Böden mit einem gleichen Entwicklungszustand und damit weitgehend übereinstimmenden Merkmalen und ähnliche Bodenhorizonten bzw. Horizont-Kombinationen. Gleiche Bodentypen bilden sich aber nicht notwendigerweise nur auf dem gleichen Ausgangsgestein aus. Zusätzliche Einflussfaktoren sind Relief /topografische Lage, Klima, Bewuchs und die Zeit zur Entwicklung. Namensgebend sind auffällige Bodenmerkmale, z. B. Farbe (Schwarzerde, Braunerde) oder ihre Verbreitung in einer bestimmten Landschaft (Marsch, Moor, Aue) u. a. Abbildung 5-9 zeigt eine Übersicht über die Verbreitung der in der kombinierten BÜK200 / BÜK1000 ausgewiesenen Bodentypen in Deutschland.

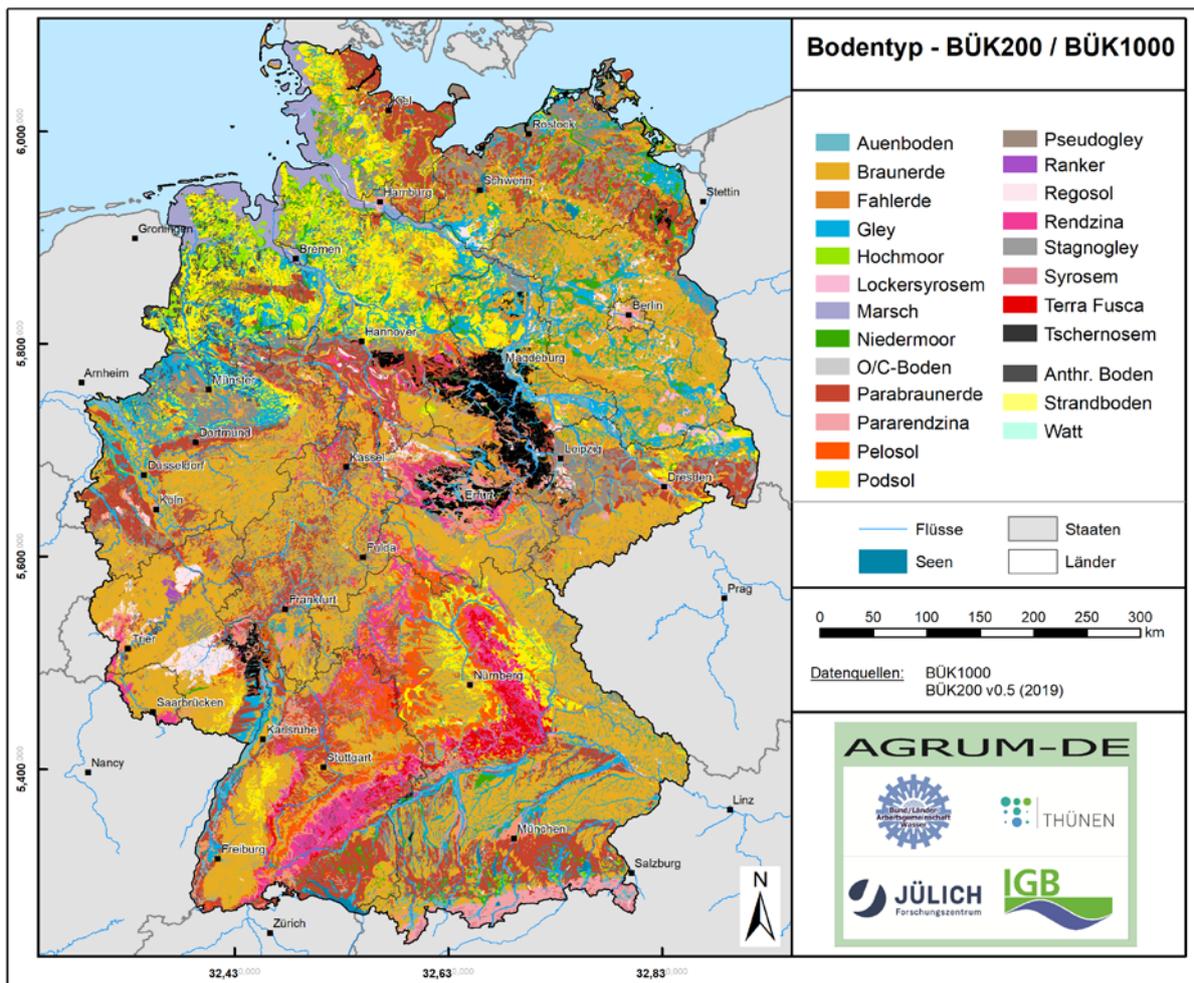


Abbildung 5-9: Leitbodentypen der kombinierten BÜK 200 / BÜK 1000

Wie Abb. 5-9 zeigt ist die Braunerde der auf Silikatgesteinen im Mittelgebirge am weitesten verbreitete Bodentyp, während sich dort auf Kalkgesteinen überwiegend Rendzinen ausgebildet haben. Parabraunerden sind in den Bördelandschaften nördlich der Mittelgebirge, im Alpenvorland und auf dem Nördlichen Landrücken. Im Thüringer Becken und in der Magdeburger Börde haben sich auf mergelhaltigen Ausgangsgesteinen Tschernoseme entwickelt. Im Norddeutschen Flachland sind Podsole weit verbreitet, wechseln dort aber kleinflächig mit semiterrestrischen Böden (Gleye, Marschböden, Aueböden) und Moorböden.

5.4.2 Staunässe

Die Staunässe beschreibt die Art und den Grad der Vernässung stau- und haftwasserbeeinflusster Böden bezogen auf das gesamte Bodenprofil. Im mGROWA-Modell

wird auf den staunässebeeinflussten Böden im Lockergesteinsbereich Zwischenabfluss berechnet, außer auf Drainageflächen (siehe Kap. 5.5). Im DENUZ-Modell ist der Vernässungsgrad einer der Parameter zur Ableitung des Denitrifikationspotentials von Böden (Kap. 3.5). In der Datenbank der BÜK200 sind Staunässestufen nicht explizit ausgewiesen, weswegen die Tiefe der Oberkante der Sd-Horizonte unter der Geländeoberfläche der Leitböden herangezogen wird, um die Staunässestufen zu definieren. Liegt die Oberkante des Sd-Horizonts flacher als 40 cm u. GOK, so wird dieser als stark staunass, zwischen 40 und 80 cm als mittel staunass und tiefer als 80cm als schwach staunass ausgewiesen. In Abbildung 5-10 sind diese aus der BÜK200 abgeleiteten Leitböden mit Staunäseeinfluss dargestellt. Flächen ohne Bodenhorizontdaten (Teile Bayern und Sachsens) wurden in der Karte der staunassen Böden nicht berücksichtigt.

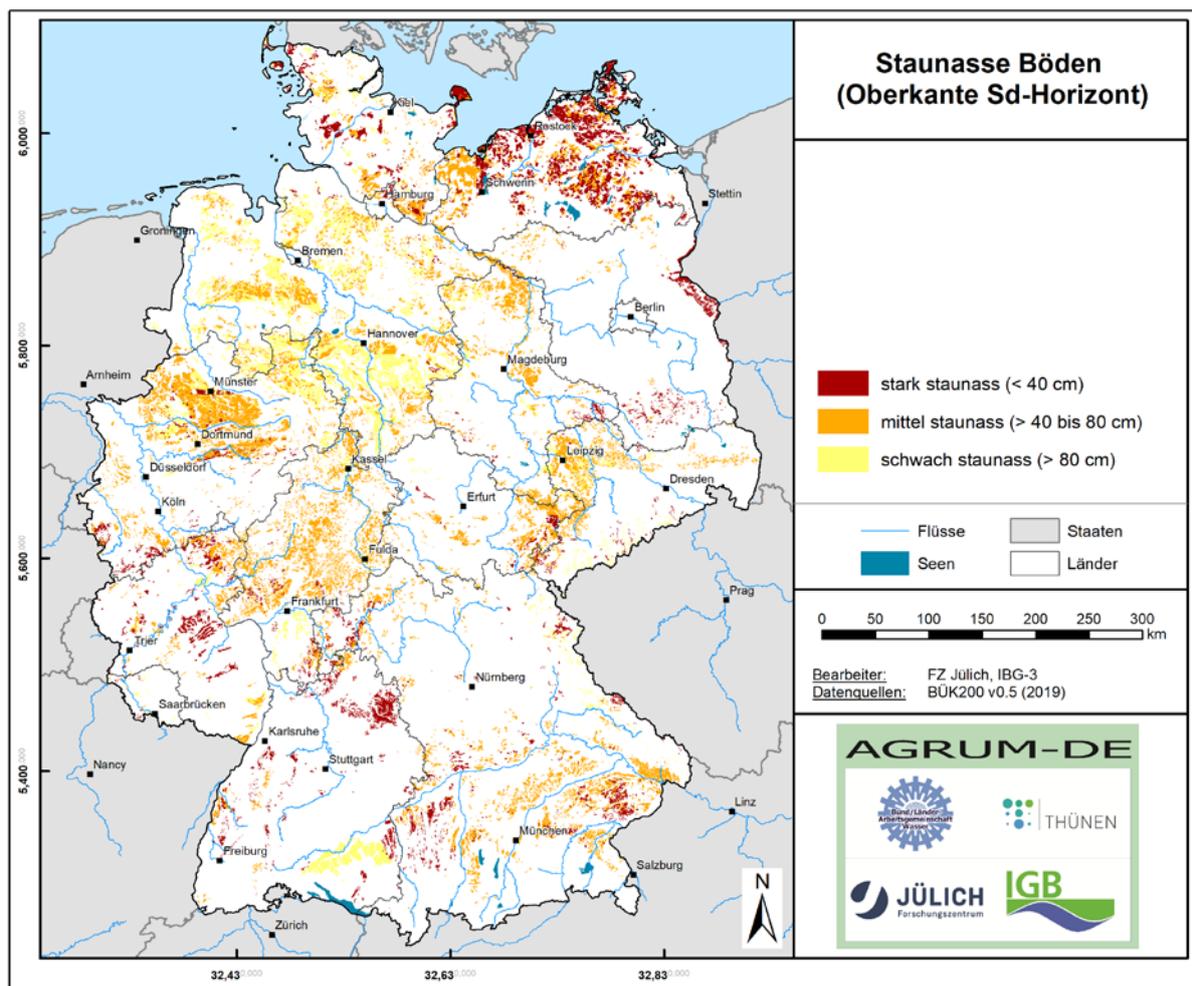


Abbildung 5-10: Leitböden mit Staunäseeinfluss

Aus Abbildung 5-10 geht hervor, dass im gesamten Bundesland nicht-vernässte Böden überwiegen. Die Leitböden mit Staunäseeinfluss fallen in die Bodenkategorie der Pseudogleye. Vor allem die Pseudogley-Parabraunerden fallen in diese Kategorie.

5.4.3 Grundwasserstand

Der Grundwasserflurabstand ist ein wichtiger Parameter in der Modellierung des Wasserhaushalts. Das oberflächennahe Grundwasser bestimmt wesentlich die Entwicklung und Eigenschaften der Böden und damit deren Nutzungsmöglichkeit oder

Meliorationsbedürftigkeit. Der Grundwasserstand schwankt im Jahresverlauf in Abhängigkeit vom Witterungsverlauf, vom Substrat, von der Geländelage und der Vegetation mehr oder weniger stark. Vor allem unter Wald sind die Schwankungen nach unten sehr stark und die Nassphasen der durch Staunässe geprägten Böden kürzer als unter landwirtschaftlicher Nutzung.

Der Abstand zwischen effektiver Durchwurzelungstiefe und Grundwasseroberfläche sowie die ungesättigte Wasserleitfähigkeit und Porengrößenverteilung des Bodens in diesem Tiefenabschnitt bestimmen den kapillaren Aufstieg von Grundwasser in den von Wurzeln erschlossenen Bodenraum und damit die Wasserreserve, die der Vegetation während trockener Witterungsperioden zusätzlich zur nutzbaren Feldkapazität bereitgestellt wird. In der BÜK 1000 sind mittlere langjährige Grundnässestufen angegeben, siehe Abbildung 5-11.

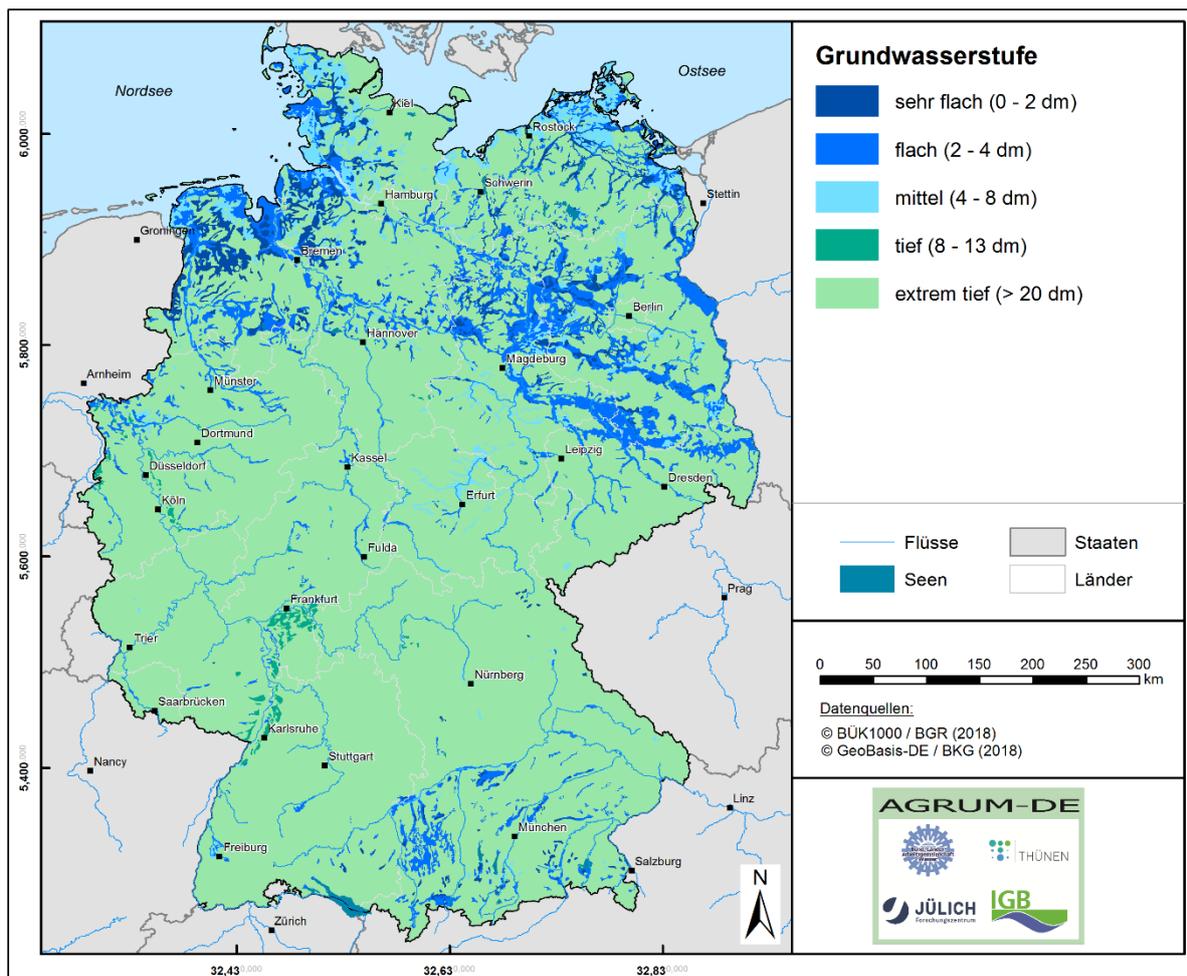


Abbildung 5-11: Grundwasserstufen

Wie aus Abb. 5-11 hervorgeht, überwiegen in Deutschland Böden ohne Grundwassereinfluss. Diese Böden sind gekennzeichnet durch Grundwasserstände von > 20 dm. Lediglich einige Flussauen im Allgäu sowie vor allem die Marschgebiete an der Nordseeküste und die Niederungsregionen im Norddeutschen Flachland zeigen größere zusammenhängende Gebiete mit sehr flachen (0-2 dm) bis mittelflachen (4-8 dm) Grundwasserflurabständen auf.

Nach Aktualisierung der Bodenkarte auf die BÜK200 werden die mittleren Flurabstände ähnlich der Vorgehensweise der Staunässeböden aus den verfügbaren bodenkundlichen Horizontdaten abgeleitet. So werden die Tiefenlagen der Oberkanten der H (Torfhorizonte)- und G- (Grundwasser beeinflusster Mineralbodenhorizont der Gleye) - Horizonte als mittlere Grundwasserhochstände (MHGW) und die Gr (G-Horizont mit reduzierten Verhältnissen) - Horizonte als mittlere Grundwasserniedrigstände (MNGW) festgelegt (Abb. 5-12)

Tabelle 5-2: Aus den Grundnässestufen abgeleitete Flurabstände (nach Erfassungsstandard Bodenkundliche Kartieranleitung KA5)

Grundwasserstufe	Flurabstand (niedrig) [cm]	Flurabstand (hoch) [cm]
G1	< 40	0
G2	> 40 - 80	< 20
G3	> 80 - 130	> 20 - 40
G4	> 130 - 160	> 40 - 80
G6	> 200	> 160 – 200

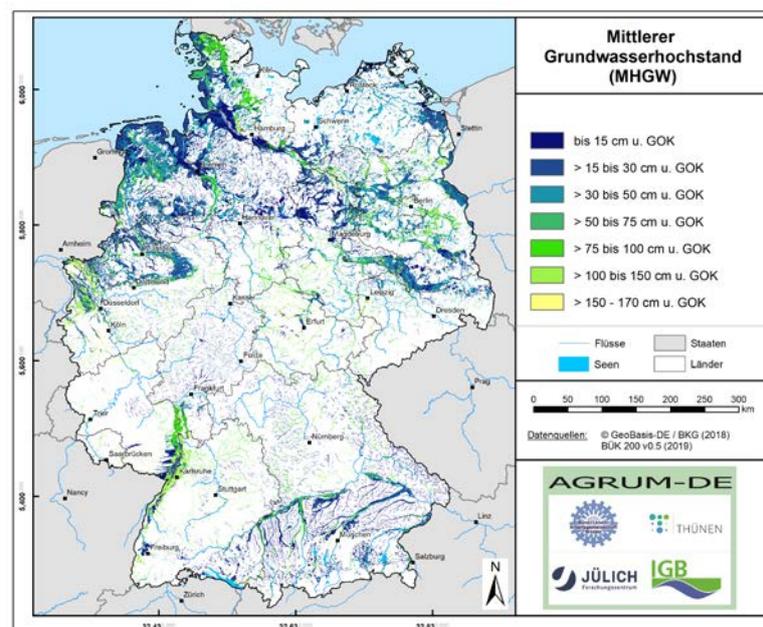
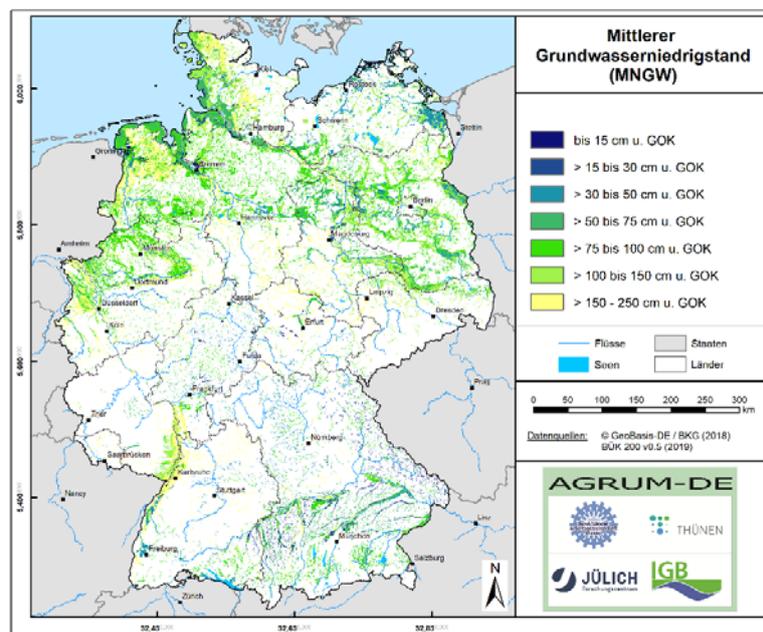


Abb. 5-12: Mittlerer Niedrigstand des Grundwassers (oben) und mittlerer Höchststand des Grundwassers (unten)

5.4.4 Feldkapazität

Die Feldkapazität ist bei grundwasser- und staunässefreien Böden das wesentliche Maß für den Wassergehalt, der 2 bis 3 Tage nach einer längeren Niederschlagsperiode gegen die Schwerkraft im Boden gehalten werden kann. Die Höhe der Feldkapazität ist in erster Linie abhängig von der Korngrößenverteilung, dem Bodengefüge sowie dem Gehalt an organischer Bodensubstanz und entspricht einem pf -Wert zwischen ca. 1,8 und ca. 2,5. (Nutzbare) Feldkapazitäten der Leitböden liegen in der Horizont-Datenbank der BÜK 200 nicht vor und wurden über Verknüpfungsregeln von Müller & Waldeck (2011) abgeleitet, die größtenteils auf der Bodenkundlichen Kartieranleitung (KA4) basieren. Eingangsdaten dieser Beziehung sind Bodenart, Lagerungsdichte, Torfart oder Mudde, Substanzvolumen, Zersetzungsstufe, Humusgehalt, Grobboden, Festgesteins(zersatz). Diese Daten sind in der vorliegenden Version v0.5 der BÜK200 bereits vorhanden. Die Abbildung 5-13 zeigt die Karte der über die Einzelhorizonte der BÜK200 gemittelten Feldkapazitäten, aufgefüllt mit den vorhandenen gemittelten Horizontdaten der Feldkapazität aus der BÜK1000 für Flächen ohne Horizontdaten der BÜK200.

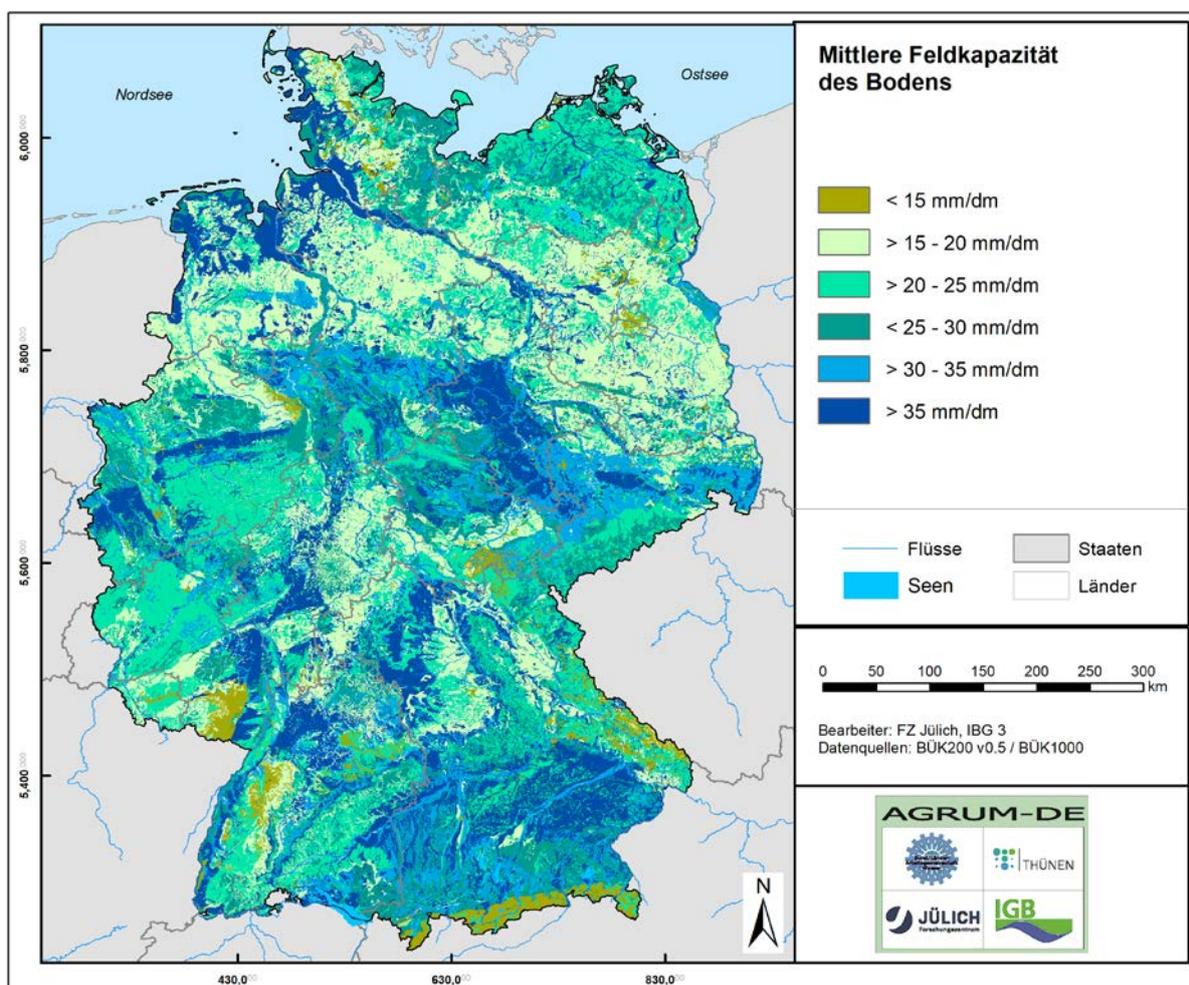


Abbildung 5-13: Mittlere Feldkapazität der Böden

Aus Abbildung 5-13 geht hervor, dass vor allem in den Moorböden des Norddeutschen Flachlands sowie in Böden mit einem hohen Gehalt an residualen bei der Kalksteinverwitterung gebildeten Tonen (z.B. Terra fusca) Feldkapazitäten über 50 Vol.-% erreicht werden können. In den Lößböden nördlich der Mittelgebirge, sowie generell dort, wo Böden mit einem hohen Lehm- und Schluffanteil auftreten, liegen die Feldkapazitäten zwischen 35 Vol.-% und 40 Vol.-%. In den Braunerden der Mittelgebirge, die sich auf

feinkörnigem Ausgangsgestein gebildet haben (Rheinisches Schiefergebirge, Harz, Schwarzwald, Thüringer Wald etc.) überwiegen dagegen Feldkapazitäten zwischen 20 und 35 Vol.-%. Werte zwischen 10 Vol.% und 20 Vol.-% bleiben dagegen im Wesentlichen auf die Verbreitungsgebiete von Sandböden (Podsolen des Norddeutschen Flachlandes, Verwitterungsböden auf Sandstein) beschränkt. Feldkapazitäten von unter 10 Vol.-% sind typisch für die flachgründigen Rendzinen, die sich auf karbonat- oder gipsreichen Gesteinen bildet haben.

5.4.5 Nutzbare Feldkapazität

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

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

Die nutzbare Feldkapazität ist bei Lehm- und Schluffböden, d.h. bei Böden, die einen relativ hohen Mittelporenanteil aufweisen, am größten. Bodenporen mit einem Durchmesser über 10 µm (Groporen) können das Bodenwasser nicht kapillar festhalten. Bei Sandböden wird die nutzbare Feldkapazität deshalb durch die relativ geringen Wassergehalte bei Feldkapazität beschränkt. Bei Tonböden wirken sich die hohen Totwasseranteile negativ auf die nutzbare Feldkapazität aus. Bei einer Porengröße unter 0,2 µm (Feinporen) wird das Wasser im Boden durch Adhäsionskräfte nämlich so stark im Boden festgehalten, dass die Pflanzenwurzeln es nicht mehr entnehmen können. Analog zur Feldkapazität (s.o.) wird auch die nutzbare Feldkapazität nach Müller & Waldeck (2011) abgeleitet. Die Abbildung 5-14 zeigt die Karte der über die Einzelhorizonte der kombinierten BÜK200 / BÜK 1000 gemittelten nutzbaren Feldkapazitäten.

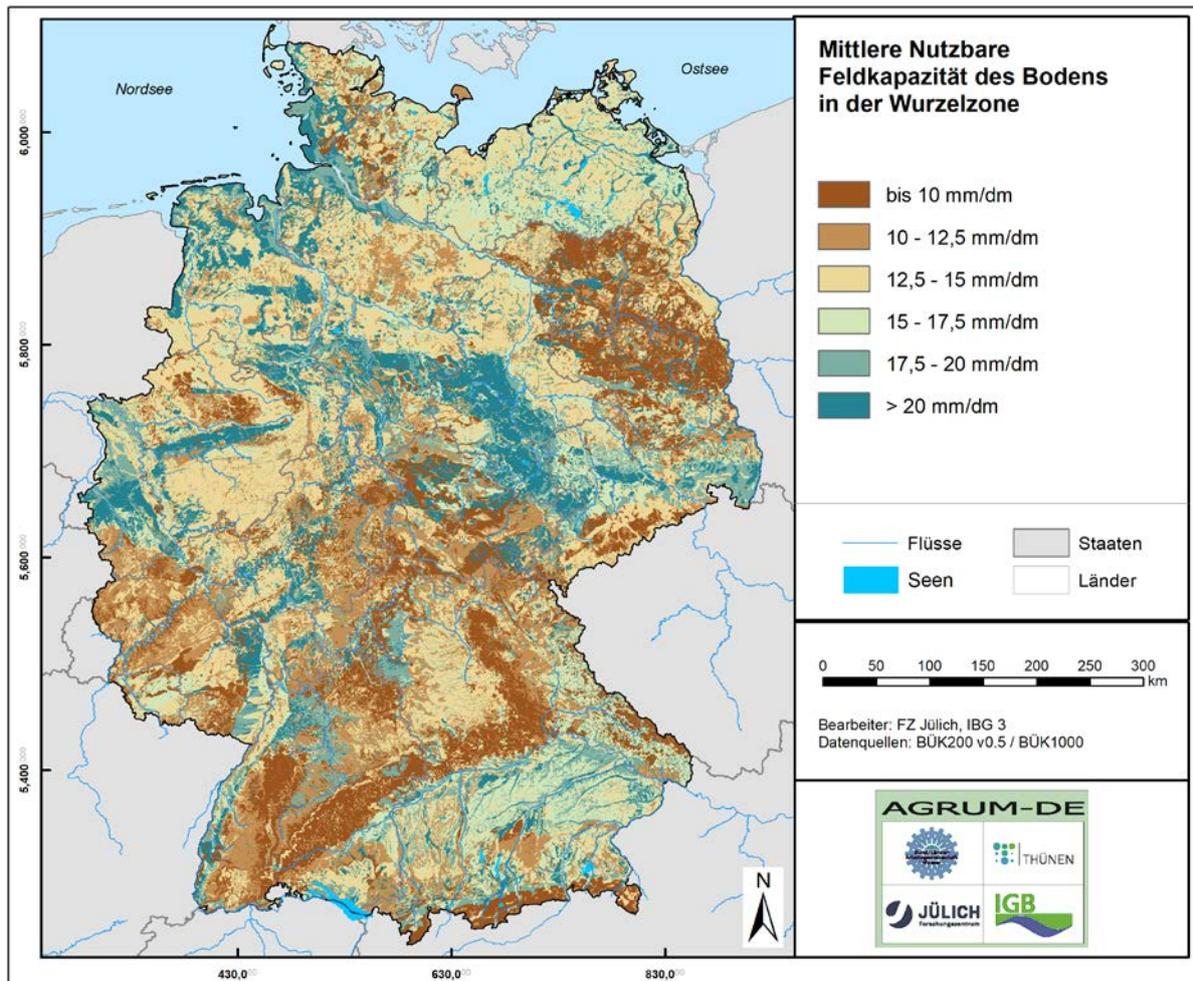


Abbildung 5-14: Mittlere nutzbare Feldkapazität der Böden

Die räumliche Verteilung der nutzbaren Feldkapazität entspricht im Wesentlichen der Verteilung der Feldkapazität. In den Moorböden des Norddeutschen Flachlands treten mit 27.5 Vol.-% die höchsten nutzbaren Feldkapazitäten auf. In den Lössböden nördlich der Mittelgebirge, sowie generell dort, wo Böden mit einem hohen Lehm- und Schluffanteil auftreten, können nutzbare Feldkapazitäten von 22,5 Vol.-% erreicht werden. In flachgründigen Mittelgebirgsböden sowie in Sandböden (Podsole des Norddeutschen Flachlandes, Verwitterungsböden auf Sandstein) treten verbreitet nutzbare Feldkapazitäten unter 12,5 Vol.-% auf. Bei hohem Lehm- und Schluffanteil können jedoch auch in Mittelgebirgsböden nutzbare Feldkapazitäten bis 20 Vol.-% erreicht werden. Nutzbare Feldkapazitäten von unter 7,5 Vol.-% sind einerseits typisch für flachgründige Rendzinen, für die bereits die Feldkapazitäten gering ist. Andererseits fallen alle Böden mit einem hohen Tonanteil in diese Kategorie (Terra fusca -Böden, Marschböden), da deren Totwasserteil sehr hoch ist. Der Unterschied zur Feldkapazität ist für diese Böden am höchsten.

5.4.6 Durchwurzelungstiefe

Da in der BÜK200 im Gegensatz zur BÜK1000 keine Informationen zur effektiven Durchwurzelungstiefe angegeben sind, wurde diese wie auch die (nutzbare) Feldkapazität basierend auf dem Verknüpfungsregeln nach Müller & Waldeck (2011) abgeleitet, welche auf der Bodenkundlichen Kartieranleitung (KA4) basieren. Als Grundlage dienen ähnlich wie zur Ableitung der (nutzbaren) Feldkapazität die folgenden in der BÜK 200 gegebenen

horizontbezogenen Daten: Bodenart, Lagerungsdichte, Torfart/Mudde, Zersetzungsstufe, Humusgehalt, Bodentyp, Horizontbezeichnung, Grobboden und Festgestein(zersatz). Zusätzlich werden Besonderheiten berücksichtigt, die das Wurzelwachstum beeinflussen. Hierzu zählen z.B. Forstböden deren effektive Durchwurzelungstiefe sich um 20% erhöht oder Grünlandstandorte, wo diese sich um 10% reduziert. Die aus diesem Algorithmus resultierenden Werte werden über alle Horizontschichten gemittelt und im Falle von fehlenden Horizontdaten mit der in der BÜK 1000 vorgegebenen Durchwurzelungstiefe kombiniert (Abbildung 5-15).

Aus Abbildung 5-15 geht hervor, dass im gesamten Verbreitungsgebiet der vorwiegend ackerbaulich genutzten Schwarzerden im Harzvorland sowie in der Leipziger Tieflandsbucht effektive Durchwurzelungstiefen zwischen 10 und 12 dm auftreten. Weitere ackerbaulich genutzte Gebiete mit effektiven Durchwurzelungstiefen zwischen 10 und 12 dm sind die Lößböden der Köln-Aachener Bucht und der Vorderpfalz.

Im Verbreitungsgebieten der Gleyböden und vergleyten Böden (z.B. Elbniederung) liegen die Durchwurzelungstiefen in der Regel zwischen 8 und 10 dm. In den meisten bewaldeten Mittelgebirgsregionen treten aufgrund der höheren Durchwurzelungstiefe von zwischen 6 und 8 dm auf. In den Podsol- und Braunerdeböden des Norddeutschen Flachlandes liegen die Durchwurzelungstiefen je nach Lehmgehalt zwischen weniger als 4 und 6 dm. Flächenhaft geringere Durchwurzelungstiefen als 4 dm treten nur im alpinen Bereich auf.

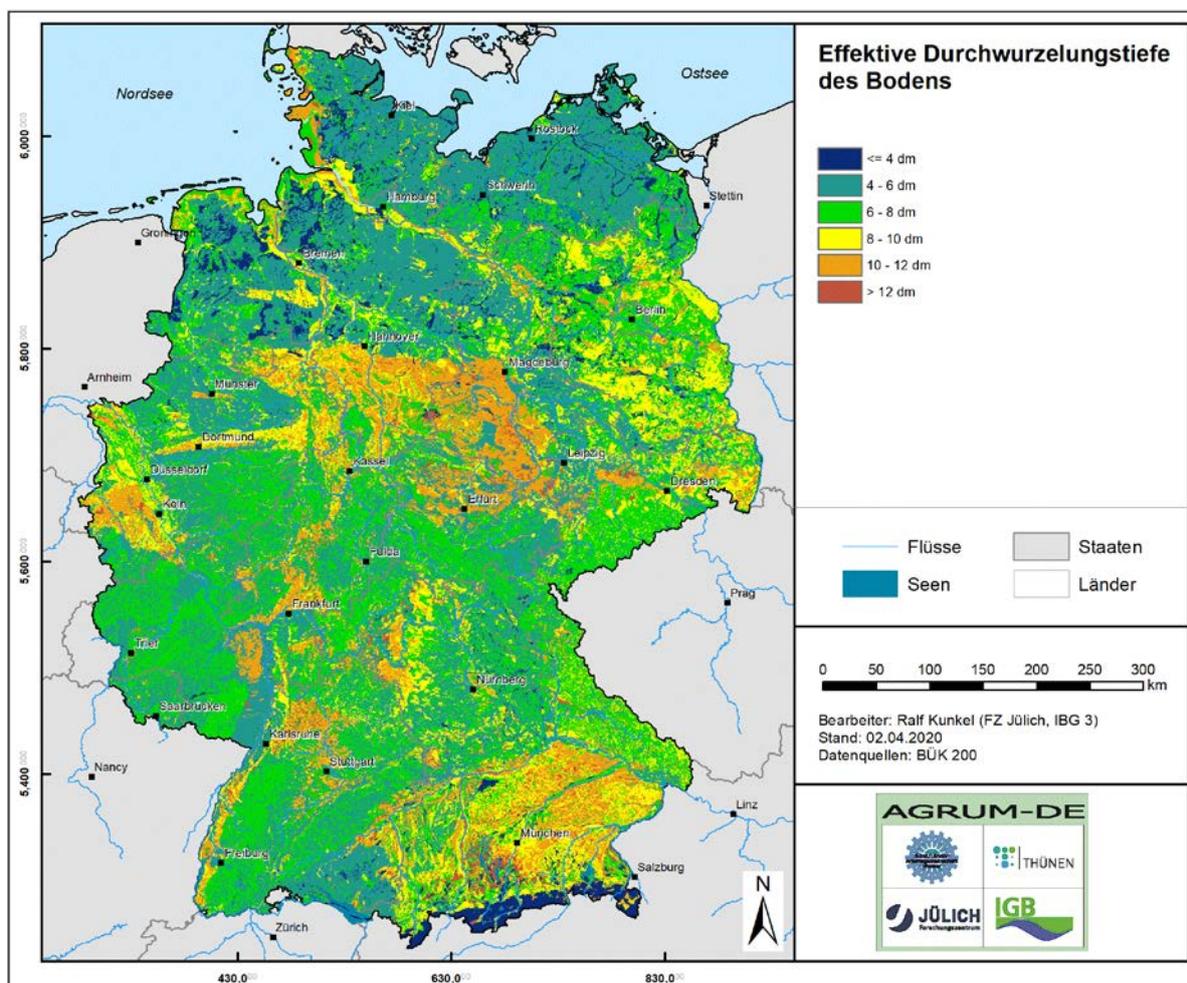


Abbildung 5-15: Effektive Durchwurzelungstiefe des Bodens

5.5 Potenziell künstlich entwässerte Flächen

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

Aufgrund von Boden- und Landnutzungsverhältnissen kann die Intensität der Dränung variieren. Dies wird bei der Wasserhaushaltsmodellierung durch die Kalibrierung an gemessenen Abflussdaten berücksichtigt, wobei sich die Kalibrierung jedoch in dem Rahmen zu bewegen hat, der durch Literaturangaben zu veröffentlichten Messergebnissen belegt ist. Eine Literaturswertung wurde zur Überprüfung der für Dränstandorte kalibrierten Basisabflussanteile (*BFI*, der Anteil der Grundwasserneubildung am Gesamtabfluss) durchgeführt (Tetzlaff, 2006). Sie hat ergeben, dass die meisten Dränabflussanteile bei 70 bis 80% liegen, d.h. die *BFI* weisen Werte zwischen 20 und 30% (=0,2 bis 0,3) auf. Den nach der Methode von Tetzlaff et al. (2008) abgeleiteten Datensatz zu potenziell künstlichen entwässerten Flächen zeigt Abbildung 5-16.

Es zeigt sich, dass in der gesamten Bundesrepublik potenziell nicht künstlich entwässerte Böden überwiegen. Böden mit künstlich entwässerten Flächen treten in größerer Verbreitung nur in den grundwasserbeeinflussten Böden des Norddeutschen Flachlands auf. Zwangsläufig kommt es zu Unterschieden zu der Dränkulisse, die von den Autoren für die Bundesländer Schleswig-Holstein (Tetzlaff et al., 2017), Mecklenburg-Vorpommern (Wendland et al., 2015), Niedersachsen (Ackermann et al., 2015), NRW (Wendland et al., 2010) und Sachsen-Anhalt (Kuhr et al., 2013) unter Verwendung von Bodenkarten im Maßstab 1:50.000 abgeleitet wurde.

Aufgrund der zu erwartenden Auswirkungen auf den modellierten Wasserhaushalt und die modellierten Nährstoffeinträge wurde die Ableitung der potenziell gedrännten Flächen basierend auf dem räumlich höher aufgelösten Bodendatensatz der BÜK 200 erneut vorgenommen. Jedoch ergaben sich hierdurch keine grundlegenden Änderungen zu den Gebietskulissen, die auf Basis der BÜK 1000 abgeleitet wurden. Selbst die räumliche Auflösung der BÜK 200 erscheint somit maßstabsbedingt zu gering, um gedrännte Gebiete, d.h. vor allem landwirtschaftlich genutzte Niederungsgebiete, in ihrer Kleinflächigkeit bei der Modellierung angemessen zu repräsentieren.

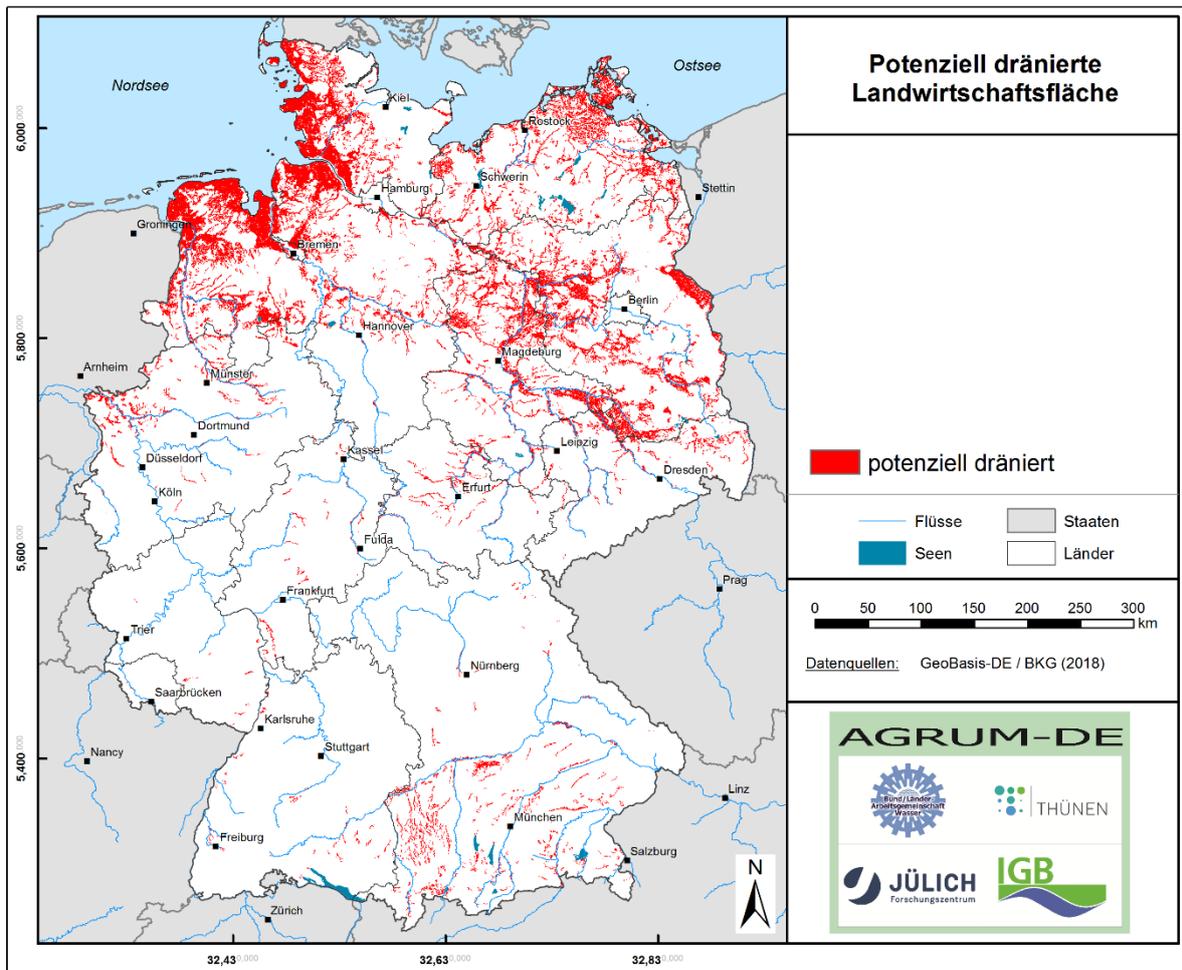


Abbildung 5-16: Potenziell gedränte Flächen (nach Methode Tetzlaff et al., 2008)

5.6 Hydrogeologische Datengrundlagen

Hydrogeologische Datengrundlagen gehen einerseits in die mGROWA-Modellierung zur Abtrennung der Direktabflussanteile von der Grundwasserneubildung ein. Andererseits sind sie wichtig für die Modellierung des reaktiven Nitrattransportes im Grundwasserleiter mit dem WEKU-Modell.

Abbildung 5-17 zeigt eine Übersicht über die in Deutschland auftretenden grundwasserführenden Gesteinseinheiten, zu deren Erstellung die 85 in der HÜK 200 aufgeführten Einheiten (Kartiereinheit1) nach petrografischen Gesichtspunkten (grob) in die 17 in Abbildung 5-17 dargestellten grundwasserführenden Gesteinseinheiten klassifiziert wurden.

Mehr als ca. 45% Deutschlands besteht aus Festgestein. Zum paläozoischen Grundgebirge gehören einerseits die aus Kristallingesteinen (überwiegende Granit und Gneiss) aufgebauten Gebirgszüge des Schwarzwalds und des Bayerischen Walds sowie Teile von Odenwald und Spessart sowie des Erzgebirges. Andererseits gehören weite Teile des aus gefalteten paleozoischen Sedimentgesteinsfolgen (vor allem Tonschiefer) bestehenden Rheinischen Schiefergebirges sowie des Thüringer Waldes zum paleozoischen Grundgebirge. Innerhalb der paläozoischen Sedimentgesteinsfolgen finden sich Vulkanite aus verschiedenen geologischen Zeitaltern. Die Vulkanite des Saar-Nahe-Berglandes stammen z.B. aus der Permzeit vor etwa 285 Millionen Jahren und sind damit deutlich älter als die „jungen“ Vulkanite aus der Zeit des Tertiärs im Westerwald sowie im Vogelsberg sowie des Quartärs in der Eifel.

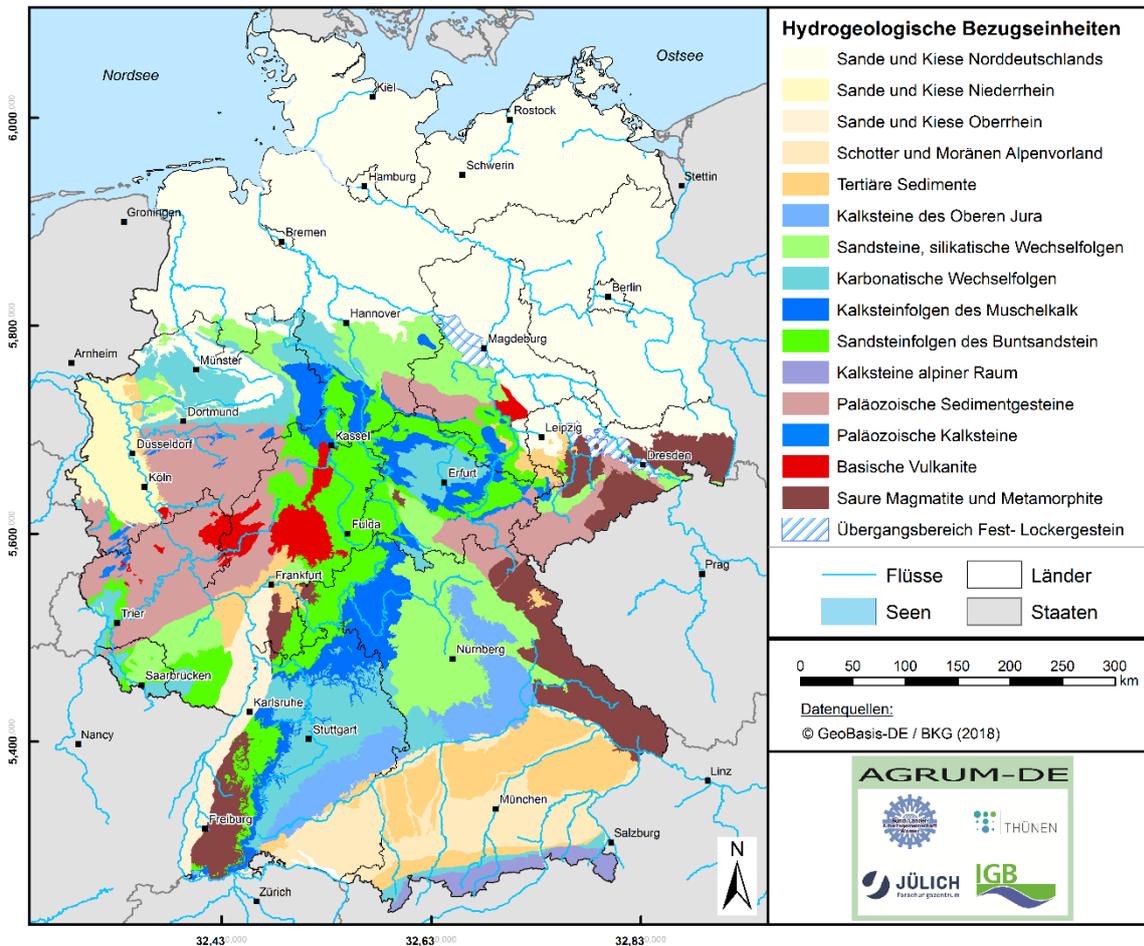


Abbildung 5-17: Grundwasserführende Gesteinseinheiten (abgeleitet aus der HÜK 200)

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

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

5.6.1 Hydraulische Leitfähigkeit der grundwasserführenden Gesteinsschichten

Für die Ausweisung der hydraulischen Leitfähigkeit der grundwasserführenden Gesteinsschichten (Abb. 5-18) wurde vor allem auf den hydrogeologischen Kennwerten der Hydrogeologischen Übersichtskarte 1:200.000 (HÜK 200) aufgesetzt.

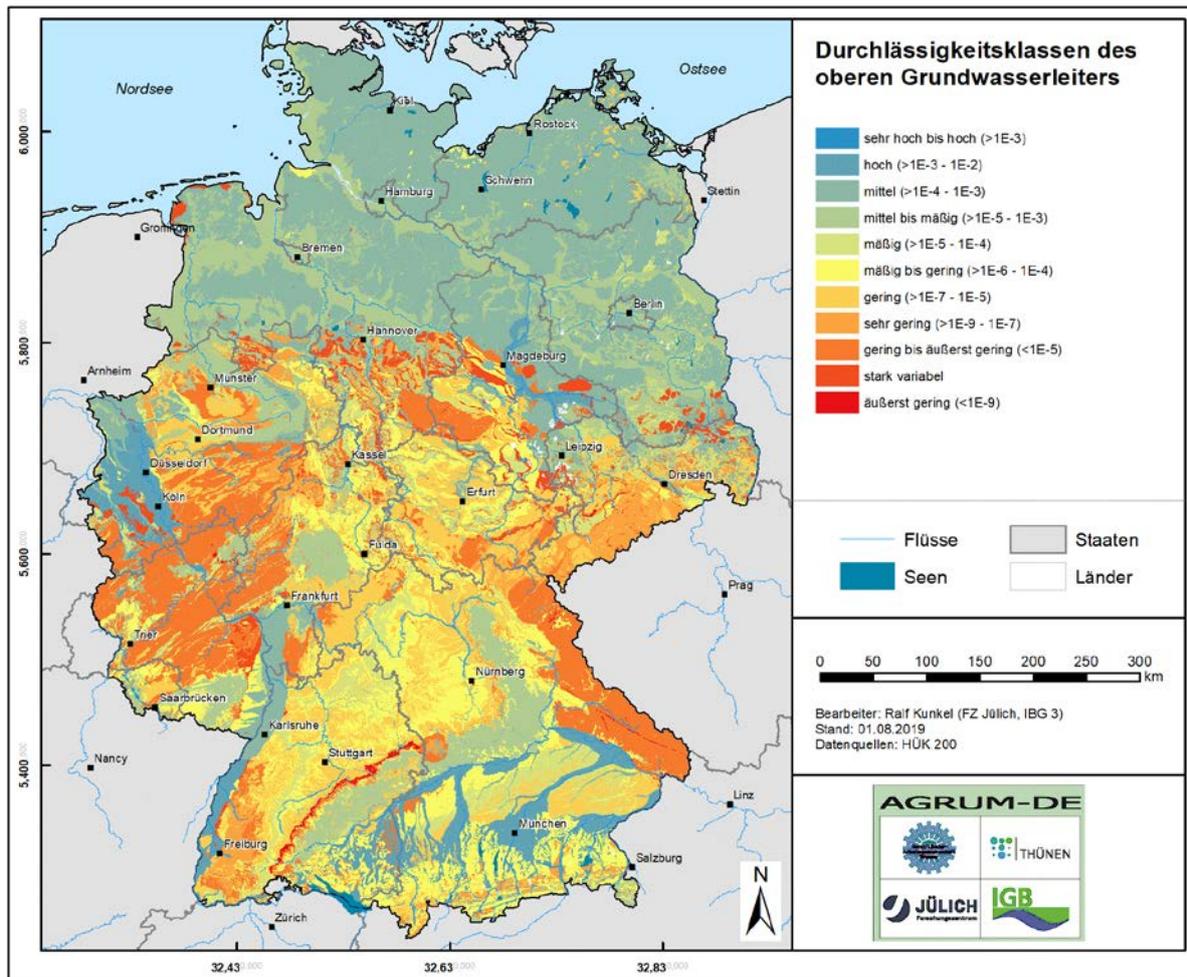


Abbildung 5-18: Durchlässigkeitsbeiwerte des oberen Aquifers

Anhand der Durchlässigkeitsbeiwerte lassen sich die oberen Aquifere Deutschlands grob in drei Kategorien einteilen, wobei sich Bezüge zum geologischen Alter der Gesteine ergeben. Überall dort, wo die oberen Aquifere aus quartären Ablagerungen bestehen, liegen die Durchlässigkeitsbeiwerte in einem Bereich zwischen mehr als $1 \cdot 10^{-3}$ m/s (sehr hoch) und $1 \cdot 10^{-4}$ bis $1 \cdot 10^{-5}$ m/s (mäßig). Die höchsten Durchlässigkeitsbeiwerte treten dabei in den grobkörnigen fluviatilen Sand- und Kiesablagerungen des Ober- und Niederrheins sowie den Schotterfluren des Alpenvorlands auf. In den etwas feinkörnigeren Sandablagerungen des Norddeutschen Flachlands liegen die Durchlässigkeitsbeiwerte dagegen im mittleren Bereich ($1 \cdot 10^{-3}$ bis $1 \cdot 10^{-4}$ m/s).

In den Gesteinsfolgen des mesozoischen Deckgebirges liegen die Durchlässigkeitsbeiwerte in einem weiten Bereich zwischen $1 \cdot 10^{-3}$ bis $1 \cdot 10^{-5}$ m/s (mittel bis mäßig) und $1 \cdot 10^{-5}$ bis $1 \cdot 10^{-7}$ m/s (gering). Die Durchlässigkeitsbeiwerte der verkarsteten Kalksteine der Schwäbisch-Fränkischen Alb und der Paderborner Hochfläche liegen mit Werten zwischen $1 \cdot 10^{-3}$ bis $1 \cdot 10^{-5}$ m/s in der Größenordnung, die auch Lockergesteine aufweisen. Auch die Vulkanite des Vogelsbergs sowie die Sandsteine des Pfälzerwalds fallen in diesen Bereich. Die übrigen Gesteinsfolgen des mesozoischen Deckgebirges (Buntsandstein, Muschelkalk, Keuper, Jura, Kreide) weisen relativ kleinräumig wechselnde Durchlässigkeitsbeiwerte zwischen $1 \cdot 10^{-4}$ bis $1 \cdot 10^{-6}$ und $1 \cdot 10^{-5}$ bis $1 \cdot 10^{-7}$ m/s auf.

Die für das paläozoische Grundgebirge ausgewiesenen Durchlässigkeitswerte liegen allgemein zwischen gering ($1 \cdot 10^{-5}$ bis $1 \cdot 10^{-7}$ m/s) und sehr gering ($< 1 \cdot 10^{-7}$ m/s). Wie Abb. 5-19 zeigt, sind diese Verhältnisse für den Großteil des Rheinischen Schiefergebirges und des

Bayerischen Waldes typisch. Über die paläozoischen Gesteinsfolgen hinaus zeigen auch die Ton- und Tonmergelsteine des Jura (Schwäbisch-Fränkische Alb) sowie die Mergelgesteine des Keupers (Weserbergland) und der Kreide (Münsterland) Durchlässigkeitsbeiwerte von weniger als $1 \cdot 10^{-7}$ m/s.

5.6.2 Nutzbarer Hohlraumanteil der grundwasserführenden Gesteinsschichten

Der nutzbare Hohlraumanteil der grundwasserführenden Gesteinsschichten ist ein wichtiger Parameter für die Modellierung der Abstandsgeschwindigkeit des Grundwassers mit dem WEKU-Modell. Nutzbare Hohlraumanteile des oberen Aquifers wurden für die Lockergesteinsregion nach dem Verfahren von Ahuja et al. (1988) aus einem funktionalen Zusammenhang von Durchlässigkeitsbeiwert und Hohlraumanteil abgeleitet (Wendland et al., 1993). Hierbei nimmt der nutzbare Hohlraumanteil mit steigender hydraulischer Leitfähigkeit zu, siehe Abb. 5-19. In dem für quartäre Lockergesteine typischen Wertebereich zwischen $1 \cdot 10^{-2}$ bis $1 \cdot 10^{-5}$ liegt der nutzbare Hohlraumanteil dadurch zwischen ca. 10% auf 30%.

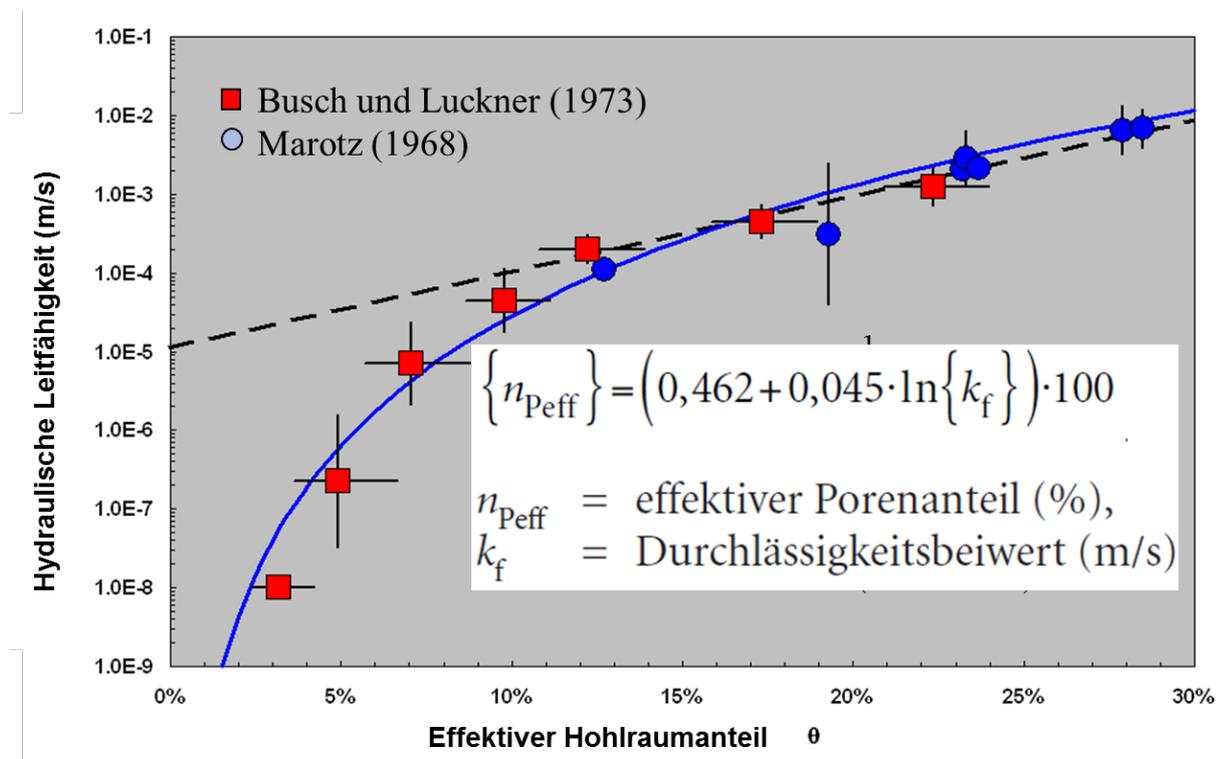


Abbildung 5-19: Zusammenhang zwischen hydraulischer Leitfähigkeit und nutzbarem Hohlraumanteil

Für die Festgesteinsbereiche beruhte die Zuordnung auf Literaturwerten aus der Arbeit von Wendland et al. (2010) unter Einbeziehung der Erfahrungen aus den Länderprojekten in Sachsen-Anhalt (Kuhr et al., 2014), Thüringen (Tetzlaff et al., 2016), NRW (Wendland et al., 2010), Niedersachsen (Ackermann et al., 2015) und Rheinland-Pfalz (Wendland et al., 2019 in Vorbereitung), vgl. Tabelle 5-3.

Tabelle 5-3: Nutzbare Hohlraumanteile für Festgesteinseinheiten (Wendland et al., 2010)

Nutzbarer Volumenanteil	Kluftraum	Porenraum	Gesamtraum
paläozoische Sedimentgesteine	0.1 - 0.5 %	< 0.1 %	0.1 – 0.5 %
paläozoische Sandsteine	0.1 - 0.5 %	< 0.1 %	0.1 – 0.5 %
paläozoische Kalksteine	1.5 - 2 %	< 0.1 %	1.5 – 2 %
Keuper und Konglomerate	1 - 1.5 %	< 0.1 %	1 – 1.5 %
mesozoische Kalksteine	0.5 - 5 %	< 0.1 %	0.5 – 5 %
tuffhaltige Vulkanite	0.5 - 2.5 %	1- 2 %	1.5 – 4.5 %
andere Vulkanite	0.5 - 2.5 %	< 0.1 %	0.5 – 2.5 %
Kristallingesteine	0.1 - 0.5 %	< 0.1 %	0.1 – 0.5 %
Oberer Buntsandstein	1 - 1.7 %	1 - 2 %	2 – 3.7 %
Mittlerer Buntsandstein	0.5 - 2 %	0.5 – 1 %	1 – 3 %
Solling	0.5 – 2 %	1 – 2 %	1.5 – 4 %
Unterer Buntsandstein	1 - 1.7 %	1 - 2 %	2 – 3.7 %

Abbildung 5-20 zeigt die nutzbaren Hohlraumanteile der Aquifere. Danach ergeben sich für das paläozoische Grundgebirge, d.h. sowohl für die klastischen Sedimentgesteine (z.B. Rheinisches Schiefergebirge), als auch für die Kristallingesteine (z.B. Schwarzwald) nutzbare Hohlraumanteile von weniger als 1%, während für die mesozoischen Festgesteine je nach Gesteinstyp nutzbare Hohlraumanteile zwischen 1 und 5% ausgewiesen wurden.

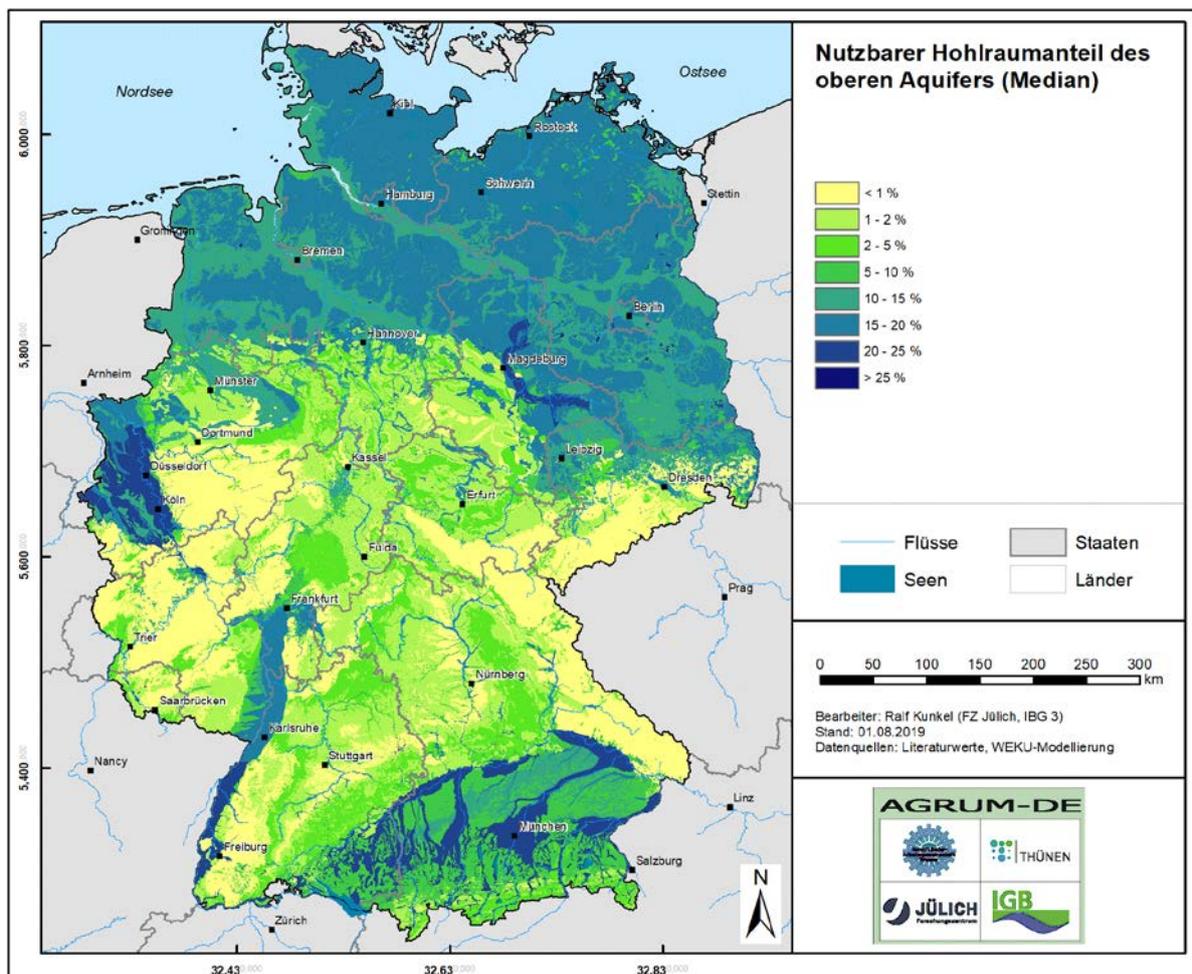


Abbildung 5-20: Nutzbarer Hohlraumanteil der oberen Aquifere

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

5.7 Grundwasseroberfläche

Der hydraulische Gradient und die Fließrichtung des Grundwassers sind wichtige Parameter für die Modellierung der Abstandsgeschwindigkeit und der Fließzeit des Grundwassers bzw. der Denitrifikation im Grundwasser mit dem WEKU-Modell. Abgeleitet werden die beiden Parameter im Rahmen der WEKU-Modellierung aus einem digitalen Modell der Grundwasseroberfläche.

Ein digitales Modell der Grundwasseroberfläche liegt für Deutschland weder flächendeckend noch in konsistent abgeleiteter Form vor. Stattdessen wurde einerseits auf eine Reihe von länderbezogenen Rasterdatensätzen mit Grundwasserdruckflächen zurückgegriffen, die von den Autoren im Rahmen von einschlägigen Länderprojekten erstellt wurden. Andererseits wurden Datensätze mit Flurabständen oder Grundwasserisohypsen genutzt, die den Autoren entweder flächendeckend oder für Teilregionen eines Bundeslandes vorlagen oder von den Bundesländern für das Projekt AGRUM-DE zur Verfügung gestellt wurden.

- **Rasterdaten mit Grundwasserdruckflächen:** *Schleswig-Holstein, Mecklenburg-Vorpommern, Thüringen, Hessen, NRW, Rheinland-Pfalz (Oberrhein), Baden-Württemberg (Oberrhein, Kleinstenzzugsgebiete)*
- **Grundwasserisohypsen:** *Niedersachsen 1:200 000 (NIBIS), Hamburg, Sachsen-Anhalt (HK 50), Brandenburg (HK 50), Berlin (HK 50), Sachsen (HK 50), Rheinland-Pfalz (Oberrhein, Neuwieder Becken), Bayern (Hydrogeologische Karte 1:500.000)*

Zur Erstellung eines digitalen Modells der Grundwasserdruckfläche wurden die bereits von den Autoren in Länderprojekten erstellten Grundwasserdruckflächen in unveränderter Form übernommen. In einem nächsten Schritt wurde für die Regionen, für die Grundwasserisohypsen vorliegen, ebenfalls eine Grundwasserdruckfläche erstellt. Abb. 5-22 zeigt die Regionen für Grundwasserdruckflächen vorlagen bzw. aus Grundwasserisohypsen erstellt werden konnten. Für diese Regionen können die fürs WEKU-Modell benötigte Fließrichtung des Grundwassers bzw. der hydraulische Gradient direkt abgeleitet werden.

Wie Abbildung 5-21 zeigt, gibt es aber vor allem in vier großen Flächenländern größere Datenlücken. Hierbei handelt es sich um Sachsen, Baden-Württemberg, Bayern und das Saarland. Um auch für diese Regionen eine Grundwasserdruckfläche zu erzeugen, wurde eine zweistufige Vorgehensweise gewählt.

Zunächst wurden die Ergebnisse einer von Herrmann et al. (2010) speziell auf die Datenlage in Festgesteinsbereichen angepassten Methode zur flächendeckenden Modellierung der Grundwasserdruckfläche verwertet. Die Methode von Herrmann et al. (2010) basiert auf der Ermittlung von mittleren hydraulischen Gradienten der Grundwasserdruckfläche für einzelne hydrogeologische Einheiten. Datengrundlage des Verfahrens sind Messwerte zur Höhenlage der Grundwasserdruckfläche, ein Modell des Grundwasserentwässerungsniveaus (in der Regel das Höhenniveau der Vorfluter) und einem Modell der aus der Topografie abgeleiteten Grundwasserfließrichtung. Das Verfahren von Herrmann et al. (2010) wurde erstmals im Rahmen einer Verweil- und Fließzeitenmodellierung für die Festgesteinsbereiche im Bundesland Hessen zur Anwendung gebracht (Wendland et al., 2011). Vor dem Hintergrund der übergeordneten Fragestellungen im Projekt AGRUM-Deutschland wird in erster Näherung davon ausgegangen, dass die für einzelne hydrogeologische Einheiten in Hessen ermittelten

mittleren hydraulischen Gradienten der Grundwasserdruckfläche auf andere Regionen Deutschlands mit vergleichbaren hydrogeologischen Einheiten übertragbar sind.

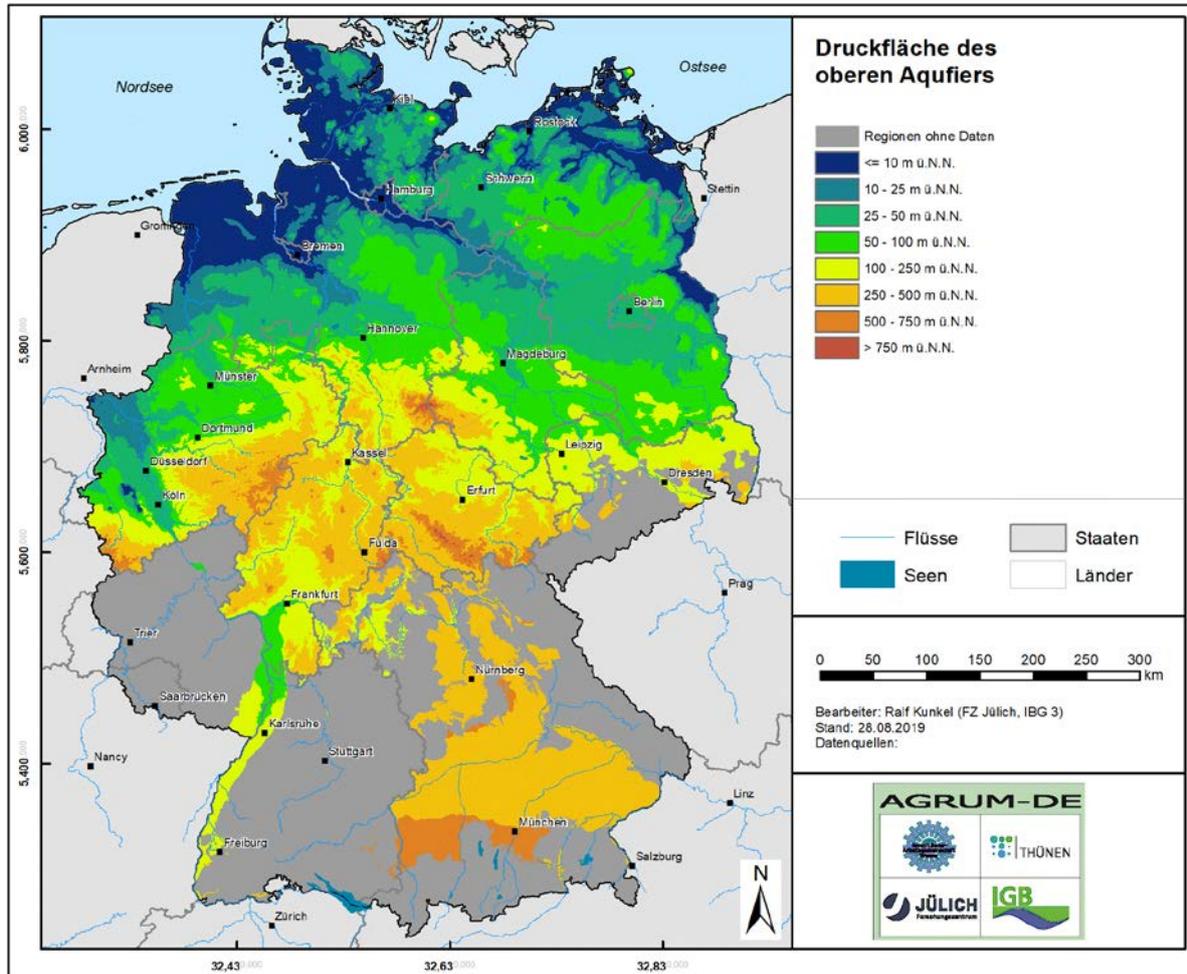


Abbildung 5-21: vorhandene Länderdaten zur Erstellung einer flächendeckenden Grundwasseroberfläche

Für die Festgesteinseinheiten in den Bundesländern Sachsen, Baden-Württemberg, Bayern und dem Saarland, die in Hessen nicht auftreten, wurde angenommen, dass die Grundwasseroberfläche der Geländeoberfläche folgt, so dass für diese Regionen eine zumindest grobe Abschätzung der Grundwasserfließrichtung und des hydraulischen Gradienten direkt aus der Geländeoberfläche vorgenommen wurde. Auf diese Weise ergab sich eine bundesweite Grundwasserdruckfläche, aus der die Fließrichtung und der hydraulische Gradient des Grundwassers in erster Näherung abgeleitet werden kann.

Bei den hydraulischen Gradienten (Abb. 5-22) treten die Unterschiede zwischen den Flachlandsbereichen (Werte < 0.5°) und den Festgesteinsregionen deutlich hervor. Bei den mesozoischen Gesteinen überwiegen hydraulische Gradienten bis 2.5°, während in den paleozoischen Gesteinen und in den Alpen auch Werte > 2.5° auftreten können.

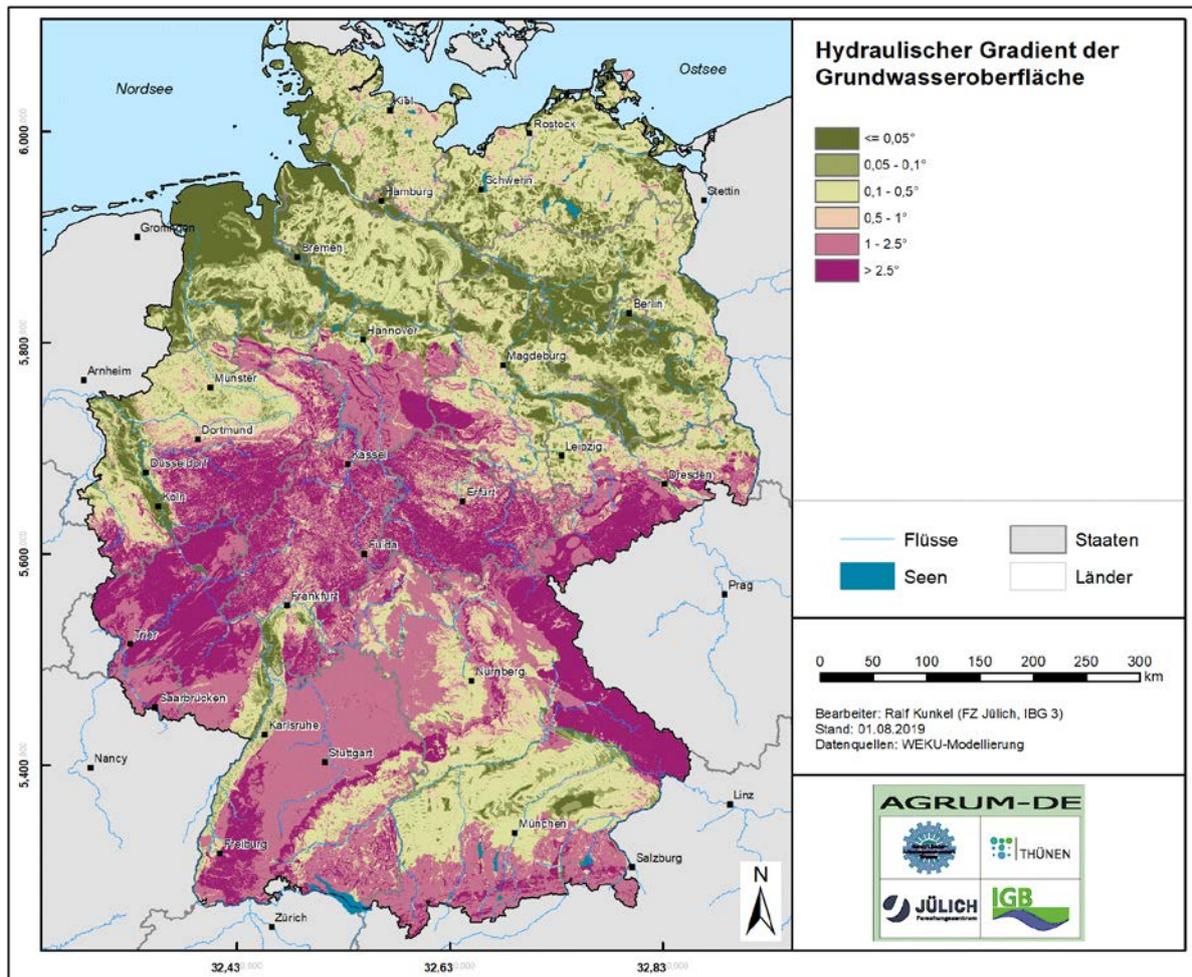


Abbildung 5-22: Topographische Höhe der Grundwasserdruckfläche.

An dieser Stelle sei darauf hingewiesen, dass die in Kap. beschriebenen und in den Abb. 5-21 und 5-22 dargestellten Datensätze aus einem digitalen Modell der Grundwasseroberfläche abgeleitet wurden, welches dem Bearbeitungsstand 30.06.2020 entspricht. In der Zwischenzeit wurden aus den Bundesländern Rheinland-Pfalz und Sachsen aktualisierte Datengrundlagen zur Erstellung einer Grundwasseroberfläche zur Verfügung gestellt. Diese werden für die bis Januar 2021 abzuschließenden Neumodellierungen in das vorliegende digitale Modell der Grundwasseroberfläche eingepflegt.

5.8 Topographische Datengrundlage

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

Die Höhengliederung Deutschlands (Abbildung 5-23) spiegelt größtenteils die geologischen Struktureinheiten wieder, so dass eine enge Wechselbeziehung zwischen Topographie und geologischen Untergrundverhältnissen gegeben ist. Die aus überwiegend quartären Lockersedimenten aufgebauten Gebiete des Norddeutschen Flachlands, der

Niederrheinischen Bucht und des nördlichen Oberrheins liegen auf einem Höhengniveau von unterhalb 100 m über NN. Der Übergangsbereich des Norddeutschen Flachlands und der Niederrheinischen Bucht zu den Mittelgebirgen sowie im südlichen Oberrheingebiet liegt auf einem Höhengniveau bis 200 m über NN.

Typisch für die aus mesozoischen Gesteinen aufgebauten Regionen Mitteldeutschlands sind leicht wellige Hügel- und Tallandschaften auf einem Höhengniveau zwischen als ca. 200 und 500 m über NN. Die Mittelgebirgsregionen Süddeutschlands sowie die Kernbereiche der aus paleozoischen Gesteinen aufgebauten Mittelgebirge (Eifel, Westerwald, Hunsrück, Harz, Thüringer Wald) liegen allesamt auf einem Höhengniveau zwischen ca. 500 m über NN und 1000 m über NN. Lediglich die Kammlagen des Schwarzwalds und des Bayerischen Waldes sowie vor allem die Alpen weisen topografische Höhen > 1000 m über NN auf.

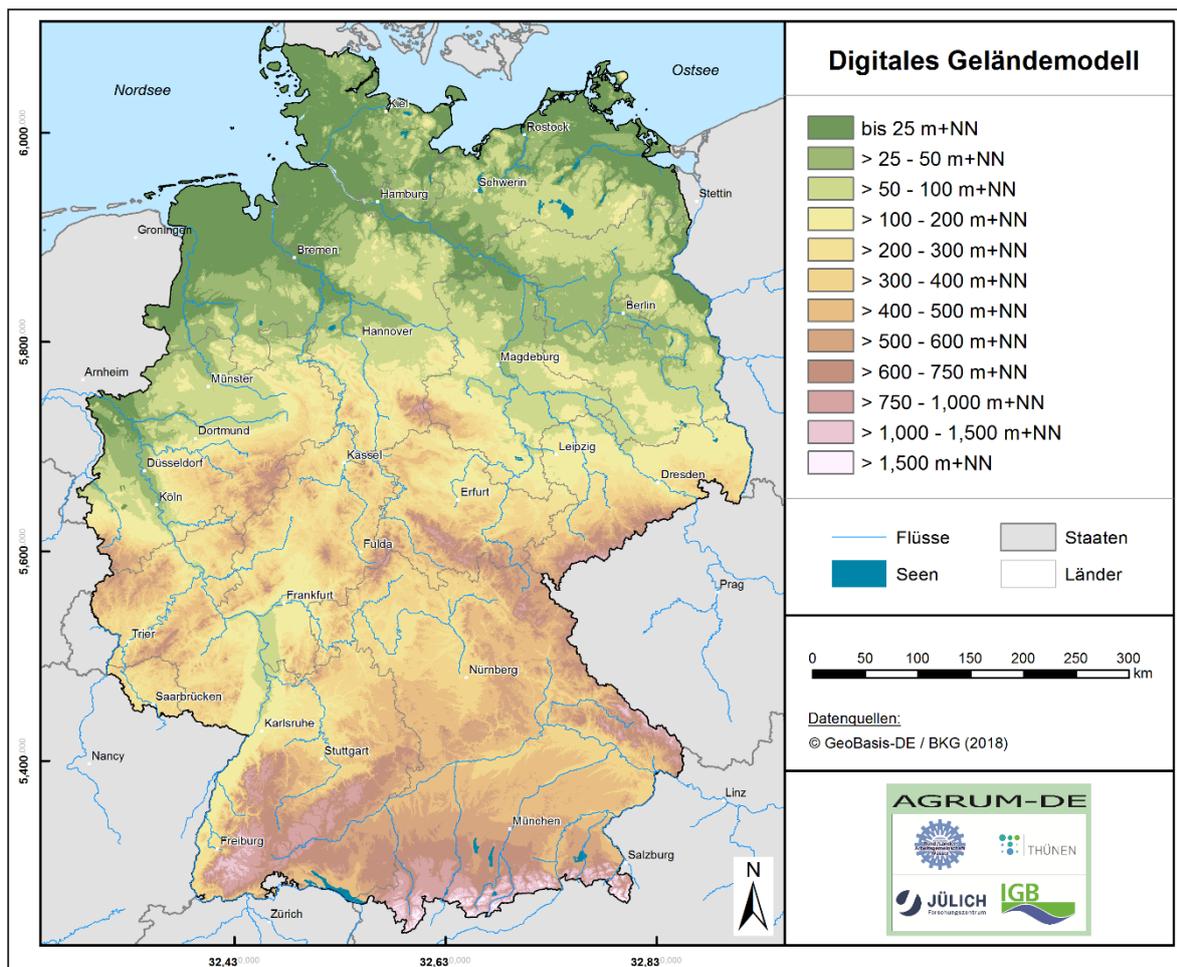


Abbildung 5-23: Topografische Höhe der Geländeoberfläche

Aus dem in Abb. 5-23 dargestellten DGM 25 wurde der in Abbildung 5-24 dargestellte Topografiefaktor abgeleitet. Der Topographiefaktor (siehe Gl. 2-6) basiert auf einem Verfahren von Golf (1981) zur Korrektur der Gras-Referenzverdunstung unter Einbezug der Hangneigung und Hangexposition (siehe Abb.2-3) und wurde zunächst im 25 m - Raster abgeleitet. Anschließend erfolgte eine Aggregation auf das den Modellrechnungen zugrundeliegende 100 m - Raster. Die enge Wechselbeziehung zwischen Topographie und geologischen Untergrundverhältnissen zeigt sich auch hier. Der höchste Topografiefaktor tritt in den tiefen Taleinschnitten der paleozoischen Gesteine bzw. der Alpen auf. Dagegen ist der Topografiefaktor in der Lockergesteinsregion sowie in den Verebnungsflächen im Mittelgebirge relativ gleichförmig.

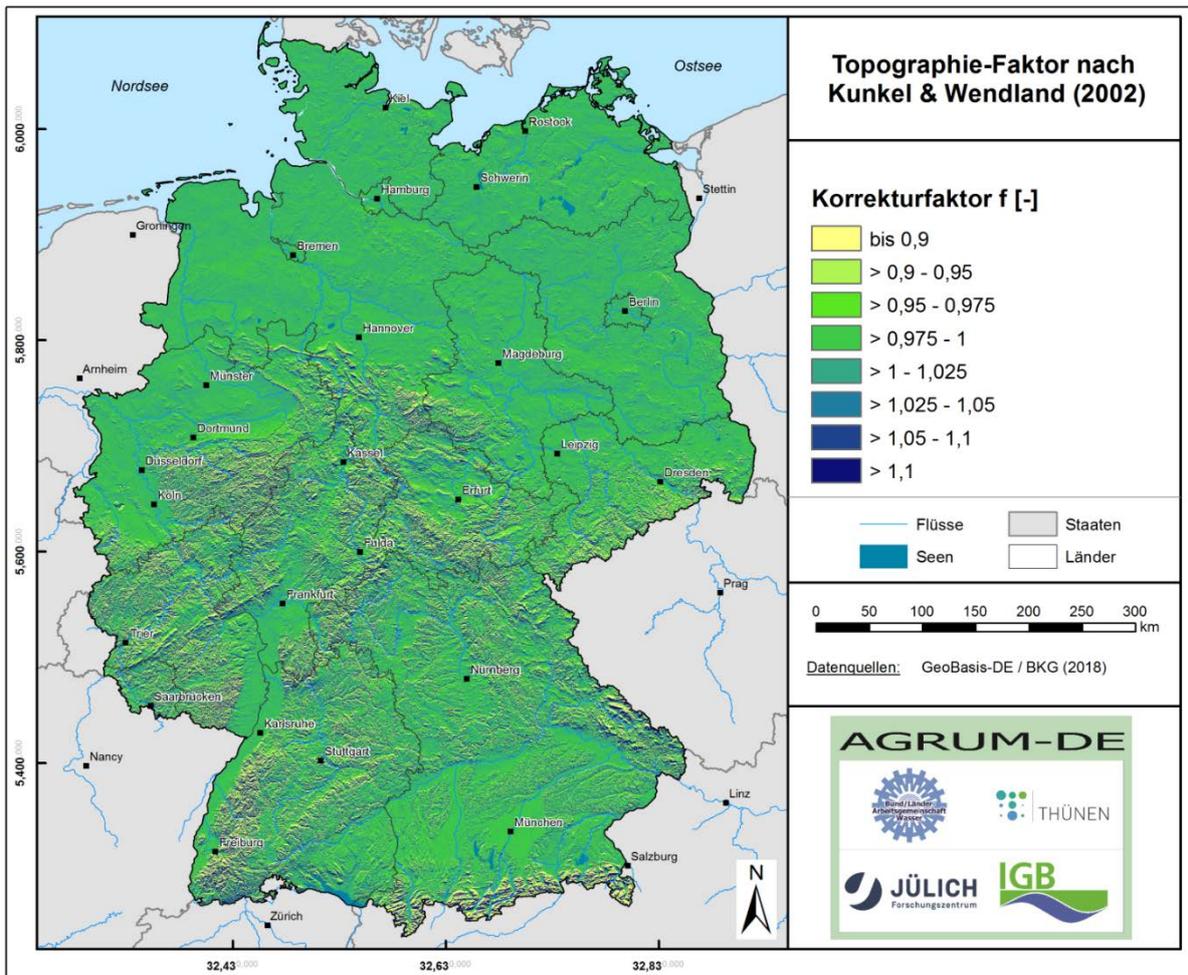


Abbildung 5-24: mittlerer Topografiefaktor

5.9 Relevante Standorteigenschaften zur Separation des Gesamtabflusses

Abbildung 5-25 zeigt die im Rahmen der mGROWA-Modellierungen verwendete räumliche Verteilung der für die Separation des Gesamtabflusses in die Komponenten des Direktabflusses und der Grundwasserneubildung relevanten Standorteigenschaften. Hierbei zeigte sich, dass die Standortbedingung „Festgestein“ die für die Abflusseparation mit Abstand wichtigste Standortbedingung ist. Im Lockergesteinsbereich sind zum einen der Grundwassereinfluss oder der Staunäseeinfluss sowie die Hangneigung entscheidend.

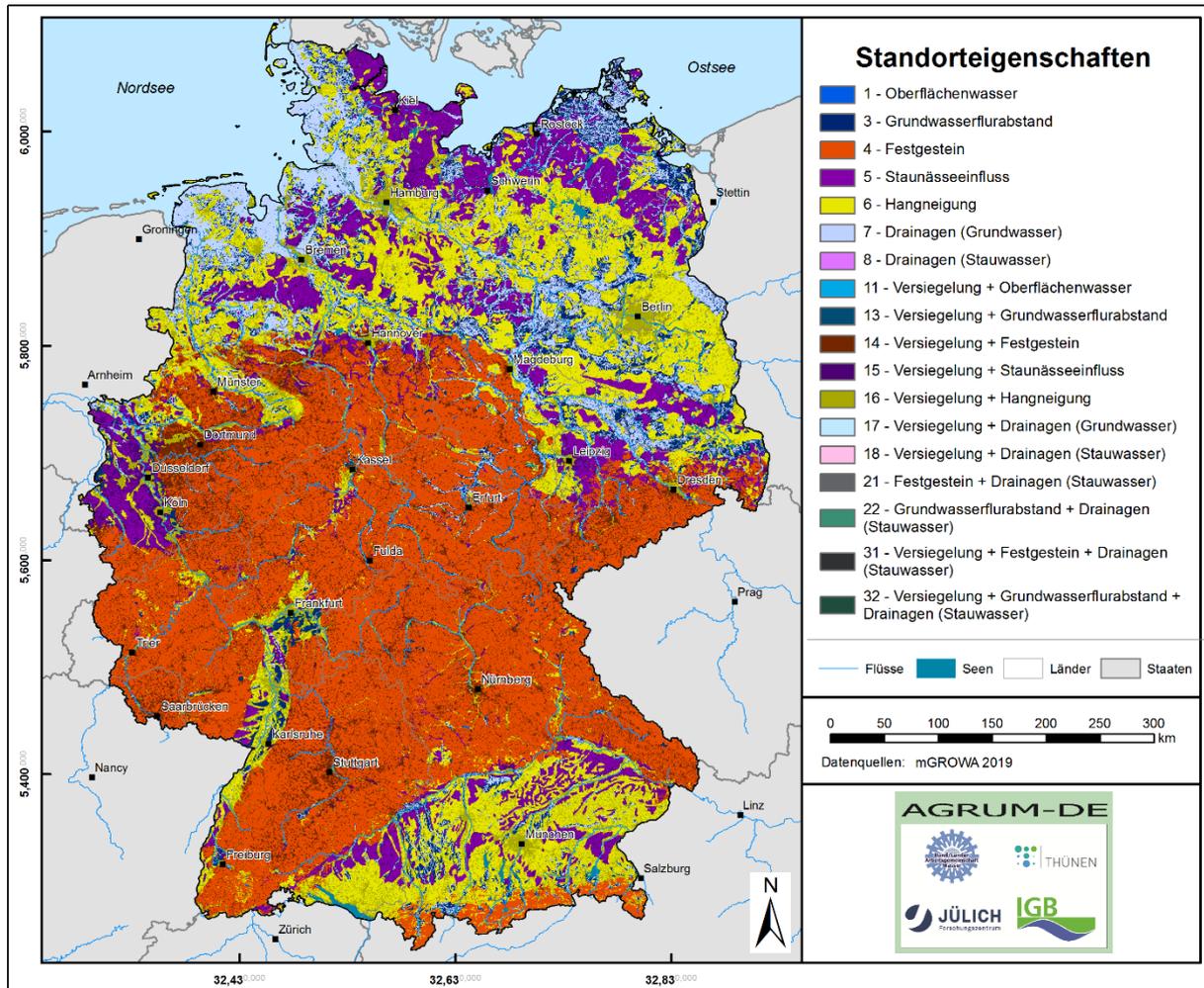


Abbildung 5-25: Für die Separation des Gesamtabflusses in die Direktabflusskomponenten und die Grundwasserneubildung relevante Standorteigenschaften.

5.10 Pegeldata

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

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

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

Aus diesem Grunde wurde eine Ableitung der Flächen/Shapefiles der Einzugsgebiete der 445 Pegel im FZJ vorgenommen. Als Grundlage hierzu diente das DGM 25, aus dem zunächst die 8 Fließrichtungen zum tiefstgelegenen benachbarten Punkt bestimmt wurden. In einem nächsten Schritt wurde die Anzahl der Zellen, die in eine bestimmte Zelle entwässern, ermittelt. Hierbei wurde davon ausgegangen, dass die Zellen mit der höchsten Anzahl von Zuflüssen aus benachbarten Zellen (Fließakkumulation) die tiefsten Punkte eines Einzugsgebiets repräsentieren, welche dem Gewässernetz eines Flusssystemes entsprechen. Die Mindestgröße für die Ausweisung eines eigenen Einzugsgebietes wurde auf 10 km² festgelegt, was der Fließakkumulation von 16.000 Zellen (25x25m) entspricht. Hierdurch wird sichergestellt, dass Einzugsgebiete mit geringerer Größe und deshalb hoher Wahrscheinlichkeit, das sich selbst geringe Unterschiede zu den tatsächlichen EZG-Grenzen signifikant auf die zu vergleichenden Wasserbilanzen auswirken, von vornherein nicht in die Kalibrierung / Plausibilitätsüberprüfung der Modellergebnisse einbezogen werden.

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

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

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

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

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

Abflussanteile auf, die dem natürlichen Zwischenabfluss zuzurechnen sind. Die Grundwasserneubildung und der resultierende Grundwasserabfluss können daher von den beobachteten Niedrigwasserabflüssen abweichen, ohne dass dies auf modellbedingte Fehler zurückzuführen ist.

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

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

Durch die Anwendung dieser Selektionskriterien reduzierte sich die Anzahl der für die Modellkalibrierung / Plausibilitätsüberprüfung verwendbaren Pegel von 445 auf aktuell 299. Deren Lage zeigt Abb. 5-26.

An dieser Stelle sei darauf hingewiesen, dass eine weitere Vorselektion von potentiell geeigneten EZG ohne Regionalkenntnis nur noch bedingt möglich ist. Da möglich ist, dass die Autoren dennoch bestimmte Pegel fälschlicherweise in die Plausibilitätsüberprüfung einbezogen bzw. ausgeschlossen haben, verbleiben Unsicherheiten. Den Bundesländern sollte die Gelegenheit eingeräumt werden, sich zu den bei der Modellkalibrierung / Plausibilitätsüberprüfung verwendbaren Pegeln zu äußern.

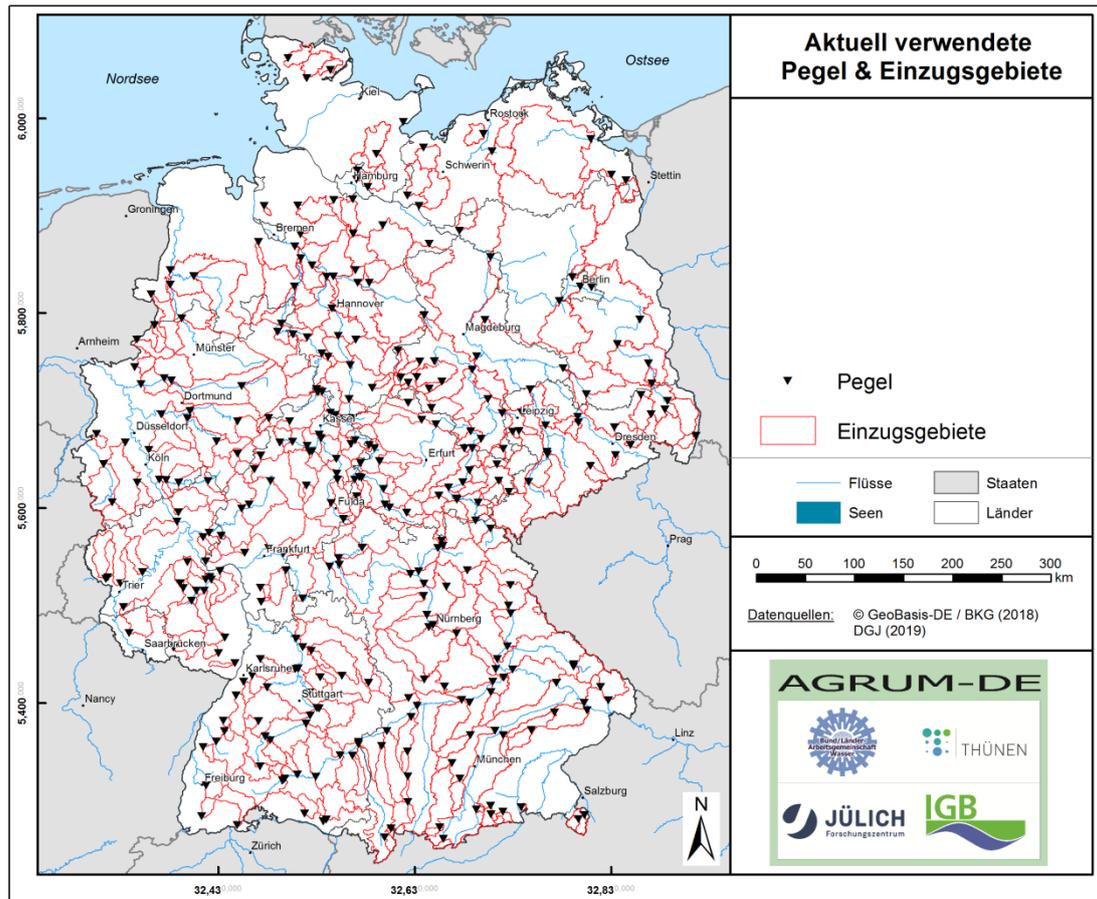


Abbildung 5-26: Zur Abflussvalidierung geeignete pegelbezogene Teileinzugsgebiete

5.11 Messstellendaten zur Güte im Grundwasser

Wie in Kap. 3.6.2 dargestellt, werden Grundwassergütedaten zur Einstufung der Denitrifikationsbedingungen im Grundwasser verwendet, denen regionale Halbwertszeiten des Nitratabbaus im Grundwasser zugeordnet werden (kombiniert mit Fließzeiten). Zu diesem Zweck wurden von den Bundesländern über den LAWA-Ausschuss Grundwasser Datensätze aus dem Zeitraum 2006-2018 übermittelt. Nach Homogenisierung, Plausibilitätsprüfung und Entfernen von Messstellen aus tiefen Grundwasserleitern verblieben für die 5 relevanten, hydrochemischen Parameter (Nitrat, Sauerstoff, Eisen, Mangan, DOC) zwischen ca. 81.000 und 128.000 Messungen für die Ausweisung des Nitratabbauvermögens (Tab. 5-4).

Damit wurde jeder Parameter an den einzelnen Messstellen im Mittel ca. 7-9 bestimmt. Gemittelt über die Fläche der Bundesrepublik ergab sich damit eine Messnetzdichte von ca. 5 Messstellen pro 100 km². Die geografische Lage der Messstellen ist in Abb. 5-27 dargestellt. Es zeigt sich, dass die Messstellendichte in grundwasserwirtschaftlich bedeutsamen Regionen, wie dem Oberrheingebiet und dem Münsterland sowie in Ballungsregionen im Allgemeinen größer ist als in grundwasserwirtschaftlich wenig bedeutsamen Regionen wie dem Rheinischen Schiefergebirge.

Tabelle 5-4: verfügbare Messstellendaten zur Grundwassergüte

Parameter	Messstellen	Messwerte
Eisen(II) - Fe^{2+}	11,892	80,854
Mangan(II) - Mn^{2+}	11,753	79,928
Nitrat - NO_3^-	14,314	125,159
Sauerstoff - O_2	16,129	117,328
Gelöster organischer Kohlenstoff - DOC	11,553	97,456
Phosphat - PO_4^-	10,643	104,962

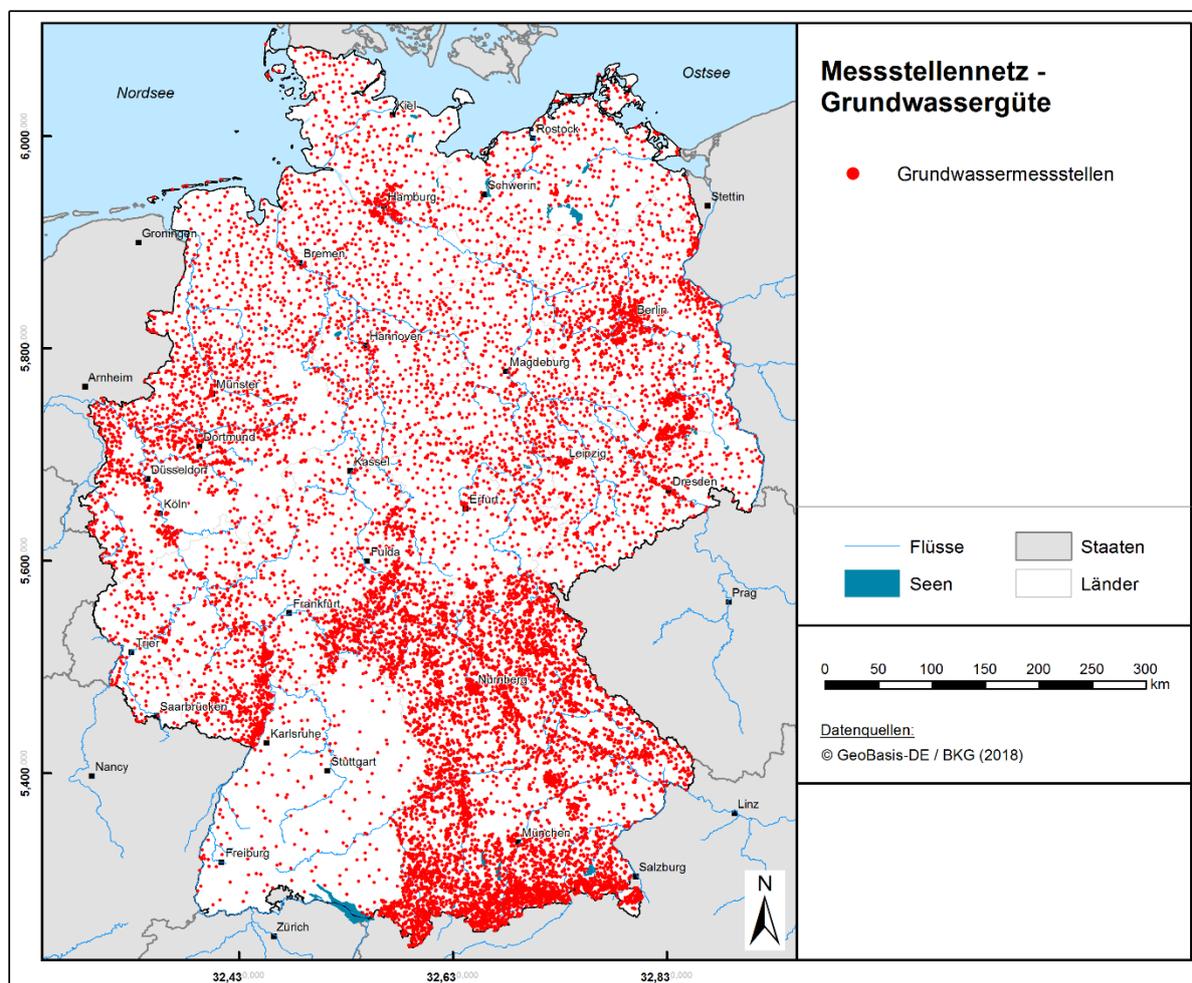


Abbildung 5-5-27: geografische Lage der Grundwassergütemessstellen zur Ausweisung des Nitratabbauvermögens im Grundwasser

Zudem pausen sich in Abb. 5-27 bundeslandspezifische Datenlieferungen durch. So ist die Dichte der von Baden-Württemberg gemeldeten Messstellen mit $0,6 \text{ GWM} / 100 \text{ km}^2$ deutlich geringer als der DE-weite Durchschnitt von $4,9 \text{ GWM} / 100 \text{ km}^2$. Somit besteht dort für alle betrachteten Parameter, eine geringere Informationsdichte. Die Ableitung des

Nitratabbauvermögens im Grundwasser wird in Baden-Württemberg dadurch eine größere Unschärfe besitzen, als in anderen Bundesländern, vor allem im Vergleich zum benachbarten Bayern.

Die Ausweisung des Nitratabbauvermögens im Aquifer erfolgt auf Basis der Indikatorparameter aus Tab. 5-4 (Eisen, Mangan, Nitrat, Sauerstoff und DOC). Falls ein Parameter innerhalb eines Jahres mehrmals gemessen wurde, wird zunächst der Mittelwert gebildet, sodass für jedes Jahr genau ein Messwert vorliegt. Zusätzlich wurden die hydrogeologischen Einheiten (vgl. Abb. 5-17) einbezogen. Hierdurch wurde sichergestellt, dass bei der Regionalisierung der Konzentrationswerte mit „Inverse Distance Weighting (IDW)“ auf ein 100x100 m Raster nicht fälschlicherweise eine Mittelwertbildung zwischen zwei hydrogeologischen Einheiten erfolgt, die sich von ihren Lösungsinhalten her deutlich voneinander unterscheiden. Die pro Parameter 15 einzelnen interpolierten Regionen der verschiedenen hydrogeologischen Einheiten wurden im nächsten Schritt räumlich zusammengefügt („Mosaic“). Für jeden Parameter und jedes Jahr liegt nun eine deutschlandweite Karte vor. Nach Medianbildung über den Messzeitraum 2007 bis 2017 entstehen fünf Karten mit den Konzentrationswerten der jeweiligen chemischen Indikatoren (Abb.5-28).

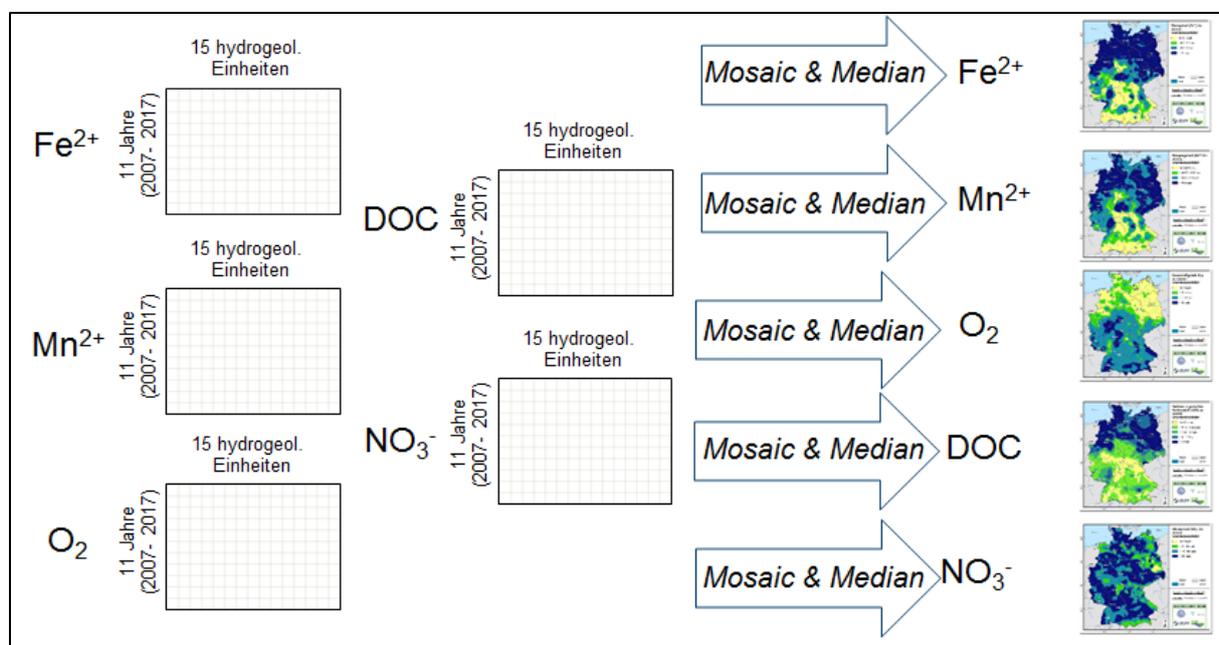


Abbildung 5-28: schematische Darstellung des Verfahrens zur Regionalisierung der Grundwassergüteparameter zur Ausweisung des Nitratabbauvermögens im Grundwasser

Auf eine größere kartenmäßige Darstellung und detaillierte Beschreibung der in Abb. 5-28 (rechts) dargestellten regionalisierten Konzentrationswerte der Einzelparameter wird bewusst verzichtet, da die Einzelparameter für sich alleine betrachtet als Indikator für das Vorliegen bzw. das Fehlen denitrifizierender Aquifereigenschaften nur wenig aussagekräftig sind. So kann es sein, dass z.B. regionalisierte Eisengehalte $> 0,2$ mg/l petrografisch bedingt sind und nicht per se reduziertes Grundwasser kennzeichnen. Auch regionalisierte Nitratgehalte im Grundwasser von z.B. 10 mg NO_3^-/l sind für sich alleine betrachtet noch kein Indikator für oxidierte Grundwasserverhältnisse, da nicht ausgeschlossen werden kann, dass bereits ein Großteil der in den Aquifer eingetragenen Nitratmenge denitrifiziert worden ist. Aus diesem Grund kann nur aus dem regionalen Zusammenspiel der fünf einzelnen redox-sensitiven Parameter (Eisen, Mangan, Nitrat, Sauerstoff und DOC) auf das Nitratabbauvermögen im Grundwasser zurückgeschlossen werden.

Zur Ausweisung des Nitratabbauvermögens im Aquifer wurde den Gehalten der interpolierten Konzentrationen in einem nächsten Schritt Punktwerte zugeordnet (vgl. Tab. 5-5 und Abb. 5-29). In der höchsten Klasse (3 Punkte) liegen die jeweiligen Stoffgehalte in einem Bereich, der nach den Angaben in Tab. 5-5 für reduzierte und damit nitratabbauende Aquifere typisch ist. In der zweiten und dritten Klasse (2 Punkte bzw. 3 Punkte) liegen die Stoffgehalte der Einzelparameter in einem Übergangsbereich, der weder für oxidierte Aquifere, noch für reduzierte Aquifere typisch ist. In der geringsten Klasse (0 Punkte) liegen die jeweiligen Stoffgehalte in einem Bereich, der für oxidierte Aquifere und damit nicht-denitrifizierende Aquifere typisch ist. Anschließend wurde aus den sich pro Rasterzelle und Parameter ergebenden Punktzahlen ein Mittelwert gebildet. Das Ergebnis dieses Arbeitsschritts zeigt Abb. 5-29 und in vergrößerter Darstellung Abb. 5-30.

Tab. 5-5: Zuordnung von Punktwerten zu Konzentrationsbereichen im Rahmen der Ausweisung des Nitratabbauvermögens im Aquifer

Parameter	Klassifizierung Redoxstatus (Punkte)			
	0 (niedrig)	1	2	3 (hoch)
Fe ²⁺	bis 0,1 mg/L	> 0,1 – 0,3 mg/L	> 0,3 – 1 mg/L	> 0,3 – 1 mg/L
Mn ²⁺	bis 0,05 mg/L	0,05 – 0,1 mg/L	0,1 – 0,2 mg/L	> 0,2 mg/L
O ₂	> 6 mg/L	> 4 – 6 mg/L	> 2 – 4 mg/L	bis 2 mg/L
DOC	bis 0,75 mg/L	> 0,75 – 1,5 mg/L	> 1,5 – 3 mg/L	> 3 mg/L
NO ₃	> 10 mg/L	> 5 – 10 mg/L	> 1 – 5 mg/L	bis 1 mg/L

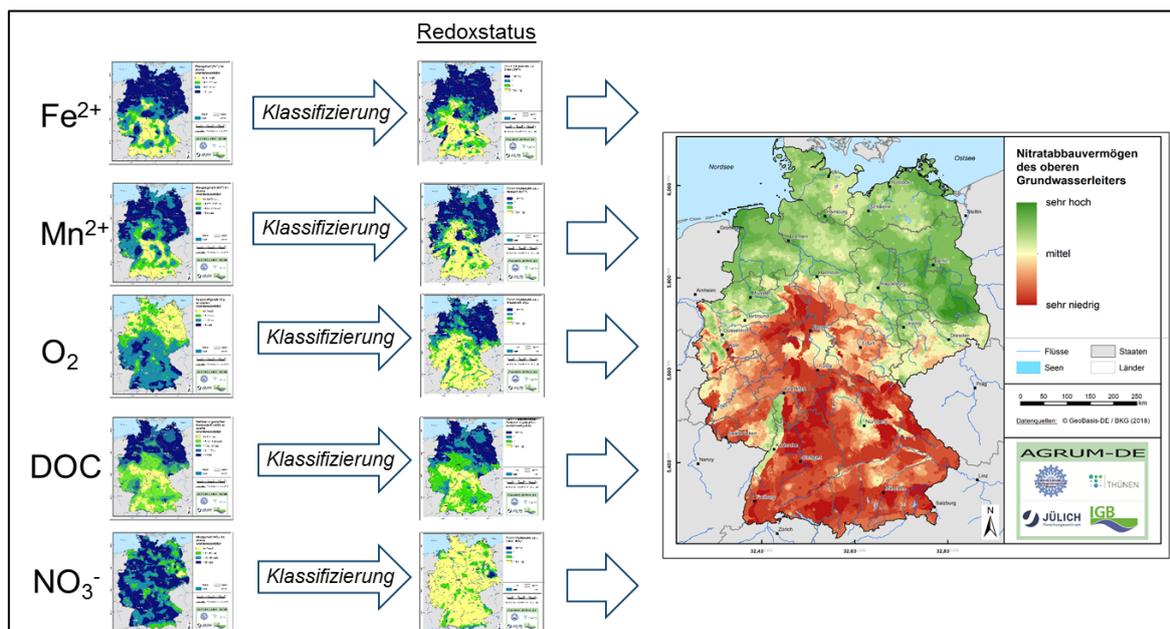


Abbildung 5-29: Denitrifikationsbedingungen im oberen Aquifer basierend auf den Konzentrationsbereichen der Einzelparameter

Die oberste Klasse, mit der die besten Nitratabbaubedingungen angezeigt werden, weist 3 Punkte auf. Wie aus Abb. 5-30 hervorgeht, weisen nur Rasterzellen im Norddeutschen Flachland für alle fünf Parameter diese Punktzahl auf. Aber auch dort zeigt häufig eine der Indikatoren Anzeichen oxidierter Grundwasserverhältnisse. Große, flächenhaft zusammenhängende Regionen mit hohem Denitrifikationsvermögen finden sich vor allem in weiten Teilen des Norddeutschen Flachlandes, der Niederrheinischen Bucht und des Oberrheingebiets. Gebiete mit eingeschränktem (mittelhohem) Denitrifikationsvermögen finden sich vor allem im Übergangsbereich zum Mittelgebirge. Ein geringes Denitrifikationsvermögen zeigen die meisten Festgesteinsbereiche.

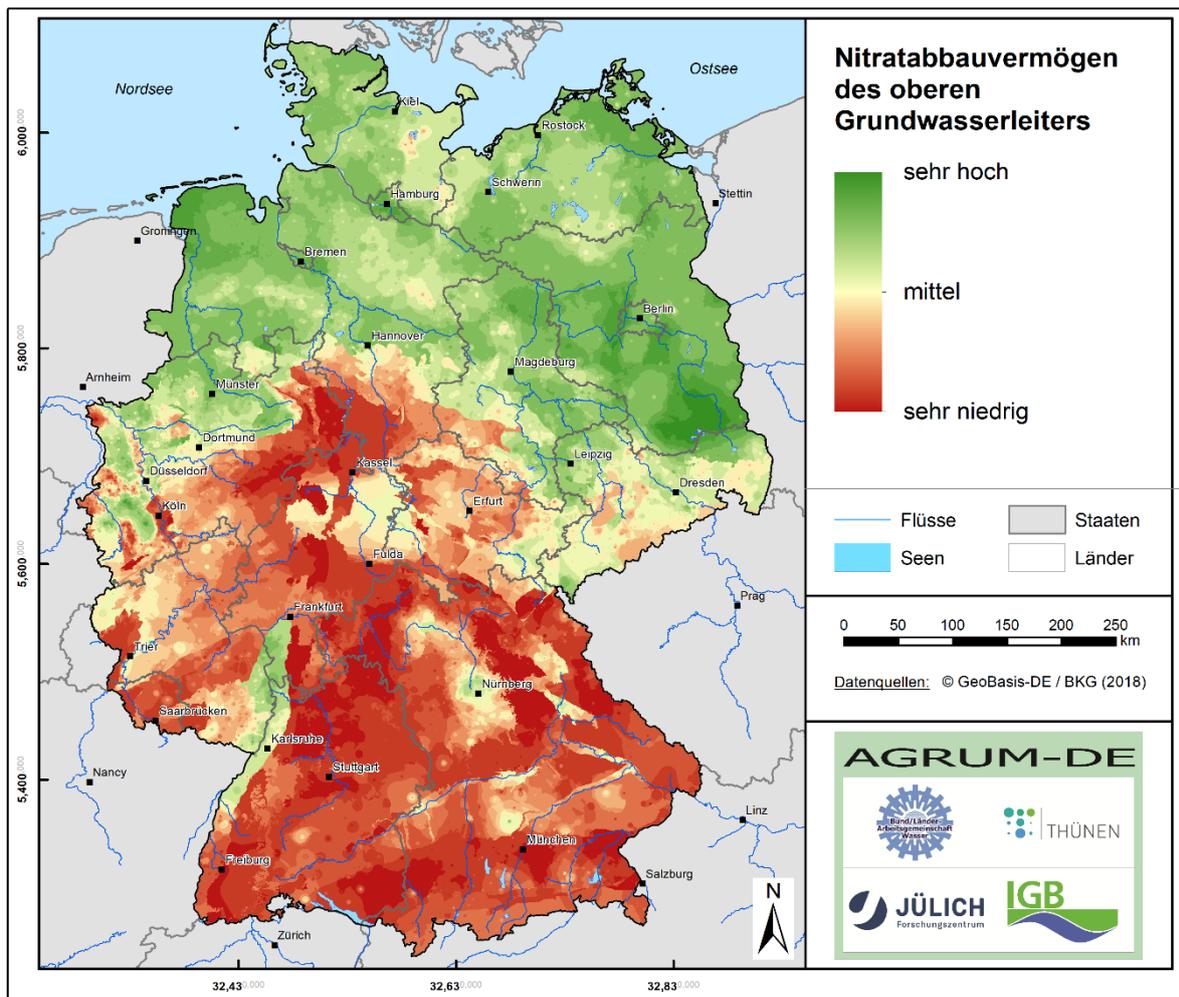


Abbildung 5-30: Mittleres Nitratabbauvermögen im oberen Aquifer

Die sich aus den Konzentrationsbereichen der Einzelparameter ergebenden Nitratabbaubedingungen nach Abb. 5-30 wurden in einem nächsten Schritt Halbwertzeiten bzw. Geschwindigkeitskonstanten der Denitrifikation zugewiesen (vgl. Abb. 5-31), damit sie in das WEKU-Modell zur Quantifizierung des Nitratabbaus im Grundwasser bzw. der Nitrateinträge in die Oberflächengewässer integriert werden können. Hierzu wurden Reaktionskonstanten / Halbwertzeiten aus der Literatur genutzt, u.a. von Böttcher et al. (1989), van Beek (1987), Walther et al. (2003), Pätsch et al. (2003), Uhlig et al. (2010), Merz et al. (2009), Heidecke et al. (2015), Ackermann et al. (2015), Wendland et al. (2015), Kuhr et al. (2013), Kunkel et al. (2004), Kunkel et al. (1999), Wendland (1992).

In der o.a. zitierten Literatur werden die Reaktionskonstanten und Halbwertzeiten der Denitrifikation im Grundwasser im Allgemeinen als Wertebereiche ausgewiesen. Diese wurden für die Kalibrierung des WEKU-Modellierung übernommen, wobei die fett hervorgehobenen

Werte als Stützgrößen verwendet wurden, zwischen denen entsprechend dem ausgewiesenen mittleren Nitratabbauvermögen im oberen Aquifer interpoliert wurde.

Die sehr umfangreichen Untersuchungen zum Nitratabbau im Grundwasser von Böttcher et al. (1989) in Thülsfelde bzw. dem Fuhrberger Feld in der Nähe von Hannover ergaben für die dort vorherrschenden reduzierten Grundwasserverhältnisse Reaktionskonstanten der Denitrifikation zwischen 0,34 und 0,56 a⁻¹, was einer Halbwertszeit der Denitrifikation zwischen 1,2 und 2,1 Jahren entspricht. Von Pätsch (2003) wurden in anderen Untersuchungsgebieten in Niedersachsen mit reduzierten Grundwasserverhältnissen Halbwertszeiten von 1,2 bis 3,4 Jahren ermittelt. Für die WEKU-Modellierung wurde eine Halbwertszeit von 1 – 5 Jahren veranschlagt. Dieser für das gesamte Norddeutsche Flachland typische Wertebereich wird in anderen ausgedehnten Lockergesteinsregionen (Niederrheinische Bucht, Oberrheingraben, Alpenvorland) nur vereinzelt angetroffen.

Tabelle 5-6: Zuordnung von Punktwerten der Nitratabbauklassen zu Bereichen von Halbwertszeiten und Geschwindigkeitskonstanten der Denitrifikation im Grundwasser

Mittelwert Nitratabbauklasse	Bereich der veranschlagten Halbwertszeit [a]	Reaktionskinetik für die WEKU-Modellierung [a ⁻¹]
Denitrifikation wahrscheinlich (2-3 Punkte)	1-5	0,2 - 1
Denitrifikation eingeschränkt (1-2 Punkte)	5-20	0,05 – 0,2
Denitrifikation unwahrscheinlich (0-1 Punkte)	20 - 40	0,025 – 0,05

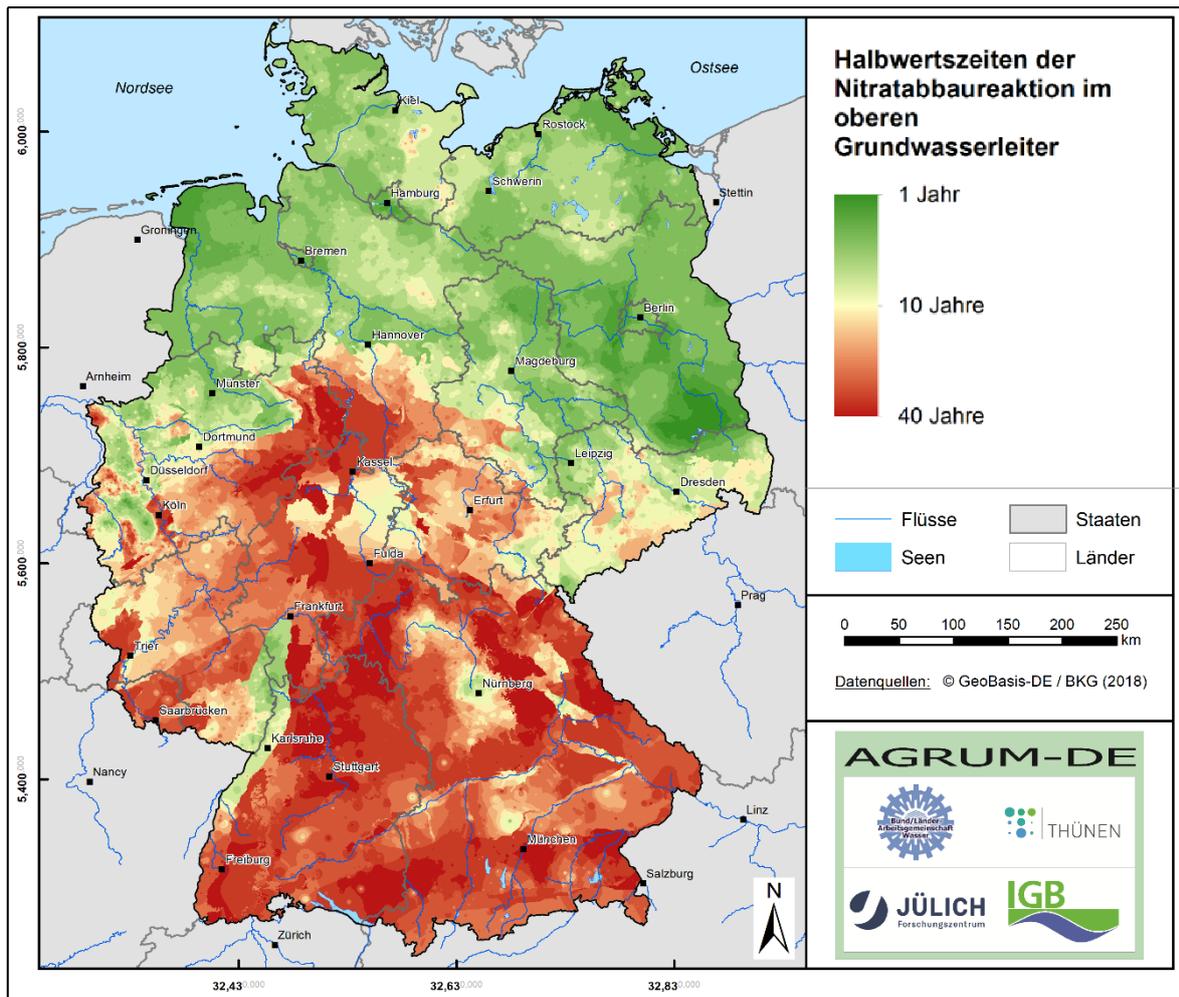


Abbildung 5-31: Zuweisung von Halbwertszeiten der Denitrifikation im Grundwasser zum mittleren Nitratabbauvermögen im oberen Aquifer

In Lockergesteinsgebieten mit fluvialen Sand- und Kiesaquifere, aber auch vor allem in allen Festgesteinsregionen, zeigt die statistische Verteilung der Grundwasserparameter oxidative Verhältnisse und damit kein bzw. ein nur äußerst geringes Nitratabbauvermögen an. Bei der Klassifizierung des Nitratabbauvermögens lag die erreichte Punktzahl in diesem Fall bei unter 1. In Anlehnung an Merz et al. (2009) werden diesen Aquifere Halbwertszeiten von (10 bis) 40 Jahren zugeordnet. Für den Übergangsbereich, der sowohl Anzeichen oxidierter Aquifere, wie auch reduzierter Aquifere aufweist, ergaben sich Punktzahlen von 1 oder 2. Hierfür wurde eine Halbwertszeit von (5 bis) 10 Jahren veranschlagt.

An dieser Stelle sei darauf hingewiesen, dass die in Kap. 5-11 beschriebenen und in den Abbildungen 5-27 bis 5-31 dargestellten Datensätze dem Bearbeitungsstand 30.06.2020 entsprechen. In der Zwischenzeit wurden aus dem Bundesland Baden-Württemberg ergänzende Datengrundlagen zur Ausweisung des Nitratabbauvermögens im Grundwasser zur Verfügung gestellt. Diese werden im Rahmen der bis Januar 2021 abzuschließenden Neumodellierungen berücksichtigt.

5.12 P-Gehalte im Oberboden

Die Höhe der partikulären P-Einträge über den Eintragspfad Erosion ist neben der ins Gewässer eingetragenen Sedimentmenge auch vom P-Gehalt des erodierten Oberbodens abhängig. Der P-Gehalt im Oberboden geht als Gesamt-P-Menge (P_{ges}) in die MEPhos – Modellierung ein, jedoch liegen entsprechende Werte nicht bundesweit vor.

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

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

Tabelle 5-7: Allgemeine Gleichungen zur Berechnung von P_{ges} -Gehalten aus P-Cal-Gehalten und P-DL-Gehalten (nach Fier und Schäfer, 2007)

Modell	Parameter	korrigiertes R ²	Standardfehler	Änderung im R ²
1	P_{CAL}	0,268	0,12753	0,272
2	P_{CAL} , Ton	0,433	0,11227	+0,167
3	P_{CAL} , Ton, C_{org}	0,518	0,10354	+0,086
4	P_{CAL} , Ton, C_{org} , pH	0,525	0,10271	+0,010
5	P_{CAL} , Ton, C_{org} , pH, Sand	0,544	0,10065	+0,021
$\log P_t = -1,376 + 0,34 \log P_{CAL} + 0,16 \log \text{Ton} + 0,256 \log C_{org} - 5,019 \cdot 10^{-02} \text{pH} - 1,363 \cdot 10^{-03} \text{Sand}$				

Modell	Parameter	korrigiertes R ²	Standardfehler	Änderung im R ²
1	P_{DL}	0,263	0,12804	0,266
2	P_{DL} , Ton	0,428	0,11273	+0,168
3	P_{DL} , Ton, C_{org}	0,502	0,10518	+0,076
4	P_{DL} , Ton, C_{org} , pH	0,513	0,10409	+0,013
5	P_{DL} , Ton, C_{org} , pH, Sand	0,531	0,10208	+0,021
$\log P_t = -1,375 + 0,317 \log P_{DL} + 0,139 \log \text{Ton} + 0,255 \log C_{org} - 1,56 \cdot 10^{-03} \text{Sand} - 4,7 \cdot 10^{-02} \text{pH}$				

mit:

P_{DL}	[mg/100 g]	P_{CAL}	[mg/100 g]
P_t	[%]	organischer Kohlenstoff (C_{org})	[%]
pH-Wert	[-]	Sandanteil	[%]
Tonanteil	[%]	$C_{org}[\%] = \frac{\text{Humus}[\%]}{1,724}$	

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

- Von den Bundesländern werden P_{ges} -Gehalte direkt bereitgestellt.
- Für die Bundesländer, für die das FZJ bereits eine eigenständige Nährstoffmodellierung durchgeführt hatte, können alternativ die in den Länderprojekten genutzten / erstellten Datensätze zu P_{ges} verwendet werden.

- Stellen die Bundesländer alternativ P_{CAL} - oder P_{DL} -Gehalte zur Verfügung, werden diese anhand des Verfahrens von Fier und Schäfer (2007) in P_{ges} umgerechnet.
- Wenn keine Datenbereitstellung aus den Ländern erfolgt, wird ein bundesweiter Mittelwert eingesetzt.

Der Rücklauf aus den Bundesländern erbrachte folgendes Bild:

Baden-Württemberg

- Keine Daten übermittelt
- Daten zu P-CAL auf Gemeindeebene 2001-2009 aus LGRB (2015) nach Digitalisierung verwendet
- Umrechnung in P_{ges} nach Fier u. Schäfer (2007) durch FZJ

Bayern

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

Brandenburg:

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

Hessen

- Bereitstellung von regionalisierten Messdaten P_{ges} durch HLNUG

Mecklenburg-Vorpommern:

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

Niedersachsen:

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

Nordrhein-Westfalen

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

Rheinland-Pfalz

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

Sachsen:

- Keine Daten übermittelt
- Ergebnisse zu P_{ges} für OWK aus LfULG Sachsen (2012) nach Digitalisierung verwendet

Sachsen-Anhalt:

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

Schleswig-Holstein:

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

Thüringen

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

Für die Bundesländer Berlin, Hamburg, Bremen und das Saarland waren keine Daten verfügbar oder aus anderen Quellen beschaffbar. Für diese Bundesländer wurde ein deutschlandweiter Mittelwert der P_{ges} -Gehalte auf Acker und Dauerkulturen eingesetzt. Abb.

5-33 zeigt die P_{ges}-Gehalte im Oberboden von Ackerflächen und Dauerkulturen, die letztendlich in die Modellierung eingegangen sind.

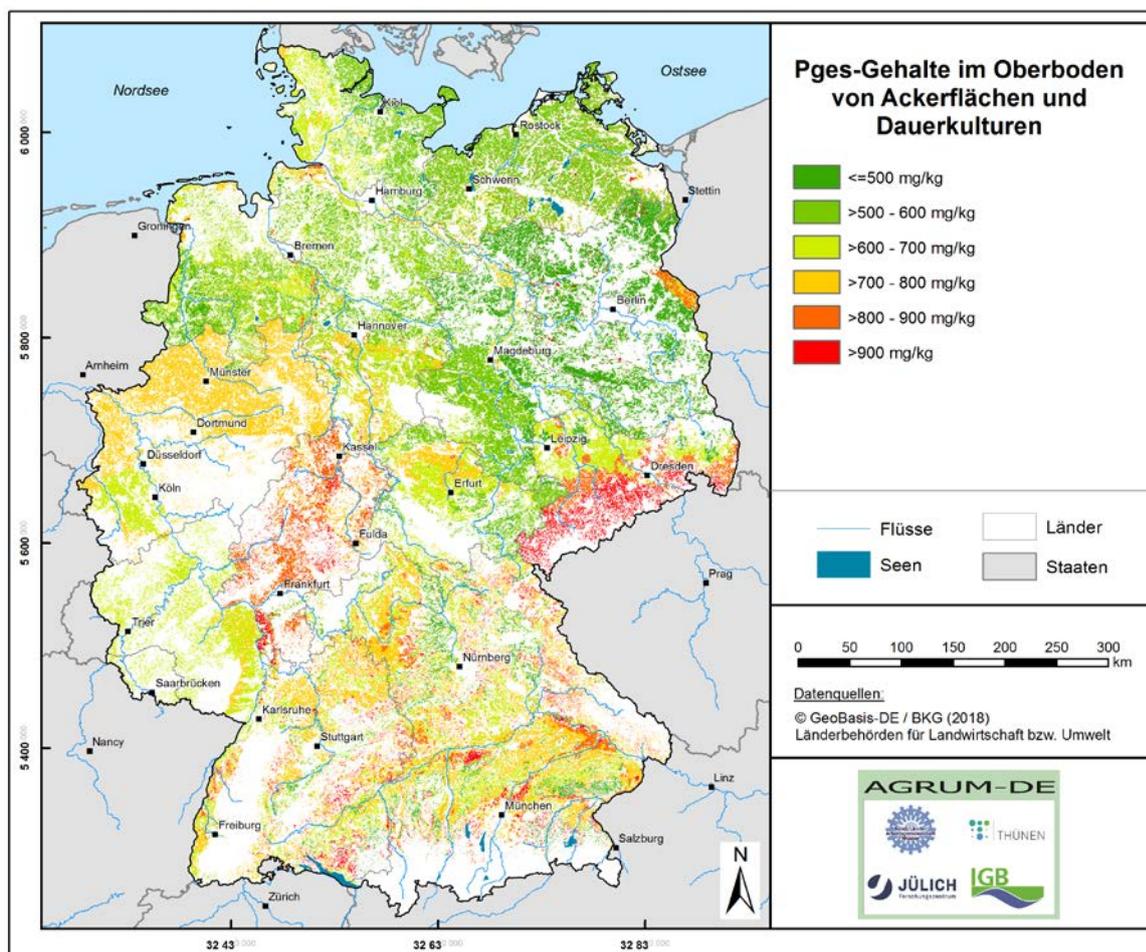


Abbildung 5-33: P_{ges}-Gehalte im Oberboden von Ackerflächen und Dauerkulturen

Wie Abb. 5-33 zeigt, konnte aus den in Bezug auf Aktualität, Auflösung und Genese sehr heterogenen Einzeldaten ein bundesweiter Gesamtdatensatz der P_{ges}-Gehalte im Oberboden generiert werden. Die Ergebnisse variieren zwischen ca. 200 mg/kg und ca. 2500 mg/kg. Der bundesweite Mittelwert liegt bei 660 mg/kg. Unter der Prämisse, dass dieser Datensatz die beste derzeit verfügbare bundesweite Datengrundlage darstellt, werden die in Abb. 5-33 dargestellten P_{ges}-Gehalte im Oberboden zur Modellierung der P-Einträge über den Eintragspfad Erosion verwendet.

6 Modellergebnisse zum Wasserhaushalt

Die Modellierung des Wasserhaushalts mit dem Modell mGROWA erfolgte flächendifferenziert nach der in Kap. 2 beschriebenen Vorgehensweise. Quantifiziert wurden die folgenden Wasserhaushaltsgrößen für die Periode 1981-2010:

- Reale Verdunstungshöhe
- Gesamtabflusshöhe
- Sickerwasserhöhe
- Direktabflusshöhe:
 - Oberflächenabflusshöhe
 - Höhe des Abflusses über Dränagen
 - Höhe des natürlichen Zwischenabflusses
 - Höhe des Direktabflusses aus urbanen Flächen.
- Grundwasserneubildungshöhe

mGROWA ermittelt die Wasserhaushaltsparameter für jede der ca. 38,4 Mio. Rasterzellen in Tages- bzw. Monatsschritten. In Abb. 6-1 sind 10 der Wasserhaushaltsgrößen, die für jede Rasterzelle ermittelt werden, als Zeitreihe dargestellt:

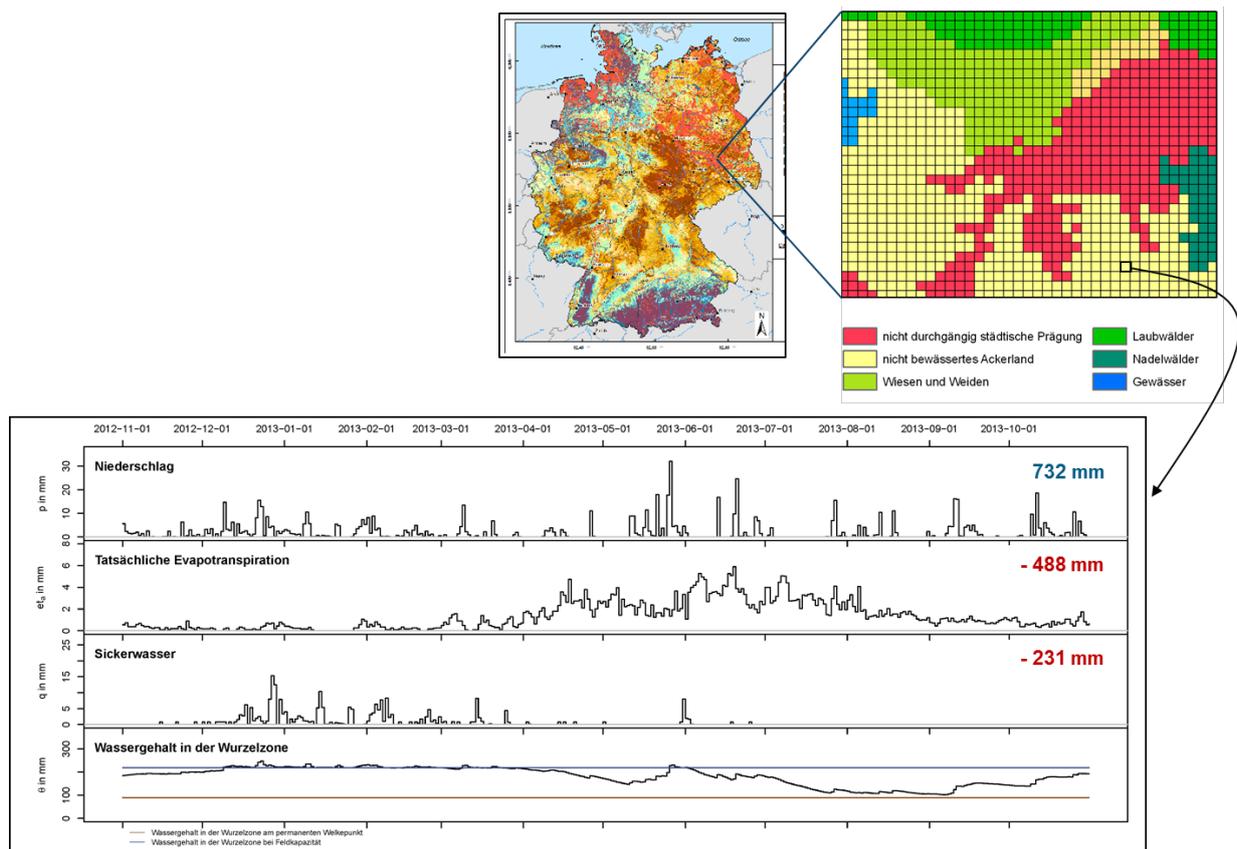


Abbildung 6-1: mGROWA-Ergebnisse für eine beispielhaft ausgewählte Rasterzelle als Zeitreihe in Tagesschritten

Da die Modellierung der Nährstoffeinträge in die Vorfluter für eine mittlere langjährige und damit hydrologisch repräsentative Situation erfolgt, sind die mGROWA-Modellergebnisse in den folgenden Abschnitten als langjährige Mittelwerte dargestellt. Auf die Modellierung und Darstellung des Wasserhaushalts bzw. von Nährstoffeinträgen für Einzeljahre oder

hydrologische Extremsituationen (z.B. Hochwässer, Trockenperioden) wird bewusst verzichtet. Dies war aber auch nicht das Ziel der durchgeführten Arbeiten.

An dieser Stelle sei darauf hingewiesen, dass die in Kap. 6 beschriebenen und in den Abb. 6-2 bis 6-11 dargestellten Modellergebnisse dem Bearbeitungsstand 30.06.2020 entsprechen. In der Zwischenzeit wurden aus den Bundesländern eine Reihe von aktualisierten Datengrundlagen zur Verfügung gestellt. Diese werden für die bis Januar 2021 abzuschließenden Neumodellierungen auch im mGROWA-Modell berücksichtigt.

6.1 Reale Verdunstungshöhe

In Abbildung 6-2 ist die berechnete mittlere reale Verdunstungshöhe für die Periode 1981-2010 dargestellt. Kleinräumige Bereiche mit realen Verdunstungshöhen zwischen 350 und 450 mm/a zeigen sich bundesweit für die Siedlungsgebiete mit einem hohen Anteil an versiegelter Fläche, vor allem in den Großstädten und Ballungsräumen. Auch in den Kammregionen der Alpen liegen die realen Verdunstungshöhen in dieser Größenordnung, dort jedoch bedingt durch den mit zunehmender topografischer Höhe abnehmenden Temperaturgradienten.

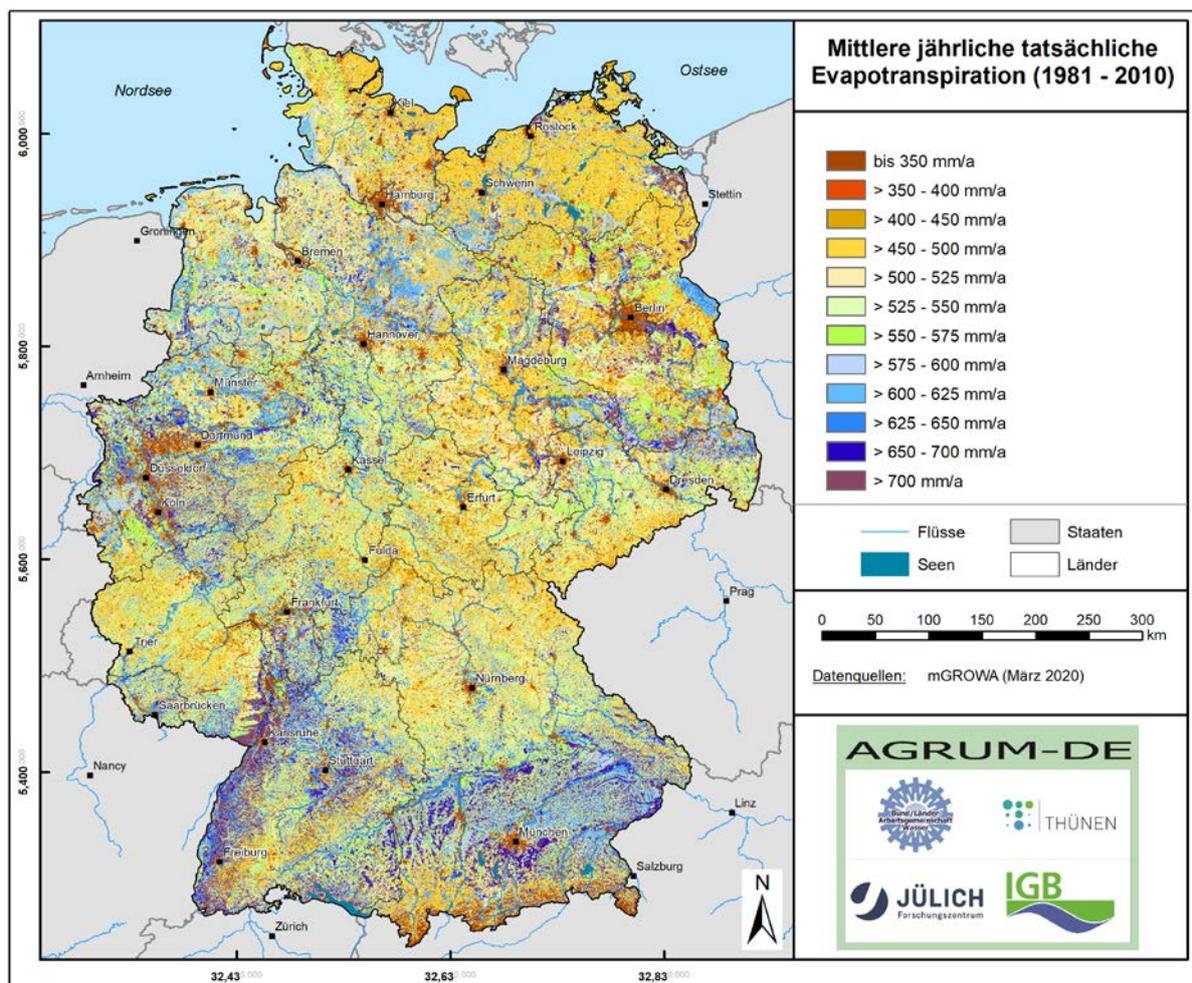


Abbildung 6-2: Mittlere reale Verdunstungshöhen (1981-2010)

Verdunstungswerte zwischen 450 und 525 mm/a ergeben sich verbreitet für die nördlichen und Mitteldeutschen Mittelgebirgsregionen (z.B. Rheinisches Schiefergebirge, Franken), aber auch in weiten Teilen Nordostdeutschlands. Während die hohen Niederschläge und die häufig

lehmigen-tonigen Böden in diesen Regionen zwar für eine (hypothetisch) gute Wassernachlieferung aus dem durchwurzelten Bodenbereich sorgen, so ist die geringe Jahrestemperatur (potentielle Verdunstungshöhe, vgl. Abb. 5-3) jedoch ein limitierender Faktor, der dazu führt, dass relativ wenig Wasser verdunstet. In Rheinhessen, in der Niederrheinischen Bucht sowie großflächig im südöstlichen Teil des Norddeutschen Flachlandes zwar die in Deutschland höchsten Werte der potentiellen Verdunstung auf; die geringen realen Verdunstungshöhen sind dort vor allem durch den relativ geringen Jahresniederschlag bedingt.

Vor allem in den grundwasserfernen nordwestlichen Teilen des Norddeutschen Flachlands werden reale Verdunstungshöhen zwischen 525 und 600 mm/a auf erreicht. Auf den grundwasserbeeinflussten Standorten des Norddeutschen Flachlands (z.B. Niedermoorregionen) sowie in den größeren Flusstälern Ostdeutschlands (Spree, Havel) und im Oberrheingebiet werden im allgemeinen Werte zwischen 600 und 700 mm/a erreicht. Ausschlaggebend ist dort, dass eine Wassernachlieferung aus dem Grundwasser stattfinden kann, so dass die jeweilige nutzungsspezifische Maximalverdunstung wirksam werden kann. Im Alpenvorland liegt die reale Verdunstung großflächig in der gleichen Größenordnung, dort jedoch vor allem bedingt durch die höhere Jahresdurchschnittstemperatur und die relativ hohen Jahresniederschläge.

6.2 Gesamtabflusshöhe

Abbildung 6-3 gibt Auskunft über die räumliche Verteilung der mittleren langjährigen Gesamtabflusshöhe. Werte von über 500 mm/a treten vor allem in den Hochlagen der Mittelgebirge (Rheinischen Schiefergebirge, Harz, Thüringer Wald, Schwarzwald, Bayerischer Wald, Erzgebirge) und in den Alpen auf. In den übrigen Mittelgebirgsregionen (z.B. Pfälzerwald, Weserbergland, Süddeutsches Siedlungsland) liegen die Gesamtabflusshöhen großräumig zwischen ca. 200 mm/a und 500 mm/a.

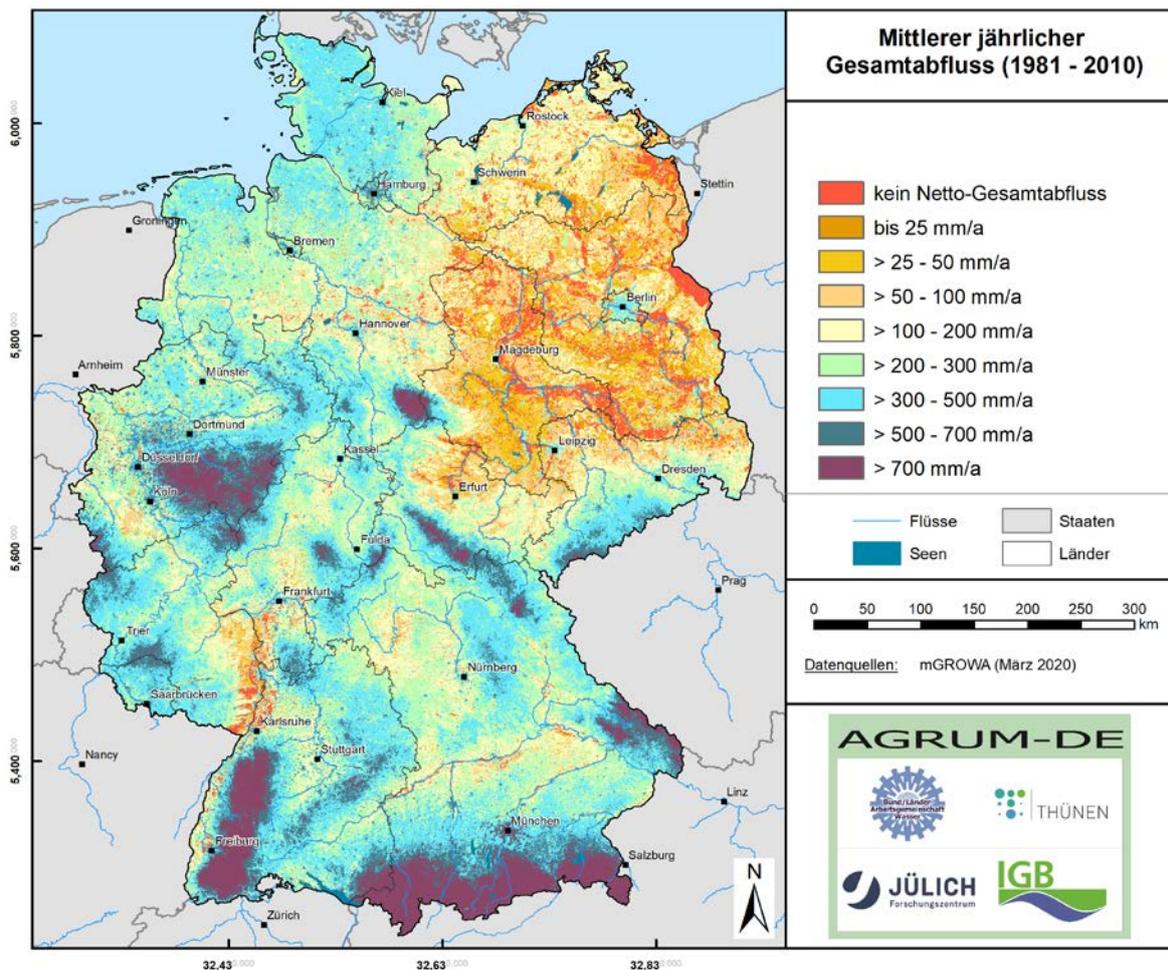


Abbildung 6-3: Mittlere Gesamtabflusshöhe (1981-2010)

In einigen größeren Flusstälern im Mittelgebirgsbereich (Donau, Main, Nahe, Lahn), aber auch im Südtteil der Niederrheinischen Bucht liegen die Gesamtabflusswerte zwischen 100 mm/a und 200 mm/a. Allgemein wirkt sich dort das geringe Niederschlagsdargebot von häufig unter 800 mm/a und eine potentielle Verdunstungshöhe von > 575 mm/a limitierend auf die Gesamtabflusshöhen und damit auf die regional verfügbare Wassermenge aus.

Bedingt durch Niederschläge von weniger als 600 mm/a, treten in den östlichen Bundesländern, aber auch im Oberrheingebiet und Rheinhessen Gesamtabflusshöhen von großräumig weniger als 100 mm/a Gesamtabfluss auf. In den grundwasserbeeinflussten Niederungsregionen des Norddeutschen Tieflandes, untergeordnet auch im Oberrheingebiets wird die reale Verdunstung durch kapillaren Wasseraufstieg aus dem Grundwasser in den durchwurzelten Bodenbereich so stark erhöht, dass Zehrgebiete entstehen, in denen die reale Verdunstung die Gesamtabflusshöhen übersteigt.

An dieser Stelle sei darauf hingewiesen, dass mit den Modellergebnissen die mittlere langjährige Situation dargestellt wird. In Einzeljahren, in denen die Niederschlagshöhe geringer ist als die mittlere langjährige Niederschlagshöhe, kann es in einigen Regionen daher dazu kommen, dass der gesamte Jahresniederschlag für den Verdunstungsprozess „verbraucht“ wird und keine Abflussbildung mehr stattfindet.

6.3 Oberflächenabflusshöhe

In den Kammlagen des Rheinischen Schiefergebirges können sich nach dem in Kap. 2.2 dargestellten Berechnungsansatz aufgrund der relativ hohen Niederschläge großräumig Oberflächenabflusshöhen von bis zu 100 mm/a bilden (Abb. 6-4). In den Hochlagen der Süddeutschen Mittelgebirge (Schwarzwald, Bayerischer Wald) und in den Alpen wird -bedingt durch die hohen Niederschläge- eine Oberflächenabflussbildung von mehr als 450 mm/a berechnet. Für Gebiete mit weniger als 800 mm Jahresniederschlag wird generell eine nur sehr geringe Oberflächenabflussbildung berechnet. Dementsprechend wurden für den Großteil der Fläche Deutschlands irrelevante Oberflächenabflusshöhen ausgewiesen.

An dieser Stelle sei nochmals darauf hingewiesen, dass nur der Oberflächenabfluss für die Nährstoffeinträge in die Oberflächengewässer über Abschwemmung und Erosion beiträgt, der von Flächen stammt, die eine hydraulische Anbindung ans Gewässer haben. Zudem weisen diese Teilflächen eine Hangneigung mehr als 2 % auf, einen hohen Lehmantel im Oberboden, eine landwirtschaftliche Nutzung und keine künstliche Entwässerung. Nur wenn diese Parameter in Kombination auftreten, können die Teilflächen signifikante „Liefergebiete“ für N- und P-Einträge in die Oberflächengewässer über den Oberflächenabfluss darstellen. Für die übrigen Rasterflächen wird angenommen, dass der gebildete Oberflächenabfluss (vgl. Abb. 9-4 nach einer nur kurzen Fließstrecke versickert und somit den Vorfluter nicht erreicht.

Abb. 6-5 zeigt dementsprechend die Oberflächenabflusshöhe ausschließlich für die Teilflächen, die ans Gewässer angebunden sind und die eine Relevanz für den Nährstoffeintrag haben.

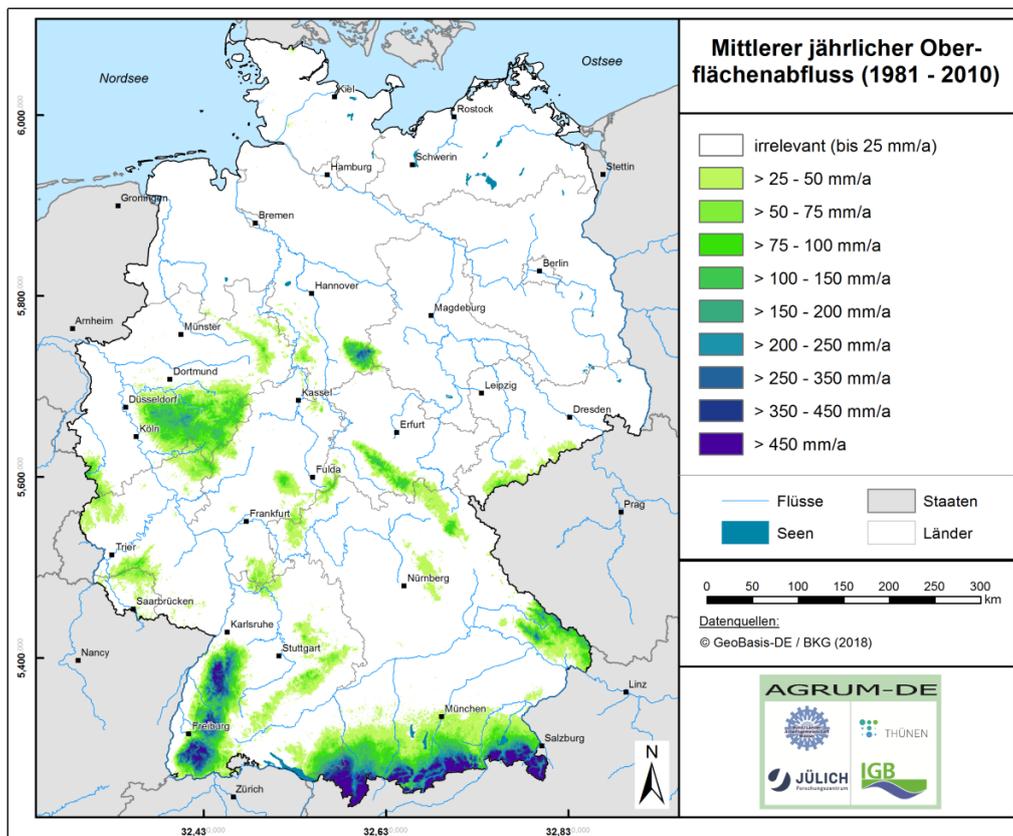


Abbildung 6-4: Mittlere langjährige Oberflächenabflussbildung (1981-2010)

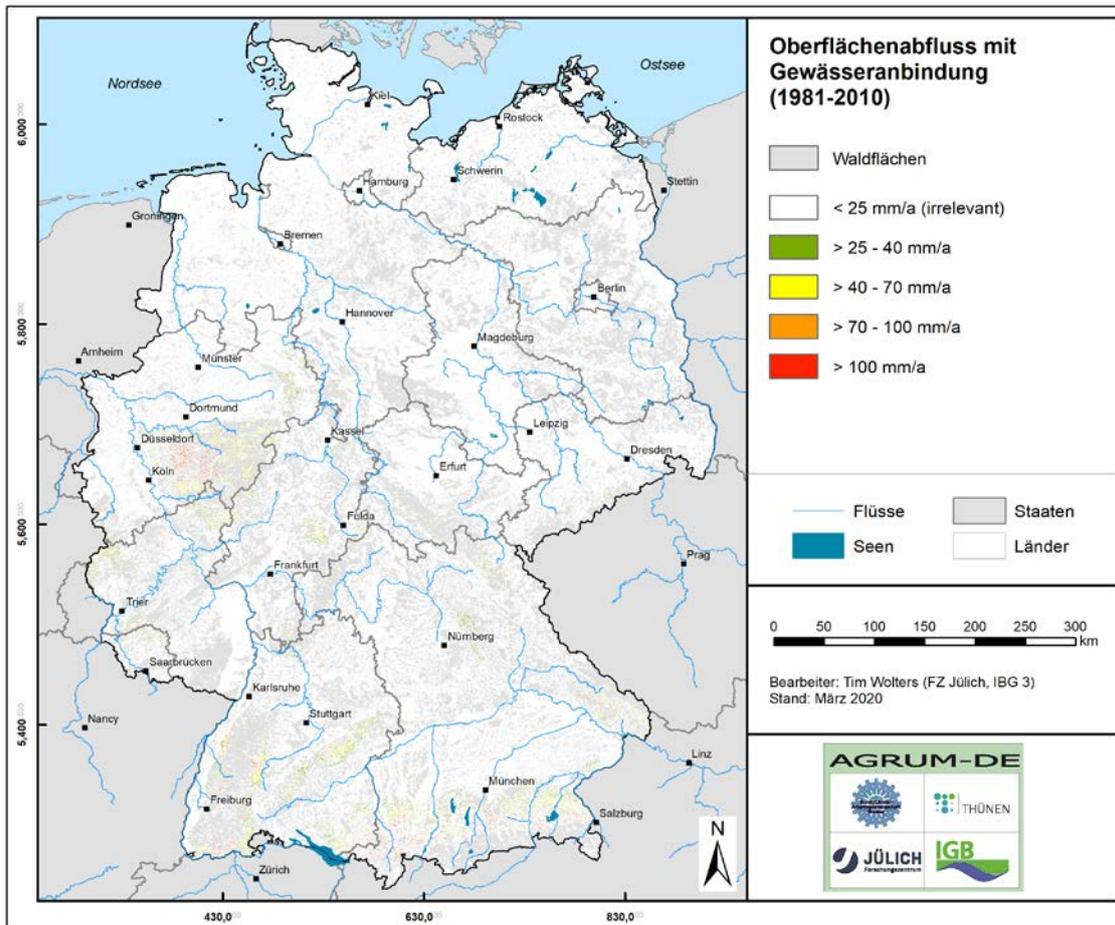


Abbildung 6-5 (Karte noch nicht erstellt): Mittlerer langjähriger Oberflächenabfluss von ans Gewässer angebotenen Teilflächen (1981-2010);

6.4 Höhe des urbanen Direktabflusses

Der urbane Direktabfluss ist ein wichtiger Parameter zur Berechnung der N- und P-Austräge in die Oberflächengewässer über Trenn- und Mischkanalisation. Nach dem in Kap. 2.7 beschriebenen Berechnungsansatz wird die reale Verdunstung bzw. die Abflussbildung in Siedlungsflächen mit Hilfe von zwei unterschiedlich definierten Speicherfunktionen simuliert. Einerseits wird die reale Verdunstung bzw. die Abflussbildung für den unversiegelten Anteil (Boden mit Vegetation oder freie Wasseroberfläche) berechnet. Andererseits wird reale Verdunstung bzw. die Abflussbildung für versiegelte Flächen berechnet. In der Konsequenz wird der Wasserhaushalt auf einer relativ großen Anzahl von Rasterzellen im Modellgebiet entsprechend des durch den Versiegelungsgrad vorgegebenen Flächenverhältnisses anteilig aus zwei Teilergebnissen zusammengesetzt.

Abbildung 6-6 zeigt den mittleren urbanen Direktabfluss nur für den Anteil der Abflussbildung in Siedlungsbereichen, der von den versiegelten Flächen stammt. Hierbei zeigt sich, dass in größeren Siedlungsgebieten durchaus jährliche Direktabflusshöhen von bis zu 400 mm/a auftreten können.

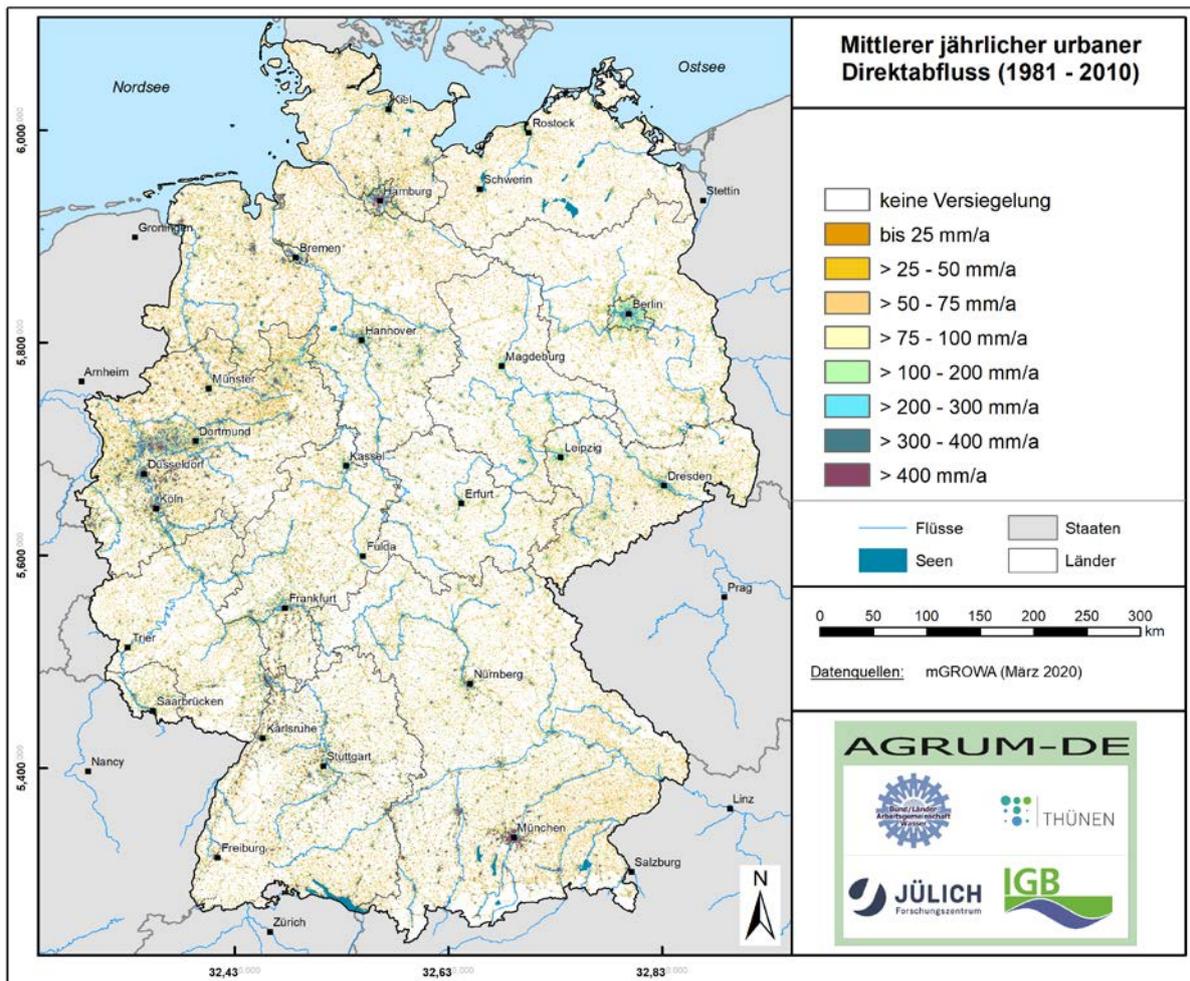


Abbildung 6-6: Mittlerer langjähriger urbaner Direktabfluss (1981-2010)

6.5 Sickerwasserhöhe

Die Differenz aus Gesamtabflusshöhe (Abb. 6-3) und Oberflächenabflusshöhe (Abb. 6-5) und urbanem Direktabfluss (Abb. 6-6) ergibt die Sickerwasserhöhe. Abb. 6-7 zeigt die resultierende räumliche Verteilung der mittleren Sickerwasserhöhen für die Periode 1981-2010. Wie zu erwarten, liegen die ermittelten Sickerwasserhöhen in der gleichen Größenordnung wie die Gesamtabflusshöhen und zeigen auch eine ähnliche räumliche Verteilung. Auf eine ausführliche Beschreibung der Abb. 6-7 wird deshalb verzichtet.

Durch die Sickerwasserhöhe wird der Nitrataustrag aus dem Boden verdünnt. Modellierete Nitratkonzentrationen im Sickerwasser weisen daher je nach Region erhebliche Unterschiede auf, die nicht nur von der Höhe des Nitrataustrags aus dem Boden abhängen. So ist die Verdünnung des gleichen Nitrataustrags aus dem Boden in den Hochlagen der Mittelgebirge (z.B. Rheinischen Schiefergebirge, Schwarzwald) und in den Alpen, d.h. bei Sickerwasserhöhen um (oder sogar über) 700 mm/a, mindestens sieben Mal so hoch wie in weiten Teilen der ostdeutschen Lößböden (Thüringer Beckens, Magdeburger Börde, Leipziger Tieflandsbucht) und in Brandenburg, wo die Sickerwasserhöhe selten 100 mm/a übersteigt.

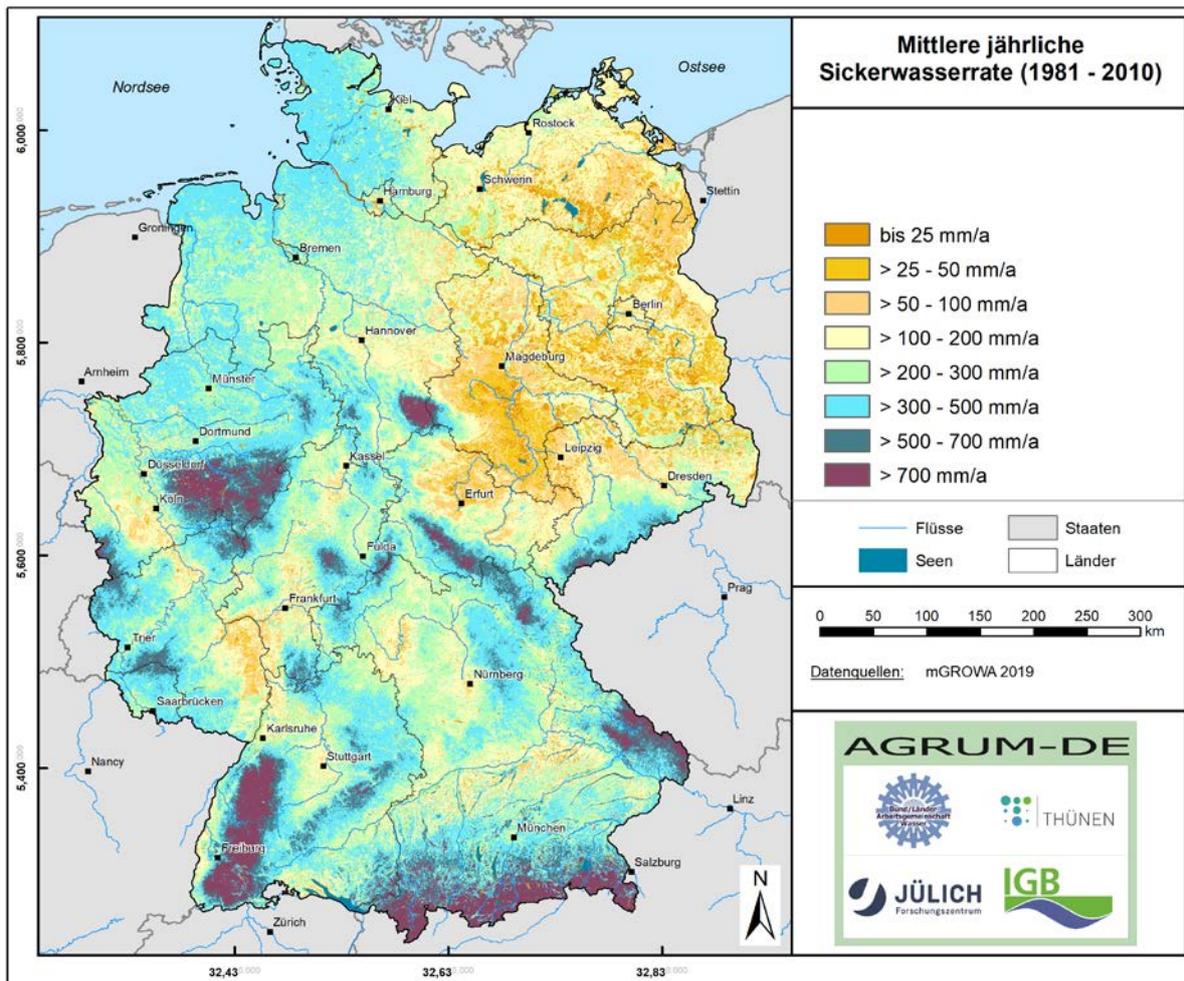


Abbildung 6-7: Mittlere jährliche Sickerwasserhöhe (1981-2010)

6.6 Anteil der Grundwasserneubildung am Gesamtabfluss

Der Eintrag von Stoffen ins Grundwasser bzw. die Oberflächengewässer ist immer an die aus einer Region abfließende Wassermenge gebunden. Die hierbei zentralen Wasserhaushaltskomponenten sind zum einen der Direktabfluss und zum anderen der Grundwasserabfluss, der im langjährigen Mittel weitestgehend der Grundwasserneubildung entspricht. Die Stoffausträge teilen sich dabei nach dem Verhältnis Direktabfluss/Grundwasserneubildung auf. Bei der Modellierung des reaktiven Nitrattransports im Boden und Grundwasser bzw. der der N-Einträge in die Oberflächengewässer über Direktabfluss und Grundwasserabfluss wird hierauf zurückzukommen sein.

Wie in Kap. 2-9 dargestellt erfolgt die Abflusseparation im mGROWA-Modell über grundwasserneubildungsrelevante Standortbedingungen, denen BFI-Werte zugeordnet werden. Abbildung 6-8 zeigt die im Rahmen der mGROWA-Modellierungen verwendete räumliche Verteilung der für die Separation des Gesamtabflusses in die Komponenten des Direktabflusses und der Grundwasserneubildung verwendeten BFI-Werte. Wie Abb. 6-8 zeigt, ergeben sich für Festgesteinsgebiete im Allgemeinen niedrige BFI-Werte, für grundwasserferne Lockergesteinsgebiete dagegen hohe BFI-Werte. I

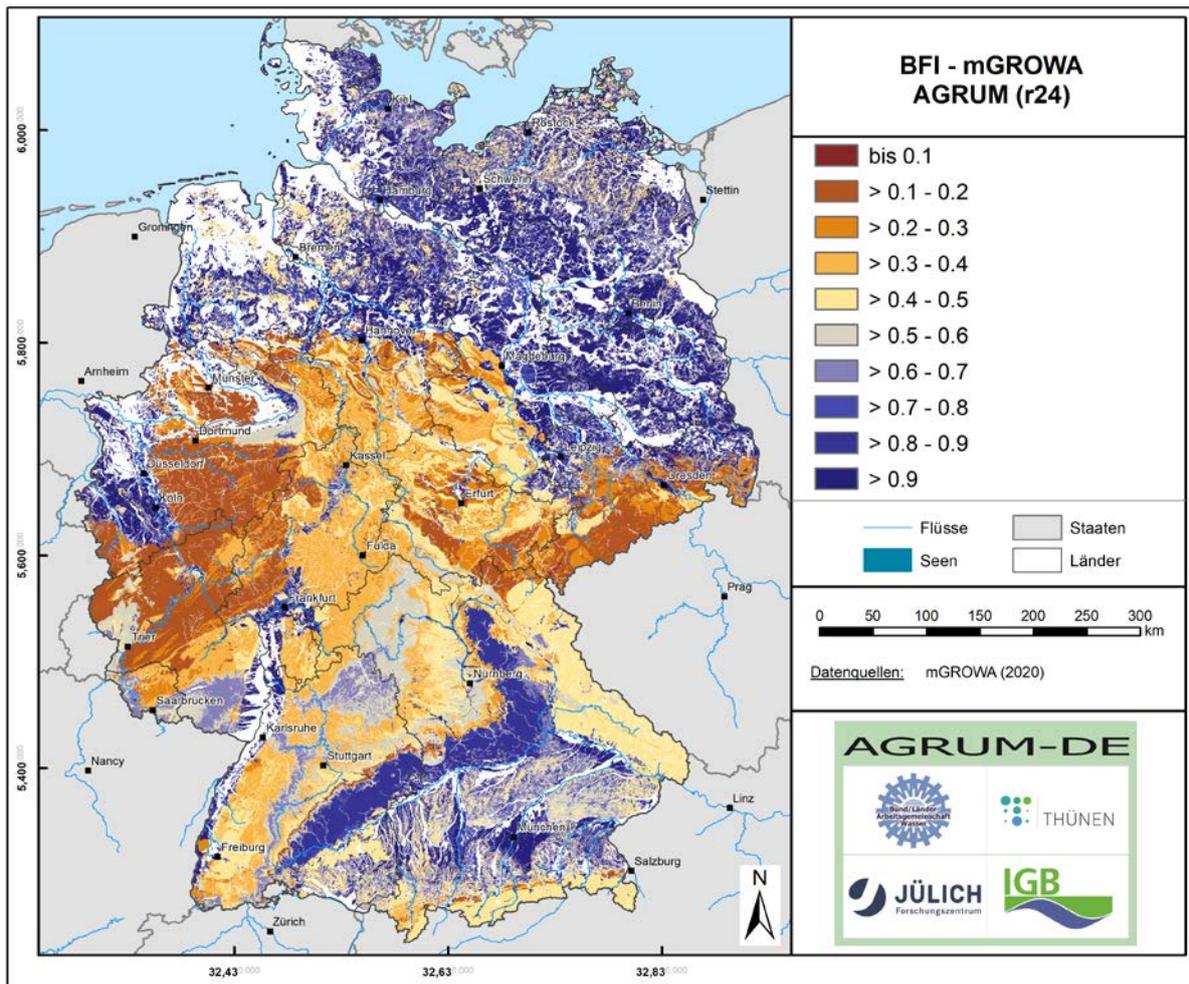


Abbildung 6-8: Base Flow Index zur Separation des Gesamtabflusses in Direktabflusskomponenten und Grundwasserneubildung

Auf den undränierten grundwasserfernen Standorten der Lockergesteinsbereiche, d.h. dort, wo das Sickerwasser ungehindert dem Aquifer zusickern kann, liegt der BFI-Werte generell bei $> 0,8$. Dementsprechend erreichen dort mehr als 80% des Sickerwassers den Aquifer und tragen zur Grundwasserneubildung bei. Dort, wo in grundwasser- oder staunässebeeinflussten Böden Dränagen installiert wurden, sind die BFI-Werte geringer. In Marschgebieten und Niederungsregionen mit oberflächennah anstehendem Grundwasser liegen die BFI-Werte bei $< 0,2$, in staunässebeeinflussten Gebieten in der Regel zwischen 0,4 und 0,8.

Für die mesozoischen Festgesteinsregionen werden im allgemeinen BFI-Werte zwischen 0,2 und 0,6 ausgewiesen, wobei für Karstgebiete mit BFI-werten $> 0,6$ die im Allgemeinen höchsten BFI-Werte ausgewiesen wurden. BFI-Werte $< 0,2$ reflektieren dagegen die geringe Gebirgsdurchlässigkeit der paleozoischen Festgesteinsregionen.

6.7 Grundwasserneubildungshöhe

Die Gesamtabflusshöhe ist im mGROWA-Modell die Grundlage zur Separation der Direktabflussanteile und der Grundwasserneubildungshöhe. Abbildung 6-9 zeigt die räumliche Verteilung der berechneten mittleren Grundwasserneubildungshöhen für die Periode 1981-

2010. Neben den klimatischen Randbedingungen wird die Höhe der Grundwasserneubildung in erster Linie durch die hydrogeologischen Eigenschaften bestimmt.

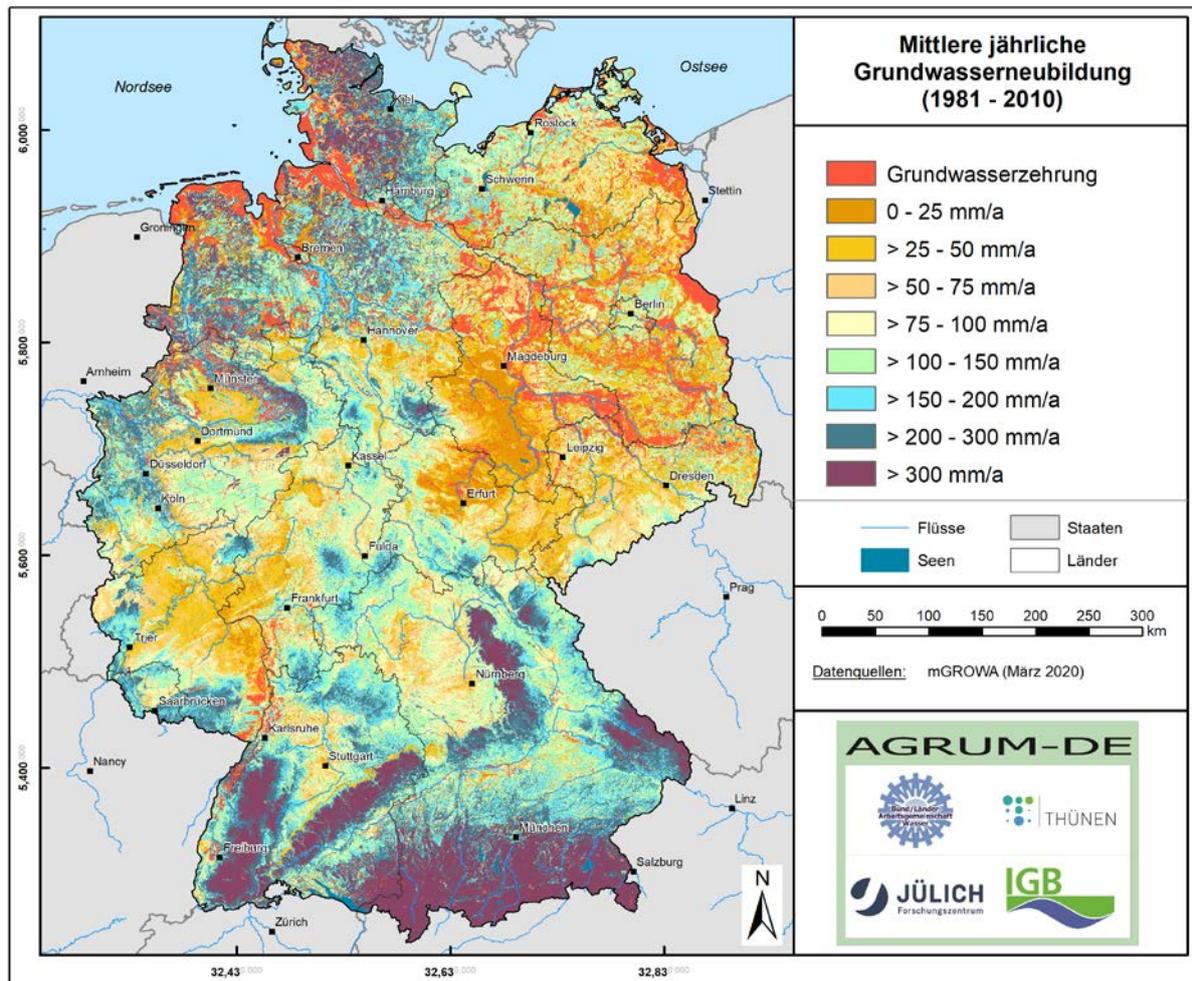


Abbildung 6-9: Mittlere Grundwasserneubildungshöhe (1981-2010)

Die Spanne der Grundwasserneubildungshöhen in Deutschland liegt zwischen weniger als 25 mm/a und mehr als 300 mm/a. Räumlich ausgedehnte Gebiete mit Grundwasserneubildungshöhen über 300 mm/a sind das Alpenvorland sowie die Schwäbisch-Fränkische Alp. Hauptursachen sind dort die hohen Jahresniederschläge von mehr als 1200 mm/a in Kombination mit der hohen Wasseraufnahmefähigkeit der anstehenden Gesteine.

In grundwasserfernen Lockergesteinsregionen (Oberrheingebiet, Niederrheinische Bucht, Norddeutsches Flachland) und einiger größerer Flusstäler kann fast die gesamte nicht verdunstende Wassermenge ungehindert dem Aquifer zusickern. Wenn, wie im Westteil des Norddeutschen Flachlandes, die Niederschlagshöhe ca. 700 mm/a übersteigt, können Grundwasserneubildungsraten von bis zu 300 mm/a erreicht werden. Aber selbst bei geringeren Jahresniederschlägen, wie z.B. in der Niederrheinischen Bucht, kommt es noch zu einer Grundwasserneubildung von 200 mm/a. In den östlichen Bundesländern liegt die Grundwasserneubildungshöhe dagegen selbst auf grundwasserfernen Standorten bei unter 75 mm/a. Hauptgrund ist das geringe Jahresniederschlagsniveau (in vielen Regionen weniger als 600 mm/a).

Die drainierten grundwassernahen Marschgebiete an der Nordseeküste, aber auch viele grundwasserbeeinflusste Niederungsgebiete Ostdeutschlands (z.B. Spree- und Havelniederung, Uckermark) zählen zu den Grundwasserzehrgebieten. In der langjährigen Jahresbilanz übersteigt die Niederschlagshöhe dort durch kapillaren Aufstieg die

verdunstende Wassermenge. Dies bedeutet aber nicht, dass es dort im Jahresverlauf nicht doch phasenweise zu einer Grundwasserneubildung kommen kann, speziell wenn der Grundwasserstand unter das Niveau der Drainage abgesunken ist.

In den meisten Festgesteinsregionen liegen die Grundwasserneubildungshöhen unter 100 mm/a. In den paläozoischen Gesteinsfolgen des Rheinischen Schiefergebirges kommt es trotz hoher Jahresniederschläge aufgrund der geringen Wasserspeicherfähigkeit der Schiefergesteine zu Grundwasserneubildungshöhen, die 75 mm/a nur selten übersteigen. Grundwasserneubildungshöhen in der gleichen Größenordnung wurden für die feinkörnigen mesozoische Gesteinsfolgen (z.B. Mergelgesteine des Münsterländer Beckens) ausgewiesen. Auch im Süddeutschen Schichtstufenland und im Thüringer Becken sind Grundwasserneubildungshöhen von weniger als 75 mm/a weit verbreitet, in diesen Regionen jedoch hauptsächlich bedingt durch das geringe Niederschlagsniveau.

6.8 Höhe des natürlichen Zwischenabflusses und Drainageabflusses

Im mGROWA-Modell werden die über die Bodenpassage entwässernden Direktabflussanteile getrennt für die Abflusskomponenten „natürlicher Zwischenabfluss“ und „Abfluss aus Drainagesystemen“ ausgewiesen. In Abbildung 6-10 und Abbildung 6-11 werden die berechneten mittleren Direktabflüsse über den natürlichen Zwischenabfluss bzw. über Dränagen einander vergleichend gegenübergestellt. Die regional unterschiedliche Relevanz dieser beiden Direktabflusskomponenten für den Nährstoffaustrag wird auf diese Weise sehr gut zum Ausdruck gebracht.

Die in der Festgesteinsregion vorherrschende und dort fast überall auftretende Direktabflusskomponente ist der natürliche Zwischenabfluss (Abb. 6-10). Der Zwischenabfluss ist besonders in den humiden, bergigen Regionen der Festgesteinsregionen bedeutsam. Zur Bildung von natürlichem Zwischenabfluss kommt es dort, wo das Sickerwasser vor Erreichen des Grundwasserleiters eine wasserundurchlässige Schicht erreicht, so dass es lateral in der ungesättigten Zone abfließt bis es ein Oberflächengewässer erreicht.

Mit fast flächendeckend auftretenden natürlichen Zwischenabflusshöhen von 700 mm/a und mehr treten hierbei die Kammlagen des Rheinischen Schiefergebirges, des Harzes, des Schwarzwaldes und der Alpen deutlich hervor. Deutlich geringere Höhen des natürlichen Zwischenabflusses von weniger als 300 mm/a treten aufgrund der hohen Anteile an Grundwasserneubildung im Bereich der mesozoischen Gesteinsfolgen (z.B. Süddeutsches Schichtstufenland, Weserbergland) auf.

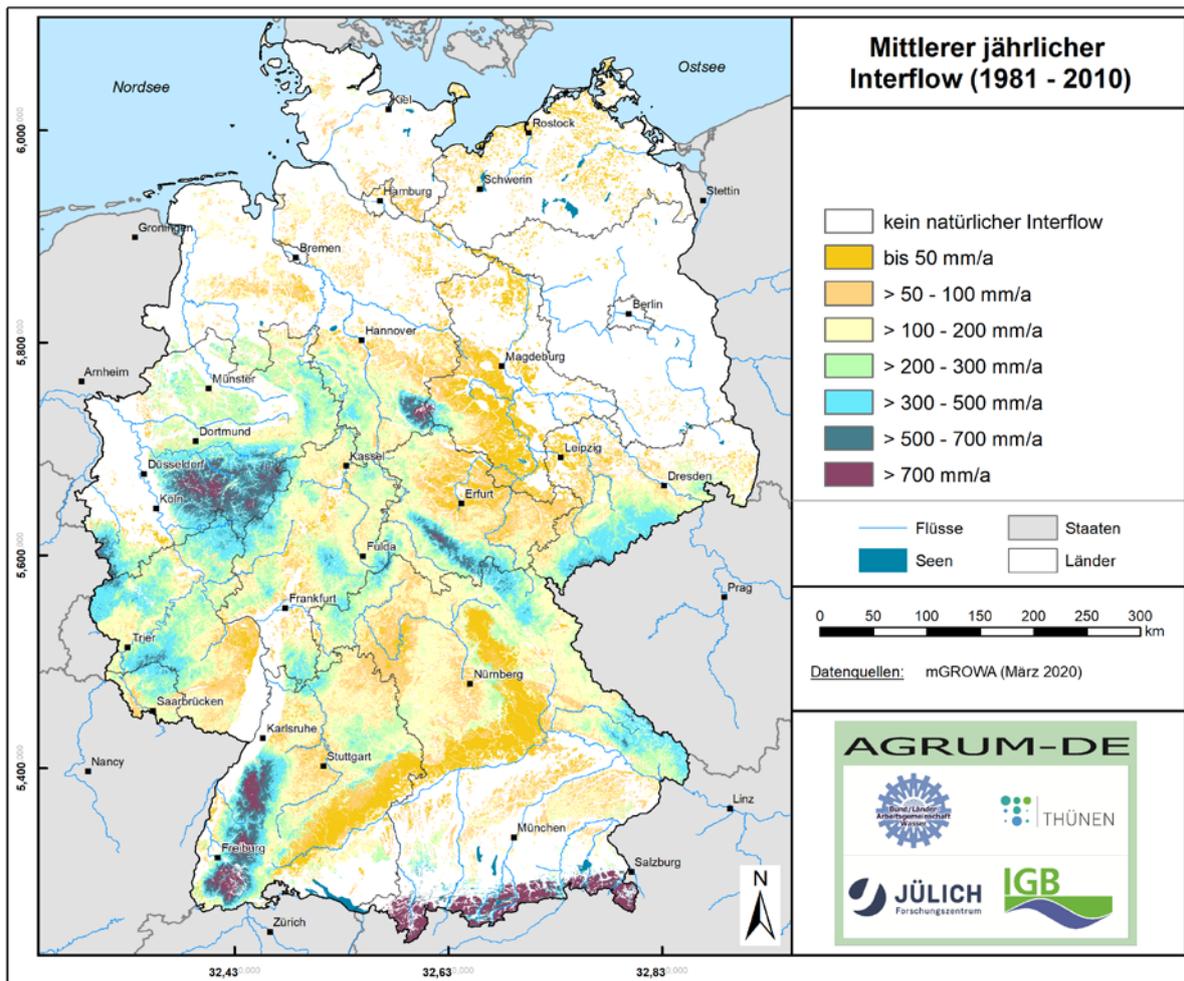


Abbildung 6-10: Mittlerer Direktabfluss über den natürlichen Zwischenabfluss (1981-2010)

Vor allem in den im Windschatten der Mittelgebirge liegenden Landesteilen (z.B. Rheinhessen, Oberrheingebiet, Niederrheinische Bucht, Thüringer Becken), sowie dort, wo verkarstete Karbonatgesteine auftreten, liegen die Zwischenabflusshöhen bei verbreitet weniger als 50 mm/a auf. In den Gebieten, die in Abb. 9-10 in weiß dargestellt sind, trägt der Gesamtabfluss entweder ausschließlich zur Grundwasserneubildung bei, oder aber es kommt zu Gebietsentwässerung über Drägen.

Die in der Lockergesteinsregion vorherrschende Direktabflusskomponente ist der Dränabfluss. Unter diesem Oberbegriff werden alle durch anthropogene Eingriffe geschaffene künstliche Abflusswege (Grabendränage, Rohrdränage) bezeichnet. Hydraulisch wirkt diese Abflusskomponente ähnlich wie der Zwischenabfluss, d. h. ein Vorfluter wird mit nur geringer Zeitverzögerung nach einem abflussauslösenden Niederschlagsereignis erreicht.

In Abbildung 6-11 sind die berechneten mittleren Direktabflüsse über Drainagesysteme dargestellt. Es zeigt sich, dass diese Abflusskomponente vor allem im Norddeutschen Flachland auftritt. In den nordwestdeutschen Niederungsregionen und Marschgebiete können Dränabflüsse von 350 mm/a und mehr auftreten. Bedingt durch die hohen Niederschläge kommt es daneben kleinregional im Alpenvorland (Allgäu) zu Dränabflusshöhen in dieser Größenordnung. Nach Osten hin nimmt die Höhe des Dränabflusses im Norddeutschen Flachland ab und liegt in den Niederungsregionen von Spree und Havel bei weniger als 150 mm/a, im Oderbruch bei weniger als 100 mm/a.

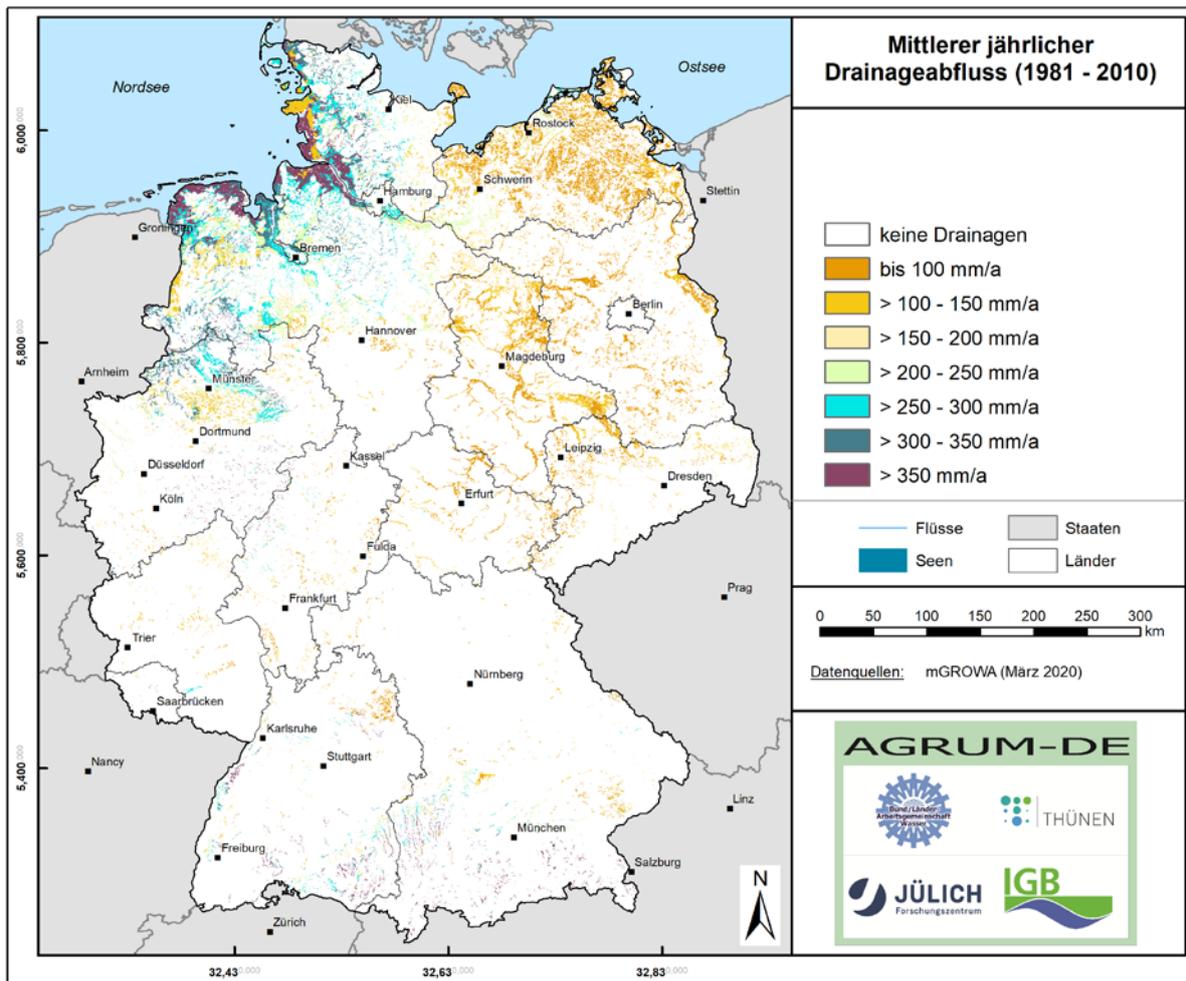


Abbildung 6-11: Mittlerer Direktabfluss über Drainagesysteme (1971-2000)

Wie schon in Kap. 5-5 erwähnt, wurde die Ableitung der potenziell gedränten Flächen basierend auf dem räumlich höher aufgelösten Bodendatensatz der BÜK 200 erneut vorgenommen. Jedoch ergaben sich hierdurch keine grundlegenden Änderungen zu den Gebietskulissen, die auf Basis der BÜK 1000 abgeleitet wurden. Selbst die räumliche Auflösung der BÜK 200 erscheint somit maßstabsbedingt zu gering um gedränte Gebiete in ihrer Kleinflächigkeit bei der Modellierung angemessen zu repräsentieren.

6.9 Modellvalidierung

Um Aussagen darüber treffen zu können, inwiefern die berechneten Wasserhaushaltsgrößen den tatsächlich vorliegenden Abflussverhältnissen entsprechen, wurde eine Validitätsüberprüfung durchgeführt. Hierzu kommen grundsätzlich verschiedene Verfahren in Frage. Die zuverlässigste Art der Validierung von Sickerwasserhöhen ist z.B. der Vergleich der Modellergebnisse an möglichst vielen über Lysimeterversuche ermittelten Sickerwasserraten. Für eine landes- oder bundesweite Betrachtung ist diese Art der Validierung jedoch nicht praktikabel, da in der Regel nicht genügend Lysimeterstationen zur Verfügung stehen, um statistisch abgesicherte Aussagen für die auftretenden Standortkombinationen treffen zu können.

Aus diesem Grunde wird die Zuverlässigkeit der mit mGROWA berechneten Abflusshöhen durch einen Vergleich mit den an Pegeln gemessenen Abflüssen überprüft. Wie in Kap. xx

beschrieben, wurden hierzu von der Bundesanstalt für Gewässerkunde (BFG) 445 Abflusszeitreihen (1980-2010) bereitgestellt. Die Bestimmung der zugehörigen Einzugsgebietsgrenzen erfolgte am FZJ durch die aufwendige, in Kap. 5-10 beschriebene GIS-basierte Analyse des digitalen Höhenmodells DGM25.

6.9.1 Validitätsüberprüfung der berechneten Gesamtabflusshöhen

Die Validierung wird bei verschachtelten Einzugsgebieten dabei immer bezogen auf das Gesamtgebiet des jeweiligen Pegels durchgeführt. Zunächst wird eine Verschneidung der pegelbezogenen Einzugsgebiete mit den vom mGROWA-Modell flächendifferenziert berechneten Gesamtabflusshöhen vorgenommen. Die einzelnen Werte der Rasterzellen werden dann über die jeweiligen Einzugsgebiete integriert und mit den gemessenen Abflusshöhen verglichen. Wenn sich für eine hinreichend große Anzahl von Einzugsgebieten eine befriedigende Übereinstimmung ergibt, kann man davon ausgehen, dass mit dem zugrundeliegenden Modell repräsentative Aussagen erzielt wurden.

Die für die Zeitreihe 1981-2010 berechneten Gesamtabflusshöhen wurden zunächst mit den Mittelwerten der mittleren Tagesabflüsse (MQ) der gleichen Zeitreihe für alle 299 pegelbezogenen Einzugsgebiete verglichen (Abbildung 6-12). Für die meisten Teileinzugsgebiete liegen die Differenzen von berechneten und gemessenen Werten bei weniger als 20 %.

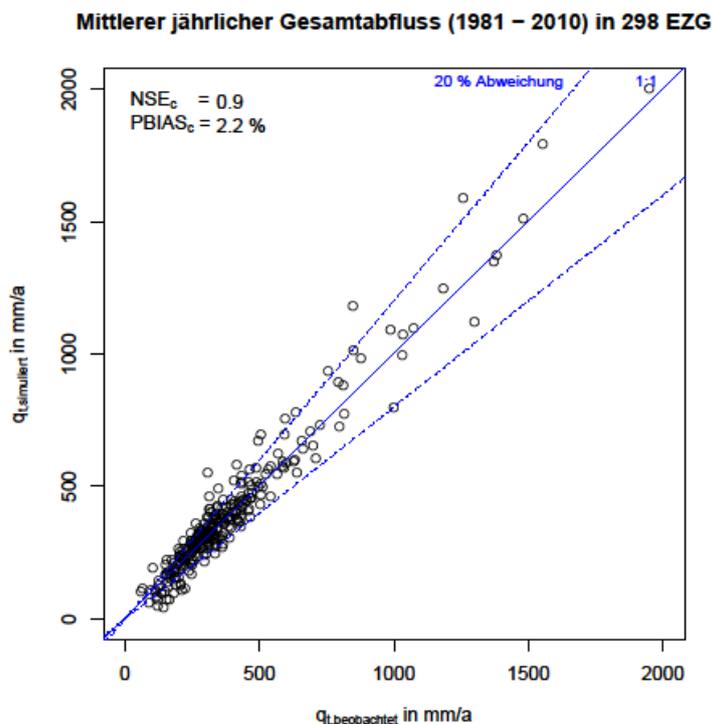


Abbildung 6-12: Plausibilitätsüberprüfung der berechneten mittleren Gesamtabflusshöhen (1981-2010) für alle 299 vorselektierten Einzugsgebiete

Da kleine Einzugsgebiete an den Oberläufen der Flusssysteme meist weniger anthropogen beeinflusst sind, eignen sich solche Einzugsgebiete am besten für die Beurteilung der Parametrisierung der mGROWA-Modellierung. Die nachfolgende Abbildung 6-13 zeigt das Ergebnis der Gegenüberstellung der simulierten und beobachteten Gesamtabflusshöhen für die Einzugsgebiete kleiner $< 1000 \text{ km}^2$.

Wie durch eine NSE von 0.92 belegt, zeigt sich beim Gesamtabfluss eine sehr gute Modellperformance. Der PBIAS deutet zwar mit -3.6 % auf eine leichte Überschätzung der

modellierten Werte hin, jedoch stellt die Anpassung des Modells an die beobachteten Werte eine im Rahmen der zur Verfügung stehenden Daten sowie hinsichtlich der Größe und Heterogenität des betrachteten Untersuchungsgebiets eine sehr gute Übereinstimmung dar. Festzuhalten bleibt, dass mit dem mGROWA – Modell flächendeckend für Deutschland realistische Gesamtabflusshöhen bilanziert werden.

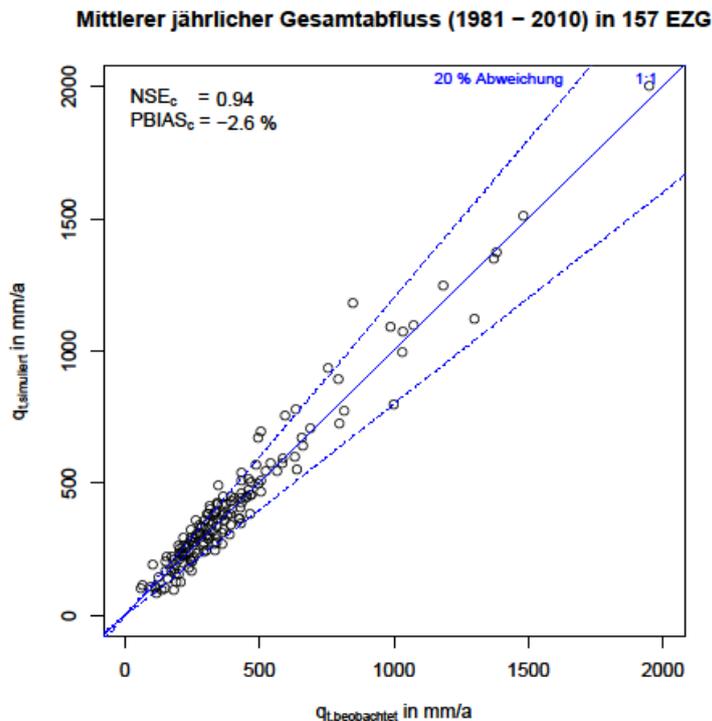


Abbildung 6-13: Plausibilitätsüberprüfung der berechneten mittleren Gesamtabflusshöhen (1981-2010) für alle Einzugsgebiete kleiner 1000 km² (N=157)

6.9.2 Validierung der berechneten Grundwasserneubildungshöhen

Da sich Unschärfen in der Wasserhaushaltsmodellierung auf die Bedeutung einzelner Eintragspfade bzw. bei der weiteren Modellierung im Hinblick auf die N- und P-Einträge in die Vorfluter auswirken, stellen die berechneten Anteile der Grundwasserneubildung bzw. der Anteile aus Dränagen und über den natürlichen Zwischenabfluss eine bedeutsame Größe dar. Der Validitätsüberprüfung der ermittelten Grundwasserneubildungshöhen (und damit indirekt auch der Abflussanteile Dränagen und natürlicher Zwischenabfluss) wurde deshalb besondere Aufmerksamkeit geschenkt.

Bei der Validierung der Grundwasserneubildung ist zunächst zu beachten, dass sich die Streubeträge von Fehlern zweier Teilmodelle (Gesamtabflusses, Separation der Abflusskomponenten) überlagern. Die Anpassung der Grundwasserneubildungshöhe an die gemessenen MoMNQ-Werte fällt deshalb immer etwas geringer aus, als die Anpassung der Gesamtabflusshöhen an die MQ-Werte. Pegel, bei denen bereits der Gesamtabfluss in der Größenordnung um 20% vom beobachteten MQ-Wert abweicht, weisen dadurch bei den MoMNQ-Werten in der Regel ebenfalls Abweichungen von mehr als 20% auf.

In vielen Regionen Deutschlands kommt hinzu, dass die Grundwasserneubildungshöhen unter 100 mm/a liegen. Schon eine geringe Abweichung zum langjährigen MoMNQ-Wert reicht also aus, um für den berechneten Wert eine Abweichung von mehr als 20% auszuweisen. Bei einem gemessenen MoMNQ-Wert von 50 mm/a wird die 20%-Linie für das betreffende Einzugsgebiet schon bei berechneten mittlere langjährigen Grundwasserneubildungshöhen von 40 mm/a bzw. 60 mm/a überschritten. In der Wasserhaushaltsmodellierung ist eine Unter-

/Überschätzung eines Messwertes von 10 mm/a im Allgemeinen jedoch eine gute Übereinstimmung. Abbildung 6-14 zeigt das Ergebnis der Validierung der Grundwasserneubildungshöhen für alle 299 pegelbezogenen Einzugsgebiete.

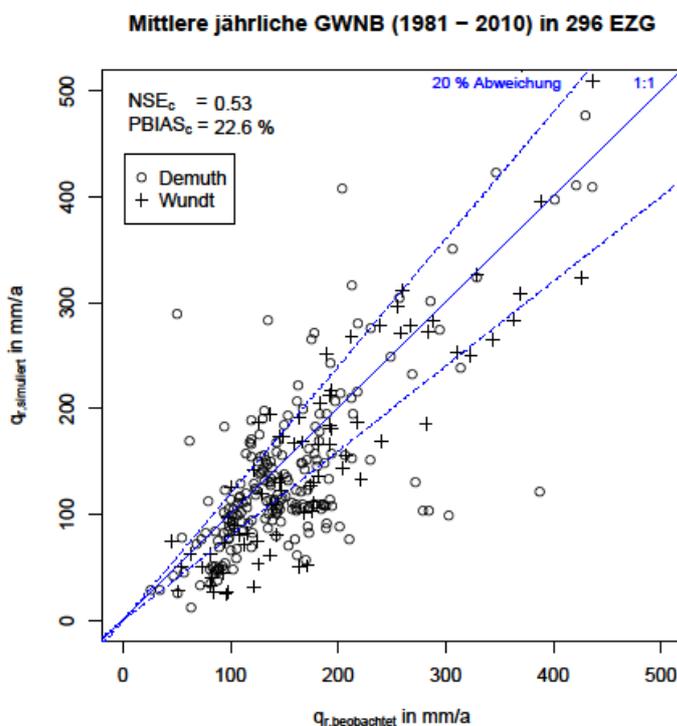


Abbildung 6-14: Validierung der berechneten Grundwasserneubildungshöhen (1981-2010) für alle 299 vorselektierten pegelbezogenen Einzugsgebiete

Die Validierung für alle 299 vorselektierten pegelbezogenen Einzugsgebiete zeigt für die Grundwasserneubildungshöhen in vielen Teileinzugsgebieten Differenzen zwischen den berechneten und den gemessenen Werten von mehr als 20 %.

Auch bei der Grundwasserneubildung erfolgte eine Gegenüberstellung der simulierten und beobachteten Grundwasserneubildungshöhen für die Einzugsgebiete kleiner < 1000 km². (Abb. 6-15). Wie zu erwarten, liegt der NSE mit 0.43 und der PBIAS mit 30.3% schlechter als beim Gesamtabfluss.

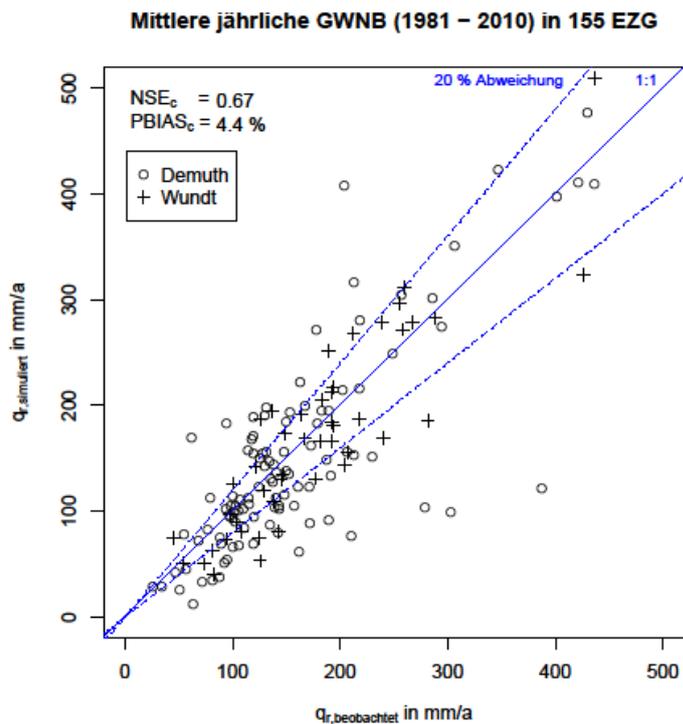


Abbildung 6-14: Validierung der berechneten Grundwasserneubildungshöhen (1981-2010) für alle pegelbezogenen Einzugsgebiete kleiner 1000 km²

Beim derzeitigen Bearbeitungsstand lassen sich größere Abweichungen zwischen Beobachtungswerten und Simulationsergebnissen generell nur noch durch verbesserte Datengrundlagen und/oder verbesserte BFI-Werte beheben.

7 Aktueller Stickstoffeintrag ins Grundwasser und die Oberflächengewässer aus diffusen Quellen

7.1 Stickstoffflächenbilanzüberschuss (RAUMIS-Modellergebnis)

Um sicher zu stellen, dass für Wald- und Siedlungsflächen keine N-Bilanzüberschüsse der Landwirtschaft in die Modellierung der diffusen N-Einträge in das Grundwasser und die Oberflächengewässer eingehen, wurden die vom Thünen-Institut auf Gemeindeebene vorliegenden Stickstoffbilanzüberschüsse aus der Landwirtschaft in einem nächsten Schritt auf die landwirtschaftliche Nutzfläche (LN) disaggregiert. Dabei wurden die Objektkategorien „Ackerlandnutzung“ und „Grünlandnutzung“ unterschieden. In 7-1 wird die räumliche Verteilung der Stickstoffflächenbilanzüberschüsse für das 3-Jahresmittel 2014-2016 dargestellt.

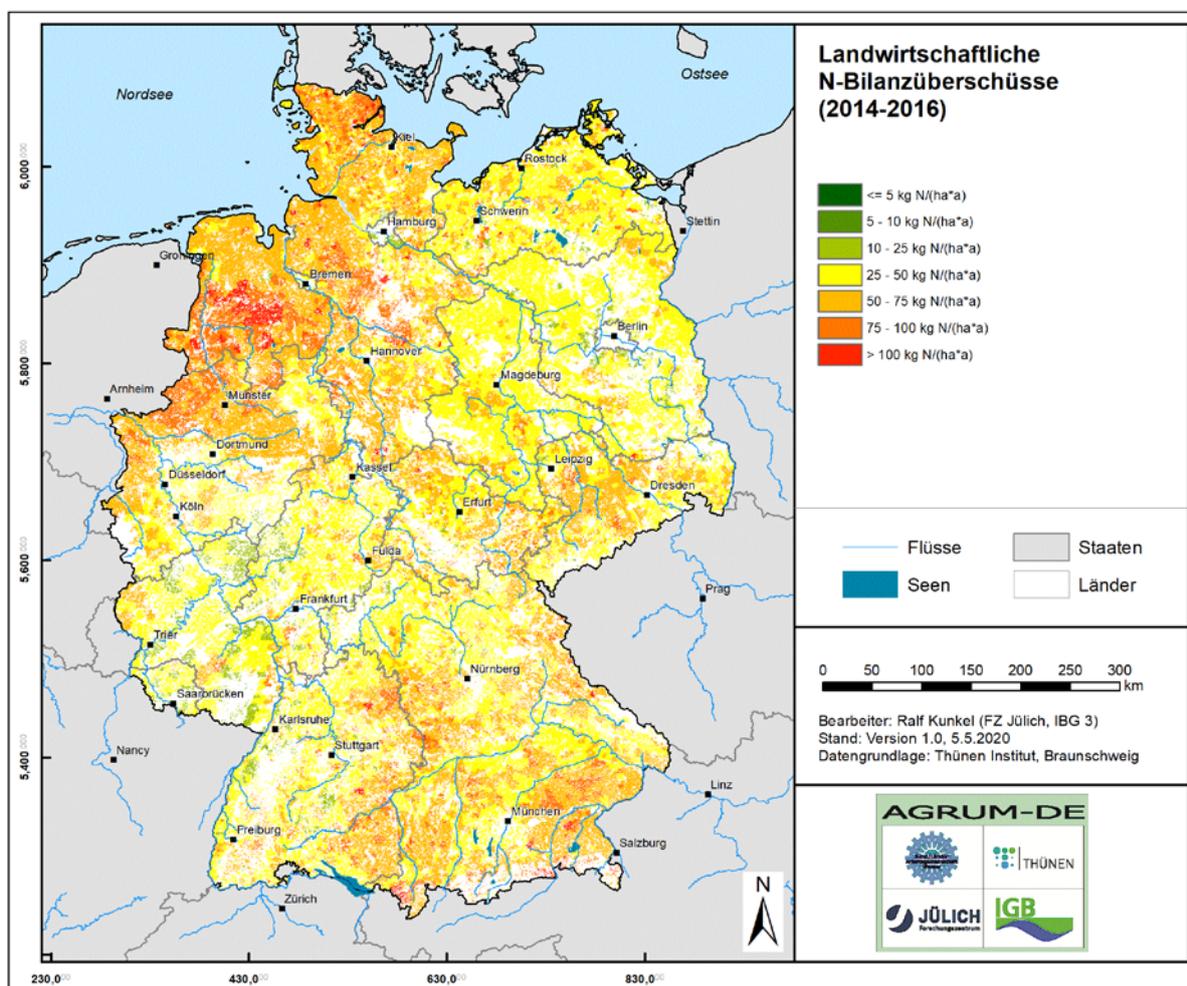


Abbildung 7-1: Stickstoffflächenbilanzüberschuss (in kg/ha LF)

N-Bilanzüberschüsse unter 25 kg N/ha a bleiben auf Mittelgebirgsregionen mit extensivem Grünland beschränkt. N-Bilanzüberschüsse zwischen 25 und 50 kg N/ha a finden sich überwiegend in den Regionen mit Ackerbau und geringer Tierhaltung. Hier wird der Düngebedarf überwiegend durch mineralischen Dünger gedeckt, der im Vergleich zum Wirtschaftsdünger eine höhere Düngeeffizienz aufweist. Durch die Abfuhr über das Erntegut und eine niedrige Zufuhr über Wirtschaftsdünger und Gärreste bleiben die Nährstoffüberschüsse in der Regel gering. N-Bilanzüberschüsse mit Werten von über 50 bis

über 100 kg N/ha a sind einerseits dort zu beobachten, wo durch die Tierhaltung größere Mengen organischer Nährstoffe dem Boden zugeführt, aber durch die Pflanzenproduktion nicht hinreichend Nährstoffe abgeführt werden. N-Bilanzüberschüsse in dieser Größenordnung treten andererseits in den Gemeinden mit einem hohen Anteil an Sonderkulturflächen auf. Die Gesamthöhe der Stickstoffflächenbilanzüberschüsse liegt bei rund 995.652 t N für das 3-Jahresmittel 2014-2016.

7.2 Atmosphärischen Deposition

In landwirtschaftlich genutzten Regionen stellen atmosphärische Stickstoffeinträge über die trockene und nasse Deposition eine weitere diffuse Eintragsquelle dar. In bewaldeten Regionen ist die atmosphärische Deposition neben dem Stoffumsatz im Boden die wichtigste diffuse N-Quelle für Stickstoffeinträge ins Grundwasser und die Oberflächengewässer. Als atmosphärische N-Deposition wurden die im Auftrag des UBA im Rahmen des PINETI-3-Projektes von Schaap et al. (2018) ermittelten Werte berücksichtigt. Abbildung 9-2 zeigt die regionale Verteilung der durch atmosphärische Deposition eingetragenen Stickstoffmengen für die Referenzperiode 2013-2015.

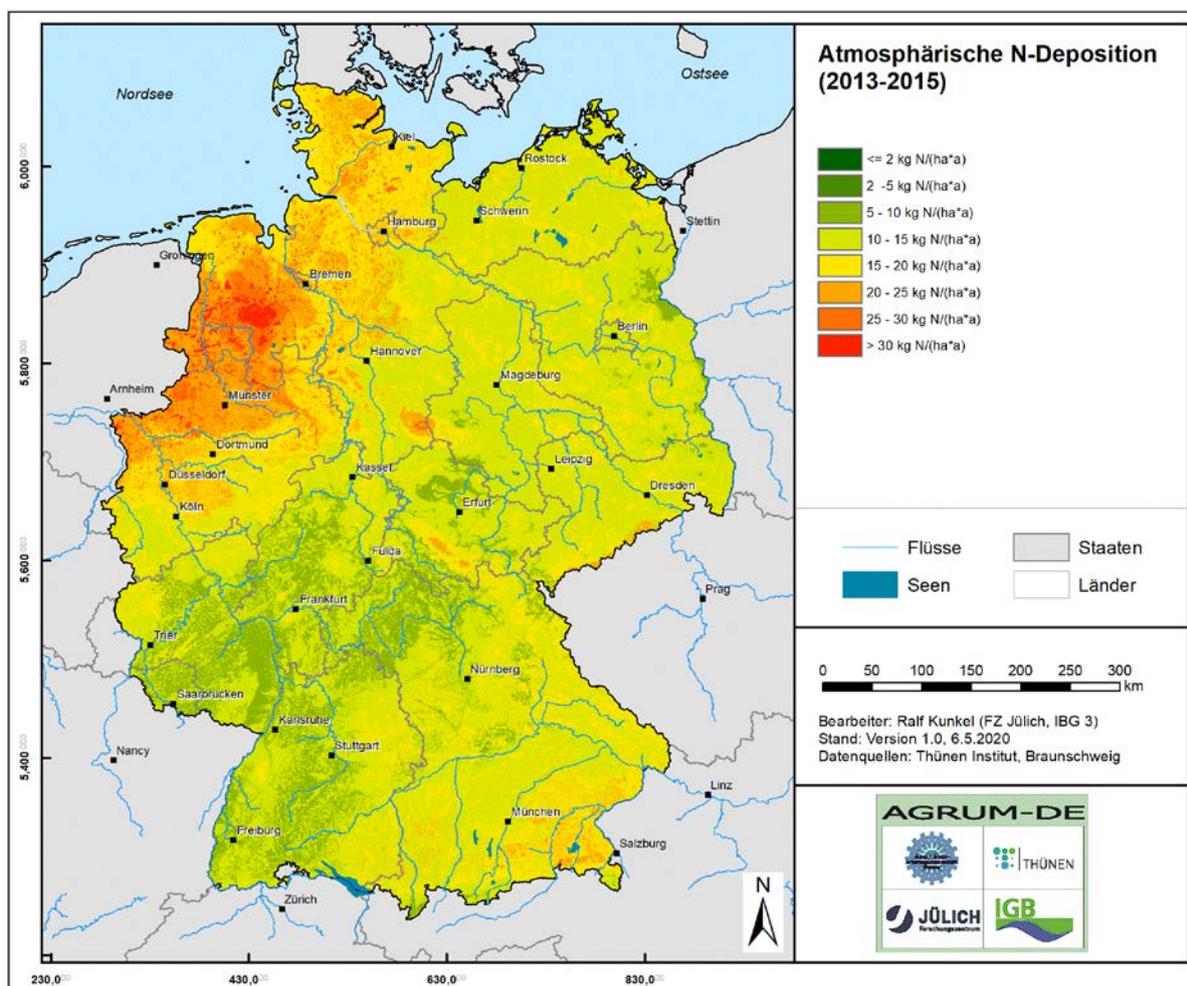


Abbildung 7-2: Atmosphärische N-Deposition

Eine atmosphärische N-Deposition von mehr als 20 kg N/(ha-a) tritt flächendeckend in den nordwestdeutschen Regionen mit hoher Viehbesatzdichte sowie in den Kammlagen der Mittelgebirge mit größeren bewaldeten Bereichen und hohen Niederschlägen auf. Mit

abnehmender Viehbesatzdichte und abnehmenden Niederschlägen nimmt die atmosphärische N-Deposition nach Osten auf Werte zwischen 10 und 15 kg N/(ha·a) ab. Nach Südwesten nehmen die Werte auf 5 -10 kg N/(ha·a) ab. Südöstlich einer Linie Stuttgart – Nürnberg liegen die Werte dann fast flächendeckend wieder bei mehr als 10 kg N/(ha·a) und erreichen in Südostbayern Werte von mehr als 20 kg N/(ha·a). Aufsummiert über die gesamte Landesfläche liegt die atmosphärische N-Deposition bei ca. 523.031 t N/a. Die Höhe der atmosphärischen N-Deposition liegt damit in einer Größenordnung, die bei der N-Austragsmodellierung einen nicht zu unterschätzenden Faktor darstellt. Zwar ist die absolute Höhe der atmosphärischen N-Deposition pro Flächeneinheit (hier 100m x 100m Raster) gering, jedoch handelt es sich im Gegensatz zu den Flächenbilanzüberschüssen der Landwirtschaft um eine landesweit wirksame N-Quelle.

7.3 Verlagerbarer N-Eintrag in den Boden

Der N-Überschuss im Boden entspricht aber nicht nur der Summe von N-Bilanzüberschüssen aus der Landwirtschaft und atmosphärischer Deposition. Zusätzlich ist die N-Festlegung im Boden zu berücksichtigen. Bei deren Ermittlung wird davon ausgegangen, dass es unter Grünland und Wald zu einer nennenswerten N-Speicherung (N-Immobilisierung) im Boden kommt. Diese N-Immobilisierung wurde im Modelllauf für die auf der 6. Beiratssitzung am 30. 06.2020 präsentierten Ergebnisse für Grünland bei 30% der Summe aus N-Bilanzüberschüssen aus der Landwirtschaft und atmosphärischer Deposition angesetzt. Bei der Neumodellierung im 4. Quartal 2020 wird im Rahmen von Ankalibrierungen überprüft, ob für Laubwald und Nadelwald möglicherweise ebenfalls eine N-Immobilisierung zu berücksichtigen ist.

Bei ackerbaulich genutzten Böden wird dagegen davon ausgegangen, dass die Böden durch die jahrelange Düngung eine N-Sättigung aufweisen, so dass die N-Gehalte in der Bodensubstanz des Oberbodens nahezu konstant bleiben. Die N-Überschüsse im Boden ackerbaulich genutzter Böden entsprechen dann genau dem nicht von der Erntesubstanz aufgenommen N-Eintrag (N-Überschüsse der Landwirtschaft und atmosphärische Deposition). Abbildung 7-3 zeigt zusammenfassend die Summe der N-Überschüsse aus der Düngung, dem Stoffumsatz im Boden und der atmosphärischen Deposition.

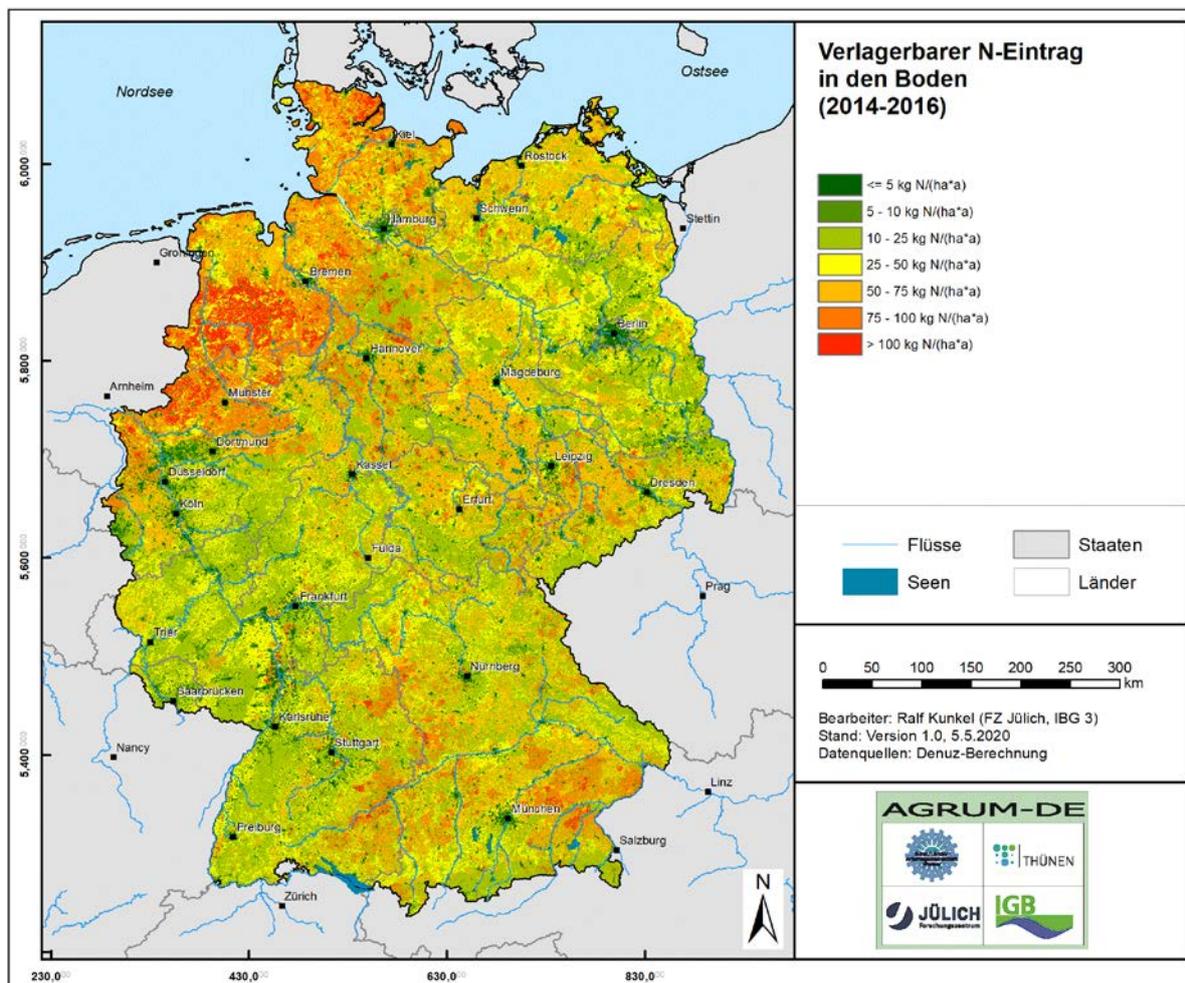


Abbildung 9-3: Verlagerbarer N - Eintrag in den Boden

Aufsummiert über die Landesfläche liegt der verlagerbare N-Eintrag in den Boden bei ca. 1.333.887 t N/a. In den Landesteilen mit hohem Waldanteil liegt der verlagerbare N-Eintrag in den Boden zwischen 10 und 25 kg N/ha a. Dort, wo der Viehbesatz hoch ist, wie z.B. in der Westeifel, übersteigen die Werte 50 kg N/ha a. In den überwiegend ackerbaulich genutzten Gebieten bleibt der N-Überschuss im Boden erhalten, so dass die Werte des verlagerbaren N-Eintrags in den Boden aufgrund der geringen atmosphärischen Deposition ebenfalls zwischen 25 und 50 kg N/ha a liegen.

7.4 Nitratabbau im Boden und Stickstoffausträge aus dem Boden

7.4.1 Denitrifikationsbedingungen in der durchwurzelter Bodenzone

Wie in Kapitel 4.2 beschrieben, erfolgt die Ermittlung des Nitratabbaus im Boden mit dem DENUZ-Modell (Köhne und Wendland, 1992; Kunkel u. Wendland, 2006), dem eine Michaelis-Menten-Kinetik zu Grunde liegt. Für die Differenzierung des Nitratabbauvermögens im Boden wurde auf die Ergebnisse vorliegender Studien zurückgegriffen, in denen die Nitratabbaueigenschaften von Böden auf Basis von Bodenkarten 1:50.000 ausgewiesen wurden (vgl. z.B. Wendland et al., 2020; Kuhr et al., 2014; Tetzlaff et al., 2017; Ackermann et al., 2015; Heidecke et al., 2015). Dabei wurden in Abhängigkeit vom Bodentyp und der

Grundwasser- und Staunässebeeinflussung fünf Klassen unterschiedlicher Denitrifikationsraten unterschieden (siehe Abb. 7-4).

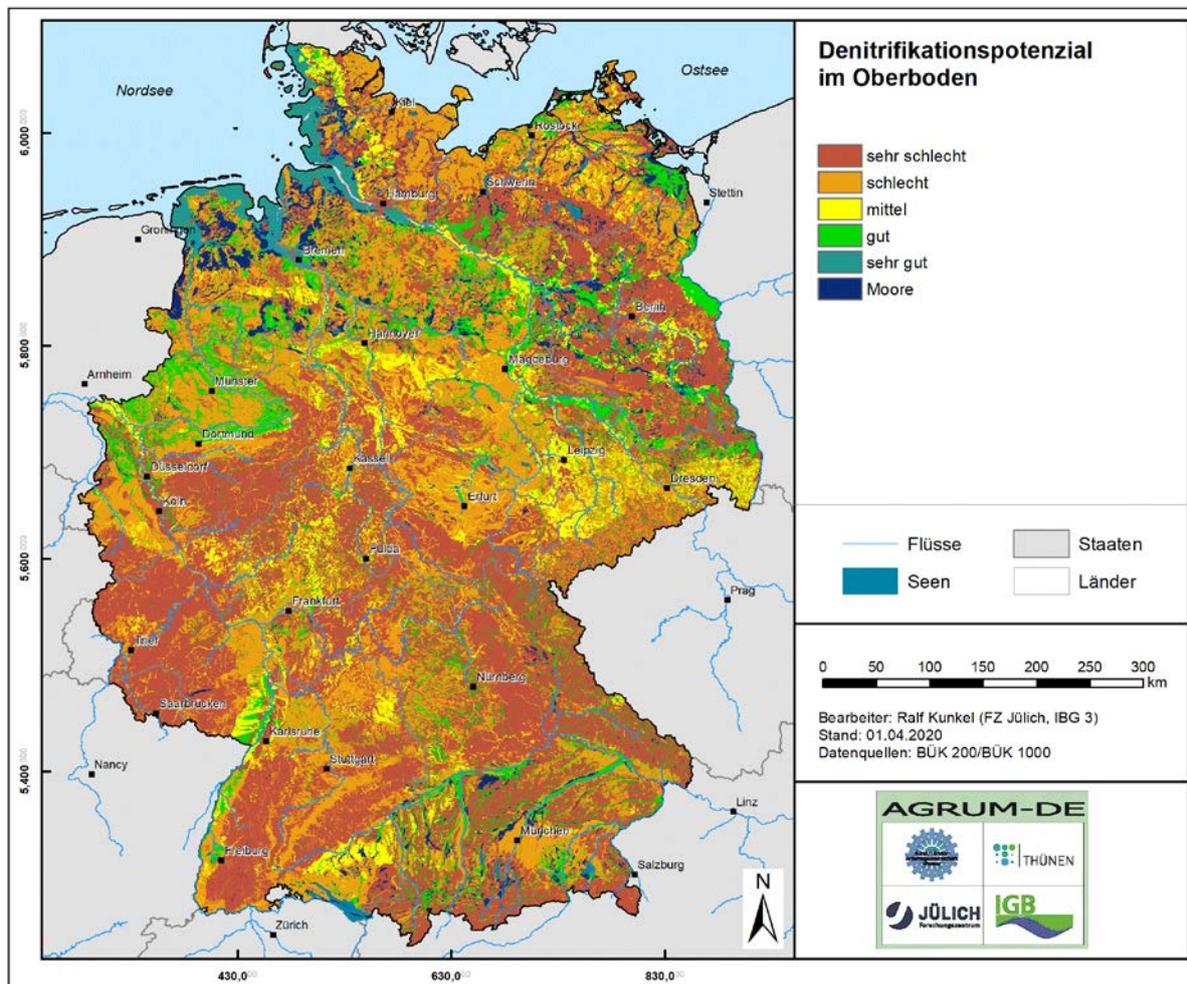


Abbildung 7-4: Denitrifikationsbedingungen im Boden

Abbildung 7-4 zeigt, dass in den Böden im Mittelgebirge überwiegend schlechte Denitrifikationsbedingungen auftreten. Dies hat damit zu tun, dass im Verbreitungsgebiet der mesozoischen Gesteinsfolgen gut durchlüftete Braunerden und Rendzinen anstehen, und im Verbreitungsgebiet der paläozoischen Gesteinsfolgen flachgründig verwitterte Braunerden mit für Denitrifikationsprozesse ungünstigen Temperaturen und Humusgehalten. Ungünstige Standortbedingungen bedingen auch die Einstufung der verbreitet im Norddeutschen Flachland anstehenden Podsolböden. Mittlere bis gute Denitrifikationsbedingungen weisen lediglich die Pseudogleye und die Böden der Flussauen auf.

Wie in Kap. 3.5 ausgeführt, werden den Denitrifikationsbedingungen im Boden Denitrifikationsraten zugewiesen, die innerhalb der maximal jährlichen Wertespannen von Tab. 3-1 liegen. Die Modellentwicklung für die Bundesländer Mecklenburg-Vorpommern, Schleswig-Holstein, Sachsen-Anhalt, Niedersachsen, Nordrhein-Westfalen, Rheinland-Pfalz, Thüringen und dem Einzugsgebiet der Weser entwickelten Nährstoffmodelle hat gezeigt, dass sich die den Denitrifikationsbedingungen im Boden bei der Modellparametrisierung zugewiesenen Denitrifikationsraten regional deutlich voneinander unterscheiden können. Letztendlich wurden für jedes Bundesland länderspezifische maximale Denitrifikationsraten innerhalb der in Tab. 3-1 angegebenen Wertespannen entwickelt.

Um sich im AGRUM-DE-Projekt den in den Ländermodellen berechneten Denitrifikationsraten weitestgehend anzupassen, wurden die maximal jährlichen Denitrifikationsraten aus den Ländermodellen übernommen. Für die Bundesländer, für die von den Autoren keine Ländermodelle entwickelt worden sind (z.B. Bayern, Baden-Württemberg, Sachsen), wurden im AGRUM-DE-Projekt entsprechende Werte aus Nachbarländern übernommen. Für diese Bundesländer wurden im Rahmen von Plausibilitätsüberprüfungen Anpassungen vorgenommen. Es sei hervorgehoben, dass diese aus pragmatischen Gründen gewählte Vorgehensweise bei der möglichen Weiterentwicklung von AGRUM-DE hin zu einem verstetigten bundesweiten Ansatz weder den Abgleich mit den von den Regionalexpertisen angenommenen Denitrifikationskinetik auf Landesebene ersetzen kann, noch eine bundesweite Harmonisierung der angenommenen Denitrifikationskinetik überflüssig macht.

Wie der Vergleich der Modellergebnisse zum N-Austrag aus dem Boden (siehe Kap. 7.4.3) und zur Nitratkonzentration im Sickerwasser (Kap. 9.3) zeigt, ergeben sich trotz der Übernahme der Denitrifikationskinetik aus den Bundesländern Unterschiede zu den Modellergebnissen aus Ländermodellen. Diese Unterschiede sind vor allem durch unterschiedliche bodenkundliche Eingangsdaten erklärbar. Im AGRUM-DE-Projekt wird die bundesweit konsistent vorliegende Bodenkarte im Maßstab 1:200.000 verwendet, die in ihrem Detailierungsgrad und von ihrer räumlichen Auflösung her nicht an die in Länderprojekten verwendeten Bodenkarten (überwiegend im Maßstab 1:50.000) heranreicht. Im AGRUM-DE-Projekt ist somit eine räumlich nur wenig hoch aufgelöste Parametrisierung von Bodeneigenschaften für die Modellierung möglich, so dass es generell zu regionalen Unschärfen bei der Verortung von relevanten Standorteigenschaften, z.B. bei den Denitrifikationsbedingungen der Böden kommt.

Die durch bodenkundliche Datengrundlagen bedingten Unterschiede bei den Modellergebnissen zwischen dem AGRUM-DE-Modell und den Ländermodellen wären deutlich geringer, wenn für die Modellierungen die Geometrien der länderweise vorliegenden Bodenkarten (überwiegend im Maßstab 1:50.000) verwendet würden. Bei der Weiterentwicklung von AGRUM-DE hin zu einem verstetigten bundesweiten Ansatz sind in diesem Zusammenhang jedoch darüber hinaus zusätzlich länderübergreifende Harmonisierungen hinsichtlich der Parameter der Bodenkarten 1:50.000 erforderlich.

7.4.2 Verweilzeit des Sickerwassers im Boden

Die im Boden denitrifizierten Stickstoffmengen, werden neben den Abbaubedingungen, insbesondere auch von der Verweilzeit des Sickerwassers im durchwurzelten Boden beeinflusst. Letztere wurde nach dem in Kapitel 3.5 beschriebenen Verfahren unter Einbeziehung der Sickerwasserhöhen und der nutzbaren Feldkapazität des effektiven Wurzelraums abgeleitet. Die berechnete Verweilzeit des Sickerwassers im Boden ist in Abbildung 9-5 dargestellt.

Es zeigt sich, dass in vielen Böden der Mittelgebirgsregion Verweilzeiten im Boden von unter drei Monaten auftreten. Dort wird folglich weniger als ein Viertel der maximal möglichen jährlichen Nitrat-Abbauleistung im Boden realisiert. Im nordwestdeutschen Raum sind Verweilzeiten zwischen 6 Monaten und 12 Monaten weit verbreitet. Die Böden in Regionen einer nur geringen Sickerwasserhöhe (z.B. Vorderpfalz, Köln-Aachener Bucht, viele Regionen in den östlichen Bundesländern) weisen dahingegen überwiegend Verweilzeiten von mehr als einem Jahr auf. In den ostdeutschen Bördelandschaften (z.B. Magdeburger Börde und Thüringer Becken) können dabei Verweilzeiten von mehr als 2,5 Jahren auftreten. In allen diesen Regionen kommt es im Jahresgang aufgrund der niedrigen Sickerwasserhöhen und des hohen Wasserspeichervermögens der Böden verbreitet zu einem unvollständigen Bodenwasseraustausch in der durchwurzelten Bodenzone. Die maximal mögliche jährliche Nitrat-Abbauleistung im Boden wird dadurch unter Umständen mehrfach erreicht, so dass die auswaschungsgefährdete Nitrat-N-Mengen im Boden, die die durchwurzelte Bodenzone mit dem Sickerwasserstrom verlassen, entsprechend gering sein können.

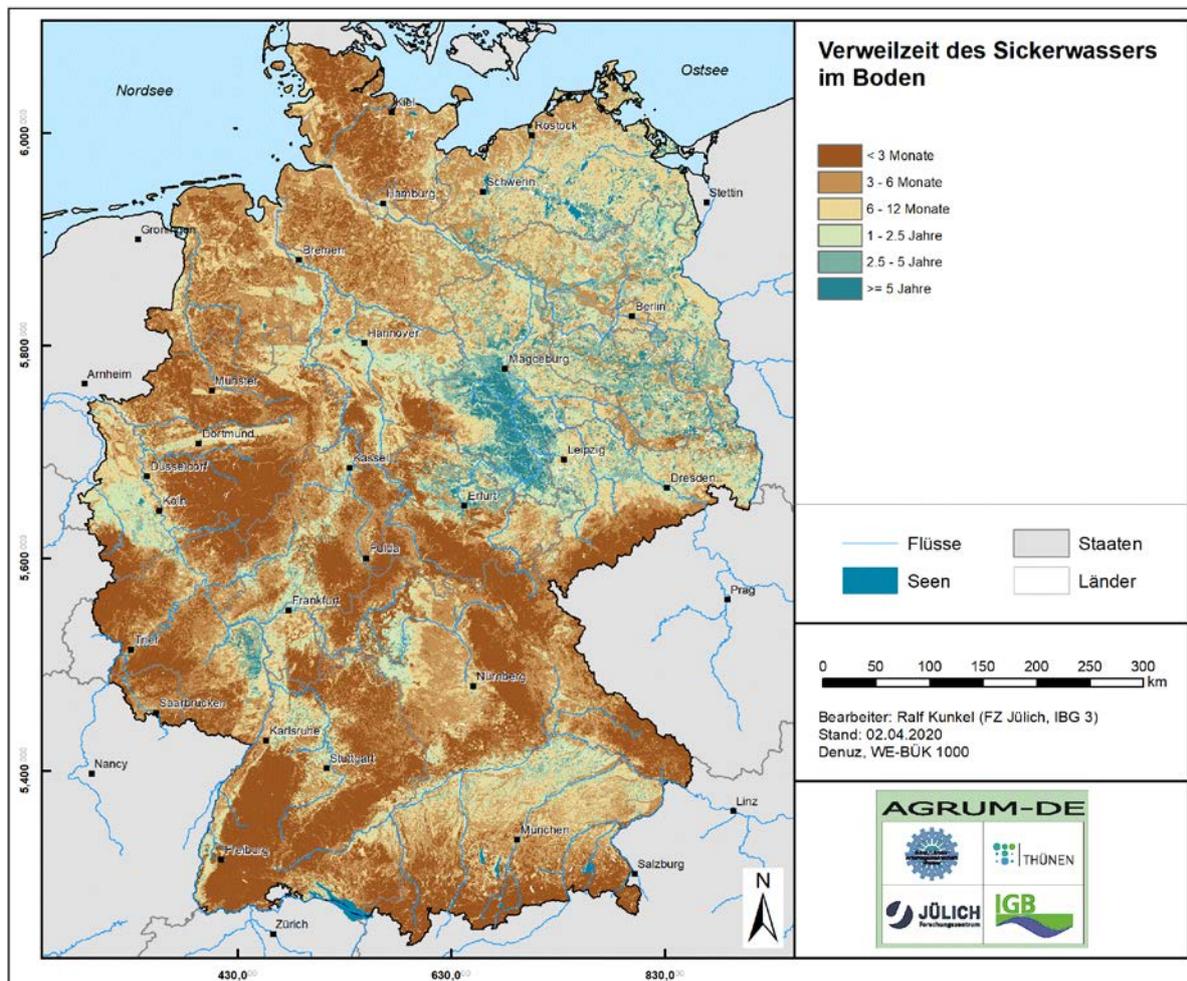


Abbildung 7-5: Verweilzeit des Sickerwassers im durchwurzelten Boden

7.4.3 N-Austrag aus dem Boden

Durch Kombination der Verweilzeit des Sickerwassers im Boden mit den Stickstoffüberschüssen im Boden und den Denitrifikationsbedingungen im Boden können die Denitrifikationsverluste im Boden berechnet werden. Dies wurde durch Anwendung des DENUZ-Modells realisiert. Das Ergebnis der Berechnung, d.h. die Denitrifikationsverluste im Boden, ist in Abbildung 7-6 dargestellt.

Die Karte illustriert, dass sich die Denitrifikationsverluste im Boden in einem Bereich zwischen weniger als 2 kg N/(ha a) und mehr als 50 kg N/(ha a) bewegen. Vor allem in den Regionen, in denen geringe Verweilzeiten des Sickerwassers im durchwurzelten Boden in Kombination mit schlechten Denitrifikationsverlusten im Boden auftreten, sind die Denitrifikationsverluste im Boden gering. In der Regel sind dies zudem die Regionen, für die nur geringe Gesamtsummen aus landwirtschaftlichem N-Überschuss und atmosphärischer Deposition berechnet wurden, wie z.B. im Westerwald. Dort, sowie in den meisten anderen Mittelgebirgsregionen Deutschlands, führt die Denitrifikation im Boden zu einer Reduzierung der N-Überschüsse von in der Regel weniger als 25 kg N/(ha a). Dagegen kommt es in den Regionen mit langen Verweilzeiten des Sickerwassers im Boden und guten Abbaubedingungen dazu, dass mehr als 25 kg N/(ha a) des verlagerbaren N-Eintrags in den Boden denitrifiziert werden können. Bezogen auf die gesamte Landesfläche werden in Deutschland ca. 828.504 t N/a denitrifiziert, was ca. 62% der verlagerbaren N-Menge im Boden entspricht.

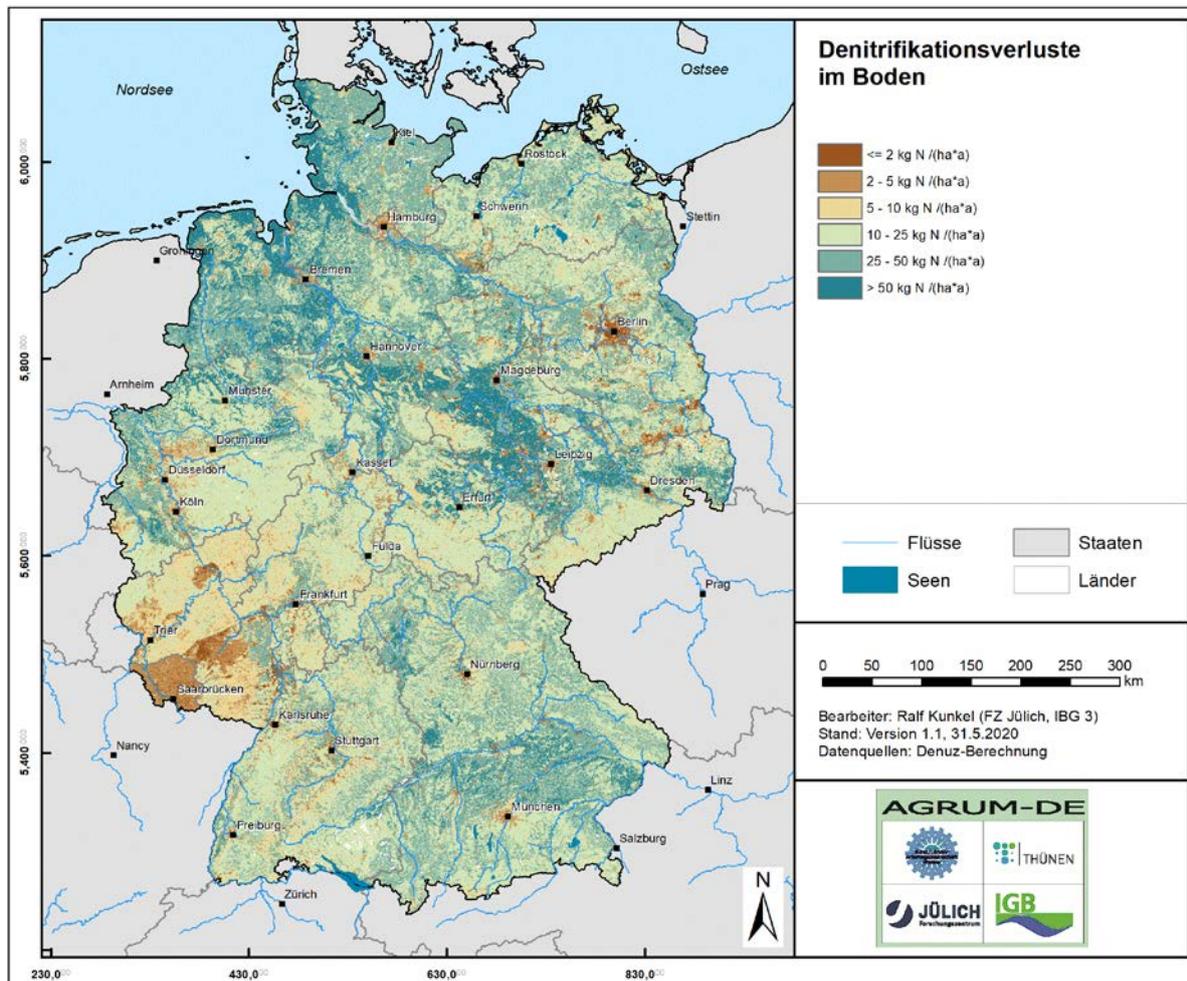


Abbildung 7-6: Denitrifikationsverluste im Boden

Abbildung 7-7 zeigt den entsprechenden N-Austrag aus dem Boden. Werte von mehr als 50 kg N/ha a treten dort auf, wo ungünstige Denitrifikationsbedingungen im Boden mit einer geringen Verweilzeit des Sickerwassers im Boden und mittleren bis hohen verlagerbaren N-Einträgen in den Boden zusammenfallen. Beispiele hierfür finden sich in den viehstarken Regionen in Nordwestdeutschland, wo durch Denitrifikationsprozesse im Boden weniger als 25% der verlagerbaren N-Mengen im Boden reduziert werden. In Mittelgebirgsregionen werden zwar auch zumeist weniger als 25% des Nitrats im Boden denitrifiziert, jedoch sind dort die verlagerbaren N-Mengen im Boden deutlich geringer. Dies führt dazu, dass in diesen Mittelgebirgsregionen N-Austräge aus dem Boden von verbreitet weniger als 25 kg N/ha a auftreten. In vielen Lockergesteinsregionen ist vor allem die Verweilzeit des Sickerwassers im Boden dafür ausschlaggebend, dass verbreitet mehr als 50% des verlagerbaren N-Eintrags in den Boden abgebaut wird, so dass die N-Austräge aus dem Boden bei unter 25 kg N/ha a liegen. Die Gesamtsumme des N-Austrags aus dem Boden liegt bei ca. 505.383 t N/a.

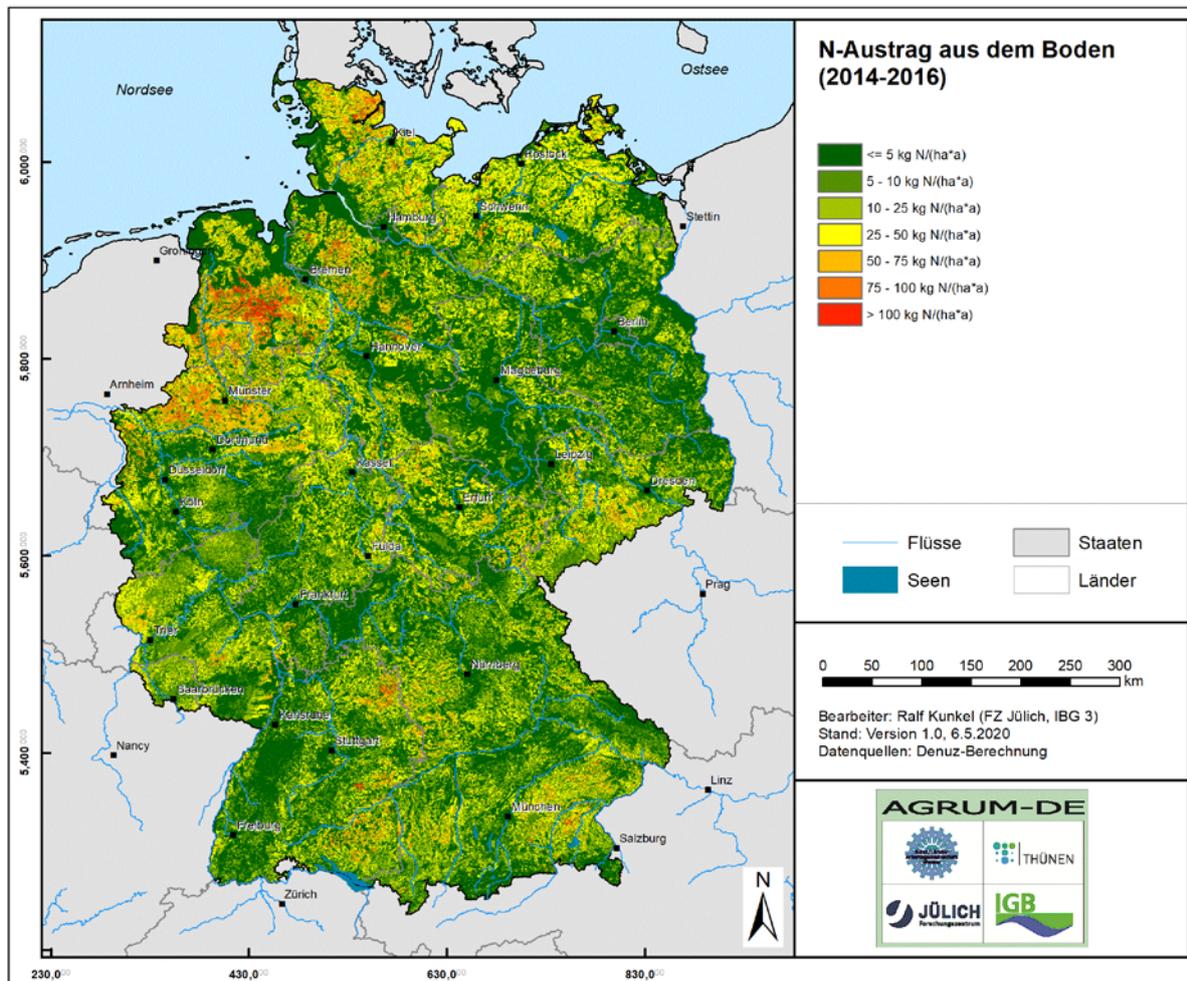


Abbildung 7-7: N-Austrag aus dem Boden

7.5 Diffuse N-Einträge ins Grundwasser und in die Oberflächengewässer

Da Denitrifikationsprozesse in der ungesättigten Zone unterhalb des durchwurzelten Bereichs vernachlässigt werden, entspricht der N-Austrag aus dem Boden unterhalb der durchwurzelten Bodenzone der Nitratmenge, die über die Komponenten des Abflusses ins Grundwasser bzw. die Oberflächengewässer eingetragen werden. Während der Eintrag von Nitrat ins Grundwasser immer an die Grundwasserneubildung gebunden ist, erfolgt der Eintrag in die Oberflächengewässer über die Komponenten des Direktabflusses (Oberflächenabfluss, Dränabfluss, natürlicher Zwischenabflusses, urbaner Direktabfluss) bzw. über den Grundwasserabfluss. Die Nitratmenge teilt sich dabei nach dem Verhältnis Direktabfluss/Grundwasserneubildung auf die einzelnen Abflusskomponenten auf. Ein Teil gelangt über die Direktabflusskomponenten ohne weitere Denitrifikation in die Oberflächengewässer, der andere Teil gelangt über die Grundwasserneubildung in den Aquifer. Auf seinem Transport im Grundwasserraum können weitere Abbauprozesse auftreten, die die Nitratreinträge in die Vorfluter über den Grundwasserabfluss unter Umständen deutlich reduzieren. Im Folgenden werden die Ergebnisse der Modellierung der diffusen Nitratreinträge in die Oberflächengewässer über den Direktabfluss sowie die Modellierung des reaktiven Nitrattransports im Grundwasser und die Ergebnisse zum grundwasserbürtigen Nitratreintrag in die Oberflächengewässer zusammenfassend dargestellt und diskutiert.

7.5.1 N-Einträge in die Oberflächengewässer über die atmosphärische Deposition auf Gewässerflächen

Zur Quantifizierung der atmosphärischen N-Deposition auf Wasserflächen wurde dann nach Einzugsgebieten getrennt eine Verknüpfung mit den flächenhaft vorliegenden N-Depositionswerten aus der PINETI-3-Modellierung des UBA (Schaap et al., 2018) vorgenommen, vgl. Abbildung 7-8. Hieraus wurde dann ein Mittelwert der N-Deposition auf den Gewässerflächen des jeweiligen Einzugsgebietes bestimmt. Gemittelt über alle Gewässerflächen in Deutschland ergibt sich dann ein Wert für die N-Einträge in die Oberflächengewässer über die atmosphärische Deposition von ca. 13.590 t N/a.

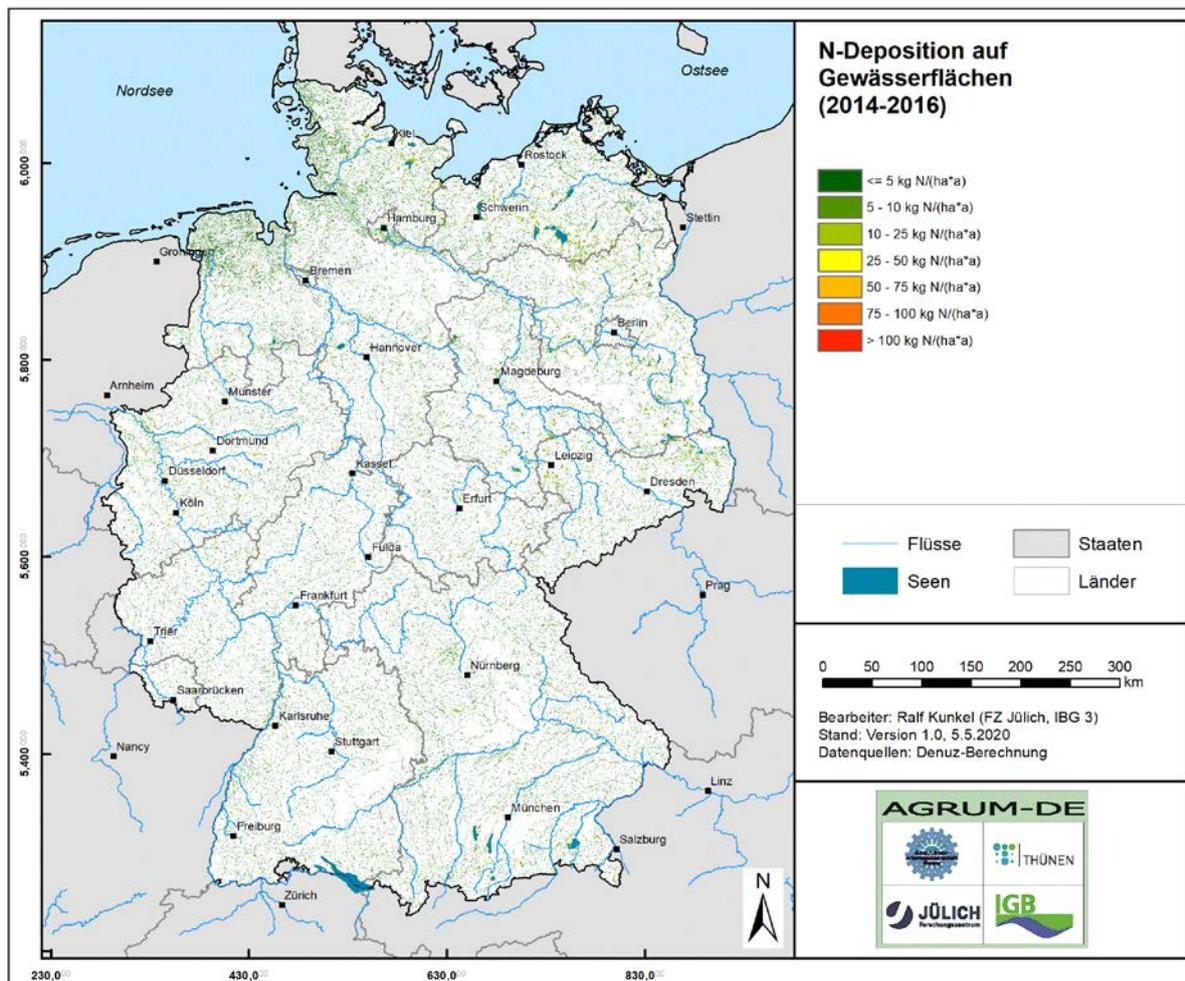


Abbildung 7-8: N- Einträge in die Oberflächengewässer durch direkte N-Deposition auf Gewässerflächen

7.5.2 N-Einträge in die Oberflächengewässer über Erosion

Abbildung 7-9 zeigt die N- Einträge in die Oberflächengewässer über Erosion. Berechnet wurden die erosiven N-Einträge im MePHos-Modell für Einzelpixel mit einer Auflösung von 25m x 25m, die dann auf die 100m-Raster summiert wurden. Da die zum N-Eintrag über Erosion beitragenden Standorte durch eine Hangneigung > 2% und zudem eine ackerbauliche Nutzung, keine Dränung und eine hydraulische Anbindung an Fließgewässer auszeichnen müssen, ist die Anzahl der Teilflächen, von denen ein Sedimenteintrag in die Oberflächengewässer stattfinden kann, relativ gering. Jede 100mx100m-Rasterzelle, die eine 25m x 25m-Rasterfläche mit Erosionsgefährdung beinhaltet, erhält auf diese Weise einen Wert

für den erosiven N-Eintrag zugewiesen. Hierdurch bedingt täuscht das Kartenbild an dieser Stelle. Es treten keine größeren zusammenhängenden Bereiche mit einer Erosionsgefährdung auf.

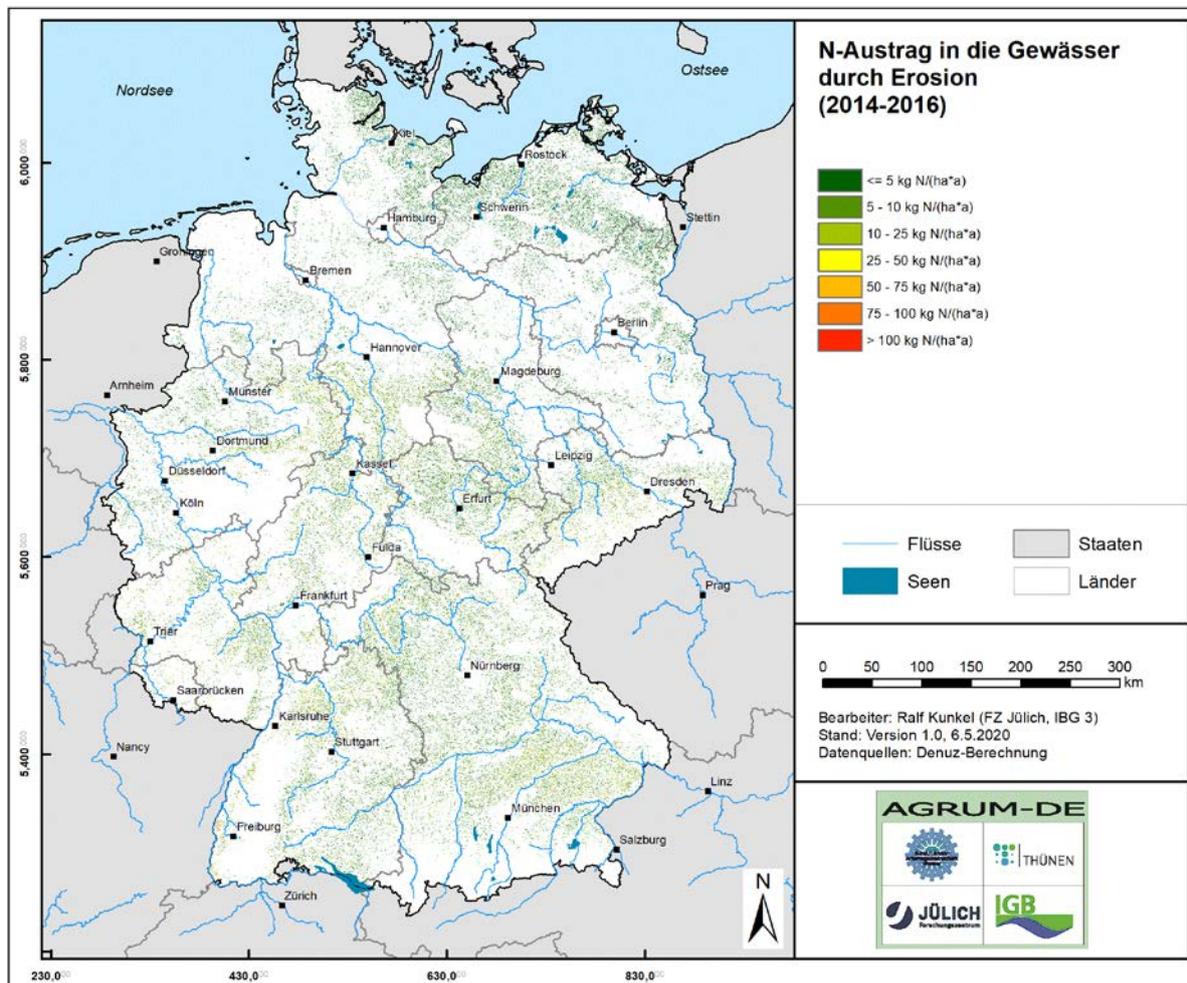


Abbildung 7-9: N- Einträge in die Oberflächengewässer über Erosion

Die N-Einträge in die Oberflächengewässer pro Flächeneinheit liegen im Allgemeinen bei unter 10 N/ha a. Basierend auf dem angegebenen mittleren Bodenabtrag von Ackerflächen ergeben sich erosionsbedingte N-Einträge in die Oberflächengewässer von ca. 13.831 t N/a.

7.5.3 N-Einträge in die Oberflächengewässer über Abschwemmung

Abbildung 7-10 zeigt die N- Einträge in die Oberflächengewässer über Abschwemmung. Da sich die zum N-Eintrag über Abschwemmung beitragenden Standorte durch eine Hangneigung über 2% aufzeichnen und zudem einen hohen Lehmanteil im Oberboden, eine landwirtschaftliche Nutzung, keine Dränung und eine hydraulische Anbindung an Fließgewässer auszeichnen müssen, ist die Anzahl der Teilflächen mit potenzieller Abschwemmungsgefährdung sowie deren Größe gering. Auch hier täuscht das Kartenbild, es treten keine größeren zusammenhängenden Bereiche mit einer Abschwemmungsgefährdung auf. Die N-Einträge in die Oberflächengewässer pro Flächeneinheit liegen im Allgemeinen bei unter 5 N/ha a, die Gesamtmenge des N-Eintrags in die Oberflächengewässer über die Abschwemmung liegt bei ca. 1.868 t N/a. Räumlich liegen die Schwerpunkte des N-Einträge

in die Oberflächengewässer über Abschwemmung in den landwirtschaftlich Mittelgebirgsregionen.

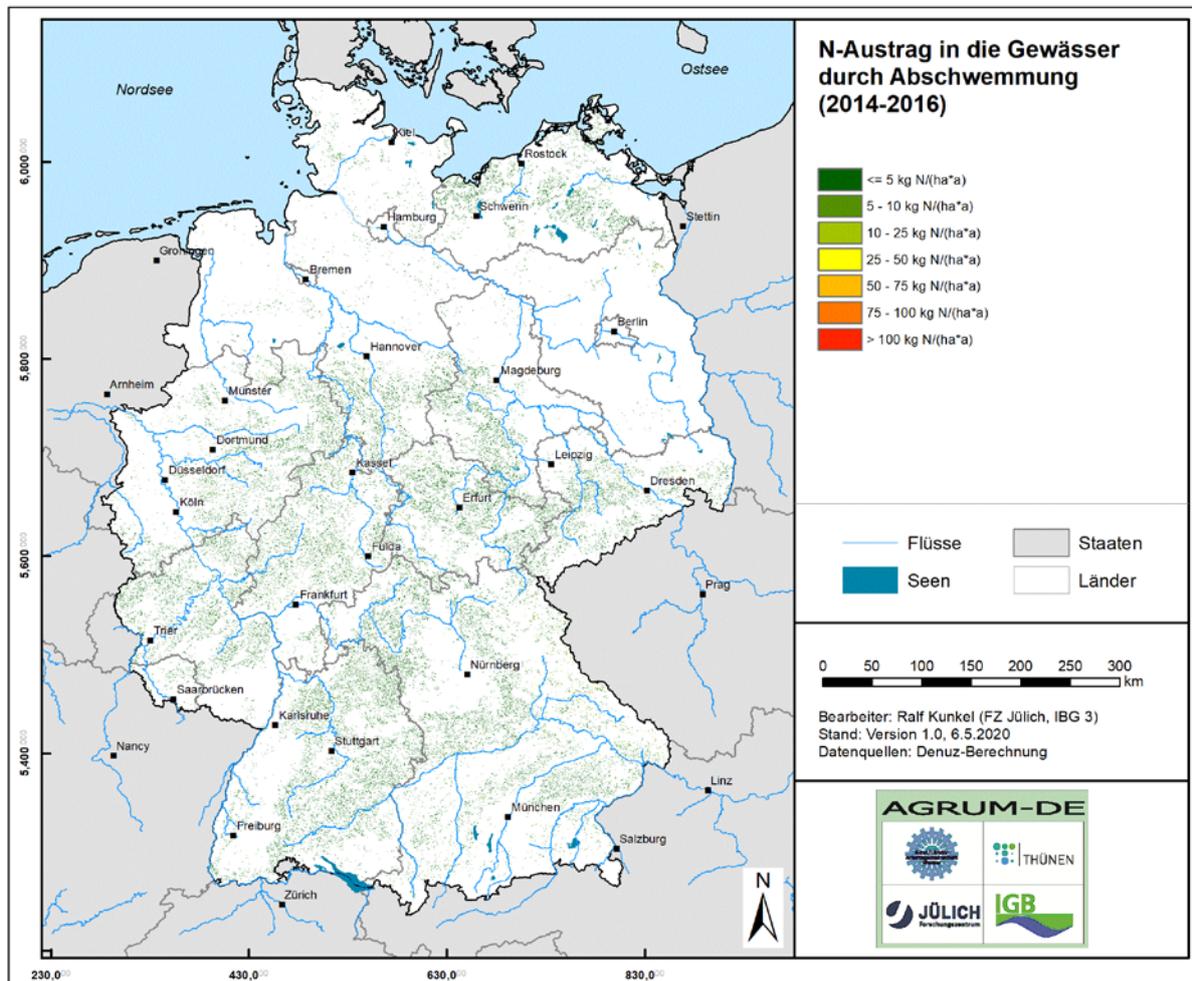


Abbildung 7-10: N- Einträge in die Oberflächengewässer über Abschwemmung

7.5.4 N-Einträge in die Oberflächengewässer über den Abfluss aus Drainagen

In Abbildung 7-11 sind die N-Einträge in die Oberflächengewässer aus Drainagesystemen dargestellt. Hierbei treten vor allem die landwirtschaftlich genutzten Böden in den Niederungsregionen des Norddeutschen Flachlands mit einem geringen Flurabstand hervor. Da diese Böden ein hohes Denitrifikationspotential aufweisen, wird ein Großteil der verlagerbaren N-Menge im Boden abgebaut, so dass die N-Einträge über Dränagen dort nur selten 25 kg N/ha a überschreiten. N-Einträge in die Oberflächengewässer über Dränagen in gleicher Größenordnung treten daneben auch von landwirtschaftlich genutzten Pseudogleyen in Mittelgebirgsregionen auf. Die Pseudogleye weisen zwar ein geringeres Denitrifikationspotential als die grundwasserbeeinflussten Niederungsböden auf, jedoch liegen auch die verlagerbaren N-Mengen im Boden in den Mittelgebirgen auf einem niedrigeren Niveau. Nur im Münsterland können großflächig N-Austräge über Dränagen bis 50 kg N/ha a auftreten. Aufsummiert über die gesamten gedränten Flächen in Deutschland liegen die N-Einträge in die Oberflächengewässer bei ca. 28.034 t N/a.

Beim Vergleich der AGRUM-DE-Ergebnisse zum N-Eintrag in die Oberflächengewässer aus Drainagesystemen mit den Ergebnissen aus den Nährstoffmodellen der Bundesländer, für die

vom FZ Jülich Nährstoffmodelle aufgebaut wurden, zeigte sich, dass die Ergebnisse des AGRUM-DE-Projektes auf einem deutlich niedrigeren Niveau liegen.

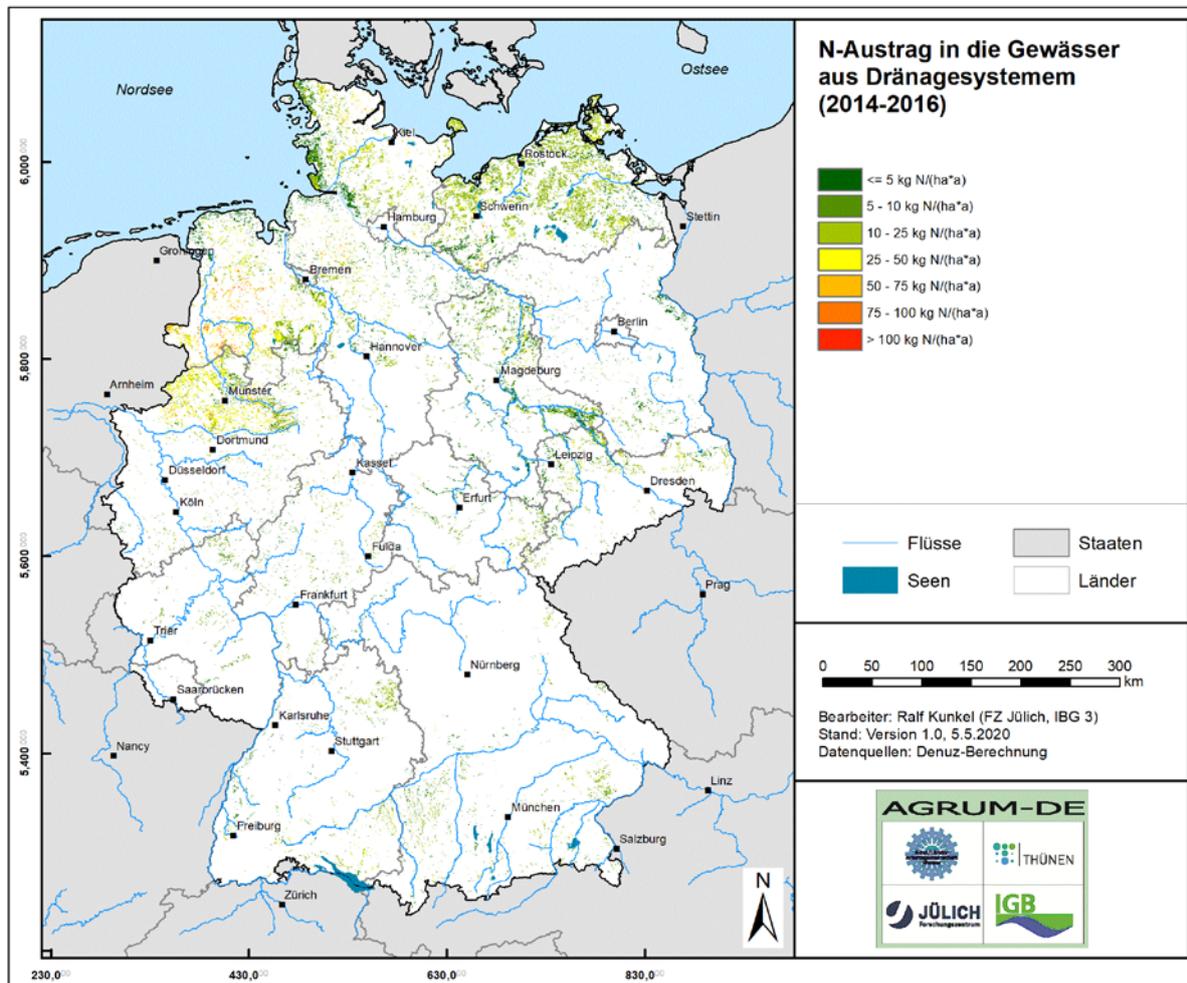


Abbildung 7-11: N-Einträge in die Oberflächengewässer über Dräne

Da den vom FZ Jülich aufgebauten Ländermodellen und dem AGRUM-DE-Modell das gleiche Systemverständnis zugrunde liegt, lassen sich die Ursachen für die Abweichungen sehr gut eingrenzen. Zum einen sei in diesem Zusammenhang auf Unterschiede aufgrund der verwendeten N-Bilanzierungsmodelle, der betrachteten Zeitperioden und aufgrund von Modellweiterentwicklungen hingewiesen.

Hauptursache für die Unterschiede sind jedoch die bodenkundlichen Datengrundlagen, die in die Modellierung eingehen. Wie bereits in Kap. 7.4.1 beschrieben, erlaubt die im AGRUM-DE-Projekt verwendete Bodenkarte im Maßstab 1:200.000 eine räumlich nur wenig hoch aufgelöste Parametrisierung von Bodeneigenschaften für die Modellierung. Dränbedürftige, d.h. landwirtschaftlich genutzte grund- oder stauwasserbeeinflusste Böden stellen sich in kleinmaßstäbigen Karten (wie der BÜK 200) häufig als Begleitböden dar, so dass die Flächenanteile dieser Böden nicht als eigenständige Bodeneinheit ausgewiesen sind. Stattdessen sind in kleinmaßstäbigen Karten häufig nur die flächenmäßig dominanten Leitböden ausgewiesen. Dies hat zur Folge, dass sich aus den Bodeneinheiten der BÜK 200 heraus nur wenige dränbedürftige Böden und somit nur wenig Dränabfluss bzw. ein geringer N-Austrag in die Oberflächengewässer über Dränagen ergeben. Stattdessen wird im AGRUM-DE-Modell mehr Zwischenabfluss als Direktabflusskomponente ausgewiesen und dementsprechend mehr N-Austrag über Zwischenabfluss (vgl. Kap. 7.5.5).

Die Unterschiede bei den Modellergebnissen zum N-Eintrag über Dränagen auf Bundes- und Landesebene wären bereits deutlich geringer, wenn die Modellierungen auf der gleichen bodenkundlichen Datengrundlage, vorzugsweise den Bodenkarten der Bundesländer im Maßstab 1:50.000 bzw. Länder-Bodenkarten vergleichbaren Maßstabs durchgeführt würden. Diesem Aspekt wird möglicherweise bei der Weiterentwicklung von AGRUM-DE hin zu einem verstetigten bundesweiten Ansatz eine besondere Bedeutung zukommen.

In diesem Zusammenhang soll das Modellsystem AGRUM-DE in den kommenden Jahren nämlich in enger Abstimmung mit den Bundesländern auf verbesserte und länderübergreifend harmonisierte Datengrundlagen angepasst werden. Dieser Prozess verdeutlicht einmal mehr den großen Bedarf einer länderübergreifenden Abstimmung der Datengrundlagen, um eine Vergleichbarkeit der Berechnungsergebnisse über die Bundesländergrenzen hinaus sicherstellen zu können, und Brüche an den Ländergrenzen bzgl. des Handlungsbedarfs zur Erreichung der Gewässerschutzziele zu vermeiden.

7.5.5 N-Einträge in die Oberflächengewässer über den natürlichen Zwischenabfluss

Aufgrund des hohen Festgesteinsanteils stellt der natürliche Zwischenabfluss in Deutschland eine der Hauptkomponenten des Abflusses dar. Folglich ist der N-Austrag in die Oberflächengewässer über den natürlichen Zwischenabfluss von hoher Relevanz. So werden über diesen Eintragspfad insgesamt ca. 164.990 t N/a in die Oberflächengewässer eingetragen (vgl. Abbildung 7-12).

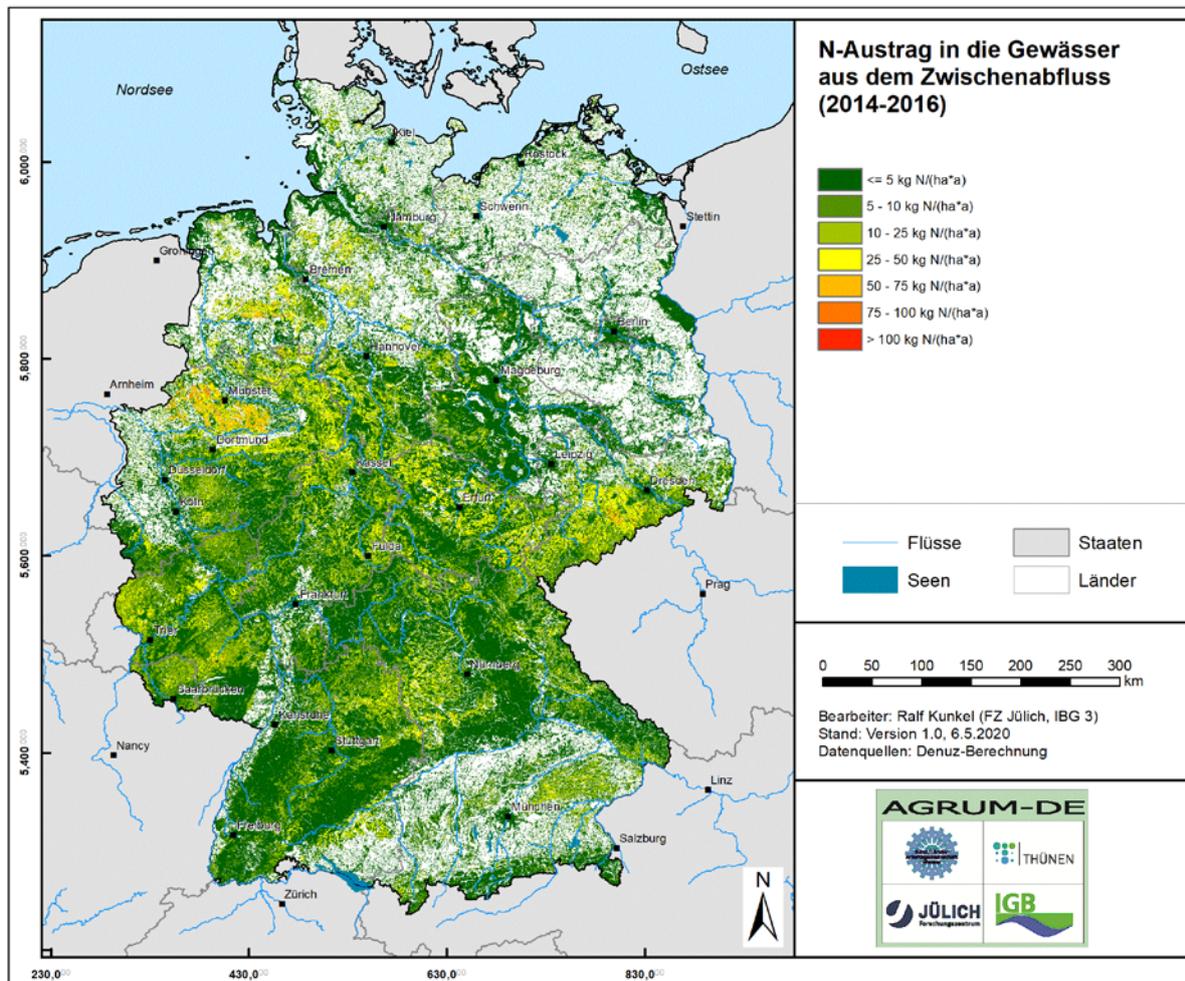


Abbildung 7-12: N-Einträge in die Oberflächengewässer über natürlichen Zwischenabfluss

In den meisten Mittelgebirgsregionen liegen die N-Einträge über den Zwischenabfluss in einem Bereich zwischen < 5 und 25 kg N/ha a . In Regionen mit einem sehr hohem Waldanteil, wie z.B. dem Schwarzwald, liegen die N-Einträge über den natürlichen Zwischenabfluss in der Regel bei weniger als 10 kg N/ha a . Ausschlaggebend hierfür sind die recht geringen verlagerbaren N-Mengen im Boden, die ausschließlich aus der atmosphärischen Deposition stammen. In landwirtschaftlich geprägten Mittelgebirgsregionen mit einem hohen Viehanteil sind die N-Austräge über den Zwischenabfluss höher und können 25 kg N/ha a erreichen. Die Höhe der N-Austräge ergibt sich in diesen Regionen aufgrund des Zusammenwirkens von geringen Nitratabbaupotenzialen im Boden mit geringen Verweilzeiten des Sickerwassers im Boden und hoher verlagerbarer N-Mengen im Boden.

7.5.6 N-Einträge ins Grundwasser

Die aus dem Boden ausgetragenen Stickstoffmengen sowie die unterhalb der Bodenzone wirksamen N-Austräge aus Kanalleckagen, die nicht über den Direktabfluss in die Oberflächengewässer gelangen, werden ins Grundwasser eingetragen. Die unterhalb der Bodenzone wirksamen N-Austräge aus Kanalleckagen sind erwartungsgemäß vor allem unter größeren Siedlungsflächen eine relevante N-Eintragsquelle ins Grundwasser. Dort können in einigen Regionen (z.B. im Ruhrgebiet) N-Einträge von mehr bis 25 kg N/ha a auftreten (siehe Abb. 7-13), unter den meisten Siedlungsflächen liegen die N-Austräge aus Kanalleckagen bei

unter 10 kg N/ha a. Insgesamt summieren sich die N-Einträge ins Grundwasser aus Kanalleckagen auf ca. 21.543t N/a auf.

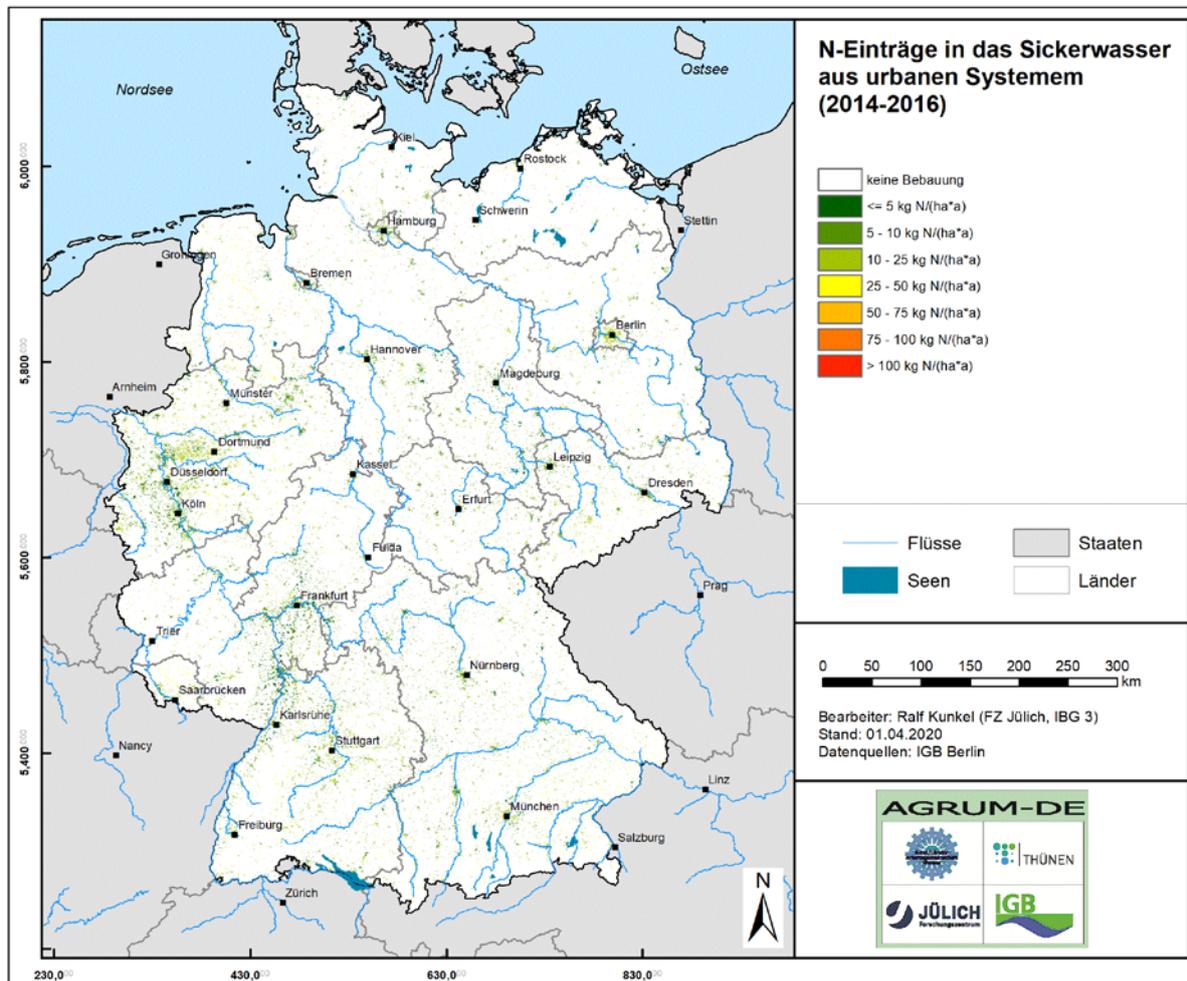


Abbildung 7-13: N-Einträge in das Grundwasser aus Kanalleckagen

Die aus dem Boden ausgetragenen Stickstoffmengen, die mit der Grundwasserneubildung in den Aquifer eingetragen werden, haben räumlich und in Ihrer absoluten Höhe einen ungleich größeren Anteil an den N-Einträgen ins Grundwasser. Vor allem die Mittelgebirgsregionen mit Grundwasserneubildungsanteilen von weniger als 30% zeichnen sich erwartungsgemäß durch geringere N-Austräge aus dem Boden ins Grundwasser aus. Mit weniger als 10 kg N/(ha-a) ergeben sich dabei besonders geringe N-Einträge für Waldstandorte, bei denen die verlagerbare N-Menge im Boden durch die N-Immobilisierung im Boden bereits reduziert ist. Mittelgebirgsregionen mit Grundwasserneubildungsanteilen von mehr als 30% zeichnen sich dagegen durch N-Einträge ins Grundwasser von bis zu 25 kg N/(ha-a) aus. In viehstarken Regionen können die N-Einträge ins Grundwasser dadurch bis zu 50 kg N/ha a betragen. Aufsummiert über die gesamte Fläche Deutschlands liegen die N-Einträge ins Grundwasser bei ca. 333.740 t N/a. In Abbildung 7-14 sind die sich nach der Denitrifikation im Boden und der Abtrennung der Direktabflussanteile ergebenden N-Einträge in das Grundwasser dargestellt.

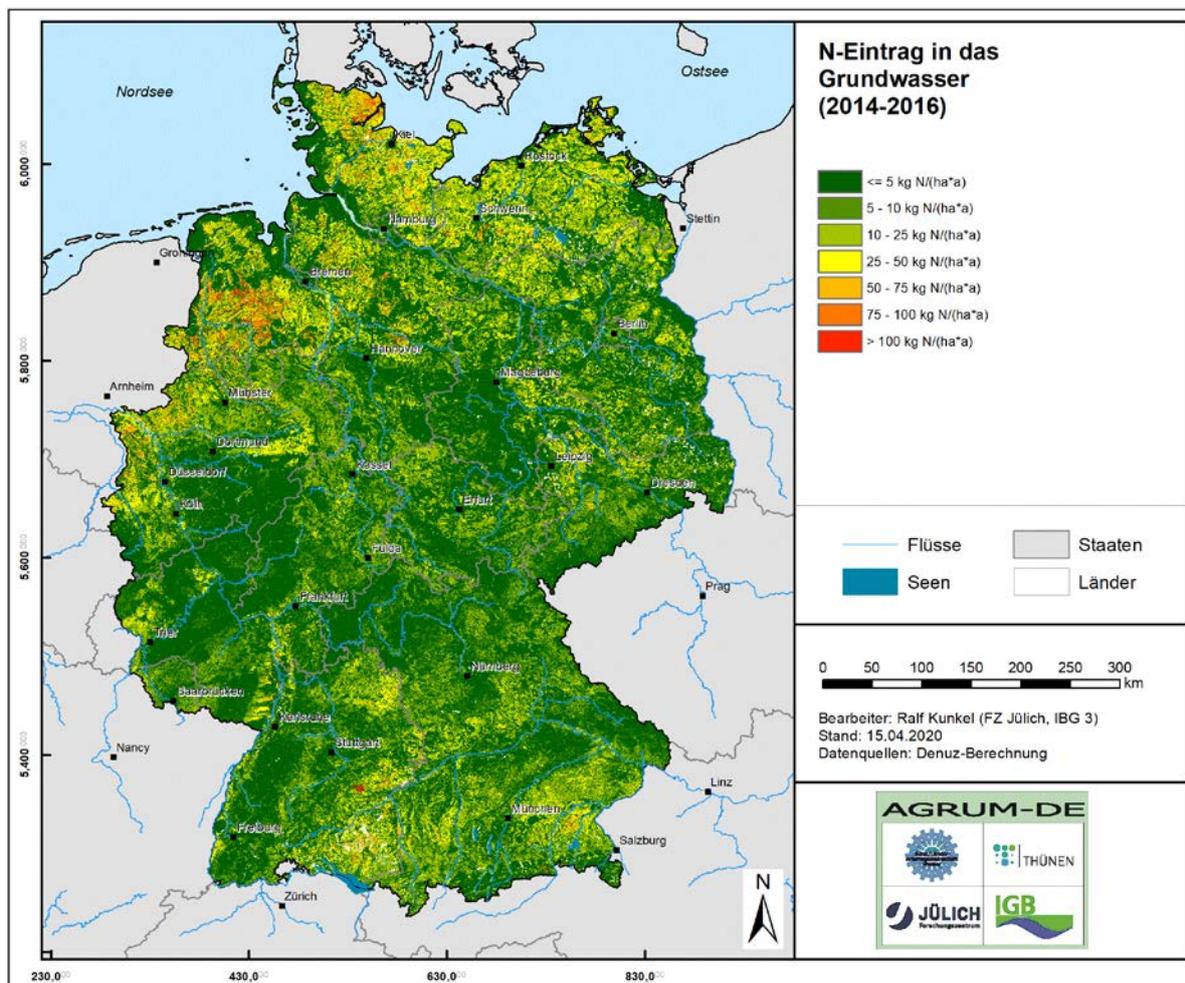


Abbildung 7-14: N-Einträge in das Grundwasser mit der Grundwasserneubildung

In den folgenden Tab. 7-1 und Tab. 7-2 sind die in Abb. 7-14 dargestellten N-Einträge in das Grundwasser getrennt nach Bundesländern und nach den deutschen Anteilen der Flussgebietseinheiten ausgewiesen. Die Werte stellen den Stand der Bearbeitung des AGRUM-DE-Projektes zur 6. Sitzung des Projektbeirates am 30.06. dar und wurden als Anlage 1 zum Protokoll erstellt. Sämtliche Werte sind gerundet. Die Summe der Einzelwerte ergibt nicht immer den Gesamtwert. Die Tabellen bilden eine Grundlage zur Abstimmung des Vorgehens für das Handlungsfeld Reduzierung der Nährstoffeinträge in den Entwürfen der Bewirtschaftungspläne.

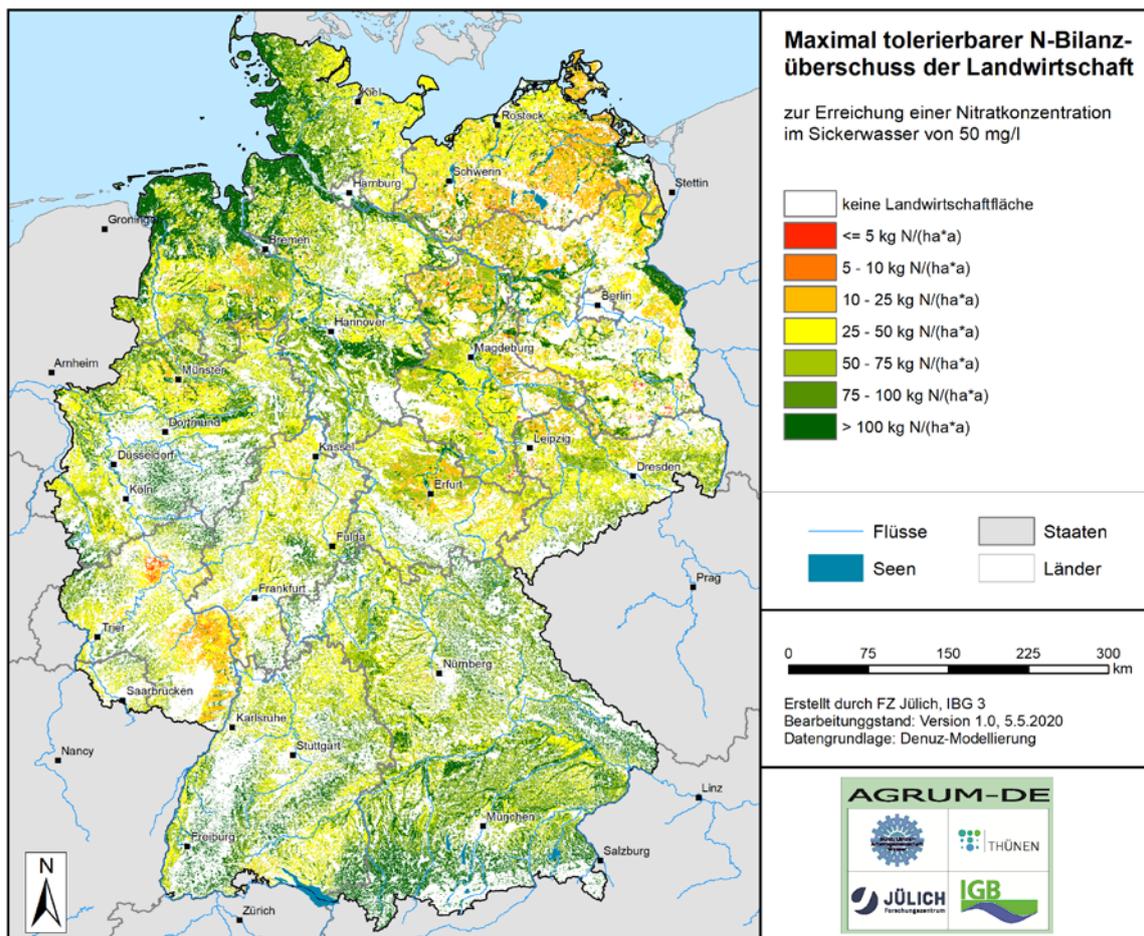


Tabelle 7-1: N- Einträge] aus diffusen Quellen sowie aus urbanen Systemen und Punktquellen in das Grundwasser in den deutschen Anteilen der Flussgebietseinheiten (Beruht auf Nährstoffbilanzen mit Stand: Februar 2020)

Area Code - Name	Stickstoffeinträge [t N/a] in das Grundwasser aus diffusen Quellen sowie aus urbanen Systemen und Punktquellen für das Basisjahr	
	Diffuse Quellen	Urbane Systeme und Punktquellen
1000 - Donau	56.000	2.600
2000 - Rhein	61.000	7.000
2100 - Alpenrhein/Bodensee	4.400	190
2200 - Hochrhein	1.300	100
2300 - Oberrhein	6.800	800
2380 - Neckar	8.200	980
2400 - Main	12.000	1.100
2600 - Mosel/Saar	5.000	550
2700 - Mittelrhein	3.900	640
2800 - Niederrhein	11.000	2.200
2900 - Deltarhein	7.600	390
3000 - Ems	27.000	1.700
3100 - Obere Ems	7.700	570
3500 - Ems/Nordradde	3.600	140
3600 - Hase	8.900	420
3800 - Leda-Jümme	4.800	280

Area Code - Name	Stickstoffeinträge [t N/a] in das Grundwasser aus diffusen Quellen sowie aus urbanen Systemen und Punktquellen für das Basisjahr	
	Diffuse Quellen	Urbane Systeme und Punktquellen
3900 - Untere Ems	2.100	330
3990 - Ems-Ästuar	<5	<5
4000 - Weser	42.000	2.500
4100 - Werra	2.900	190
4200 - Fulda/Diemel	5.100	290
4500 - Weser	8.300	560
4800 - Aller	8.700	320
4880 - Leine	3.600	230
4900 - Tide-Weser	13.000	930
5000 - Elbe	71.000	5.400
5210 - Obere Moldau	20	<5
5240 - Berounka	20	<5
5300 - Eger und Untere Elbe	540	30
5400 - Mulde-Elbe-Schwarze Elster	12.000	1.100
5600 - Saale	10.000	1.100
5700 - Mittlere Elbe/Elde	18.000	880
5800 - Havel	13.000	1.200
5900 - Tideelbe	17.000	1.000
6000 - Oder	6.700	460
6300 - Mittlere Oder (IKSO)	380	30
6400 - Lausitzer Neiße (IKSO)	560	100
6700 - Stettiner Haff	3.400	160
6900 - Untere Oder	2.400	170
7000 - Maas	5.400	360
9500 - Eider	7.200	430
9610 - Schlei/Trave	16.000	470
9650 - Warnow/Peene	20.000	800

Tabelle. 7-2: N-Einträge aus diffusen Quellen sowie aus urbanen Systemen und Punktquellen in das Grundwasser in den Ländern (Beruht auf Nährstoffbilanzen mit Stand: Februar 2020)

Land	Stickstoffeinträge [t N/a] in das Grundwasser aus diffusen Quellen sowie aus urbanen Systemen und Punktquellen für das Basisjahr	
	Diffuse Quellen	Urbane Systeme und Punktquellen
BB	21.000	1.500
BE	190	190
BW	29.000	2.000
BY	55.000	3.100
HB	40	50
HE	11.000	980
HH	120	110
MV	32.000	1.300
NI	64.000	3.700
NW	30.000	3.500
RP	8.900	950
SH	32.000	1.200
SL	1.500	280
SN	11.000	1.300
ST	10.000	820

Land	Stickstoffeinträge [t N/a] in das Grundwasser aus diffusen Quellen sowie aus urbanen Systemen und Punktquellen für das Basisjahr	
	Diffuse Quellen	Urbane Systeme und Punktquellen
TH	8.400	630
DE	310.000	22.000

7.5.7 Grundwasserbürtige N-Einträge in die Oberflächengewässer

Auf dem Weg zum Vorfluter kann es in Abhängigkeit von den Denitrifikationsbedingungen und den Grundwasserverweilzeiten im Aquifer zu einem signifikanten Nitratabbau kommen. Dieser Nitratabbau wird in nitratabbauenden Aquiferen dabei umso effektiver, je größer die Verweilzeit des Nitrats im Aquifer ist.

7.5.7.1 Fließzeiten des Grundwassers im oberen Aquifer

Die Fließzeiten des Grundwassers bezeichnen die Zeiträume, innerhalb derer das Grundwasser vom Ort der Einsickerung in den Aquifer zum grundwasserwirksamen Vorfluter gelangt. Die Fließzeit hängt dabei maßgeblich von der Abstandsgeschwindigkeit des Grundwassers ab, deren Höhe durch hydrogeologische Größen, wie dem Durchlässigkeitsbeiwert und dem nutzbaren Hohlraumanteil, aber auch durch den aus der Morphologie der Grundwasser Oberfläche abzuleitenden hydraulischen Gradienten, beeinflusst wird. Für die Modellierung wurden die in der HÜK 200 angegebenen Durchlässigkeitsbeiwerte (Abb. 5-19) in den Festgesteinsregionen pauschal um eine Größenordnung erhöht wurden, um dem Umstand Rechnung zu tragen, dass der weitaus überwiegende Anteil des Grundwasserabflusses in der Auflockerungszone über dem unverwitterten Gestein auftritt. Abbildung 7-15 zeigt zunächst die Abstandsgeschwindigkeit im Grundwasser.

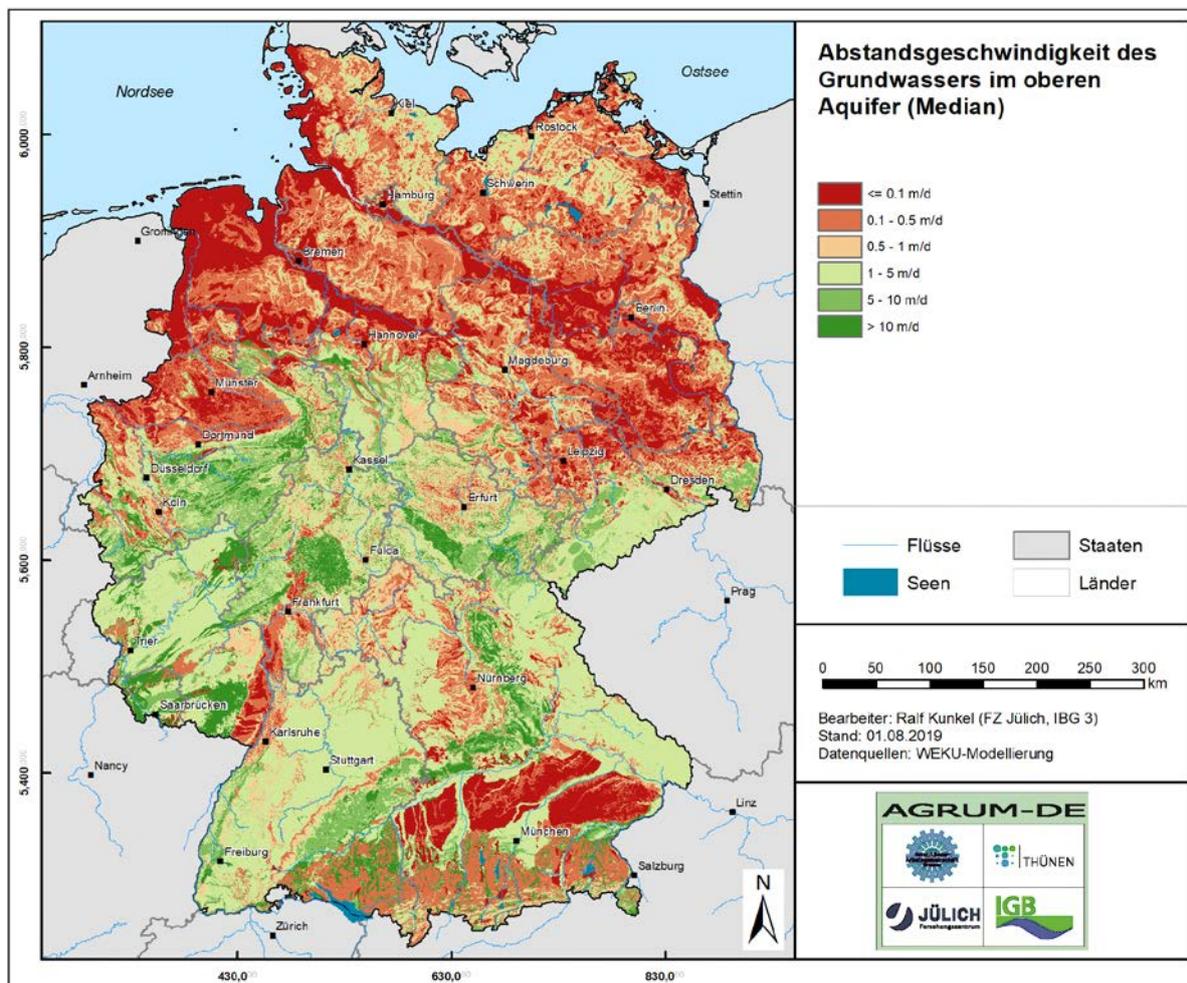


Abbildung 7-15: Abstandsgeschwindigkeit des Grundwassers

Die Werte umfassen eine Spannbreite zwischen weniger als 0,1 m/d und mehr als 10 m/d. Abstandsgeschwindigkeiten zwischen 1 und 5 m/d ergeben sich für die meisten Festgesteinsregionen. Grund hierfür sind die geringen Durchlässigkeitsbeiwerte und die geringen nutzbaren Hohlraumanteile (z.T. unter 1%). Im Verbreitungsgebiet von Festgesteinen mit höheren Durchlässigkeitsbeiwerten, wie z.B. mesozoischen Kalk- und Sandgesteinen sowie Vulkangesteinen, treten höhere Abstandsgeschwindigkeiten (>10m) auf. Im Verbreitungsgebiet mergeliger und fluviatiler tertiärer Gesteine (Vorderpfalz, Alpenvorland) sowie mesozoischer Gesteine in Beckenlagen treten geringere Abstandsgeschwindigkeiten zwischen 0,1 – 1 m/d auf. Trotz der hohen Durchlässigkeitsbeiwerte von quartären fluviatilen (z.B. Oberrheingraben) und glazialen Sedimenten (Norddeutsches Tiefland) liegen die Abstandsgeschwindigkeiten dort aufgrund der geringen hydraulischen Gradienten bei allgemein unter 0,5 m/d. Nur in stärker reliefierten Lockergesteinsregionen (z.B. Jungmoränengebiet Nordostdeutschland) und Gebieten mit Durchlässigkeitsbeiwerten von mehr als 1×10^{-3} m/s (z.B. Alpenvorland) können Abstandsgeschwindigkeiten > 5 m/d erreicht werden.

Zur richtigen Einordnung der berechneten Abstandsgeschwindigkeiten ist anzumerken, dass gerade bei sehr geringen nutzbaren Hohlraumanteilen (wie z.B. in den paläozoischen Schiefergesteinen) ein nur geringer Anteil des Sickerwassers über den Grundwasserpfad d.h. über den eigentlichen "Aquifer" entwässert. Der überwiegende Anteil wird wahrscheinlich als natürlicher Zwischenabfluss über die Auflockerungszone oberhalb des Aquifers den Vorfluter erreichen. Dies kann in der Ergebniskarte zur Abstandsgeschwindigkeit nur eingeschränkt wiedergegeben werden. Die Karte der Abstandsgeschwindigkeiten sowie auch die hierauf

aufbauende Karte der Grundwasserfließzeiten (Abbildung 9-16) sollten daher immer gemeinsam mit Abbildung 6-8 (BFI-Werte mit den Anteilen der Grundwasserneubildung am Gesamtabfluss) bewertet werden.

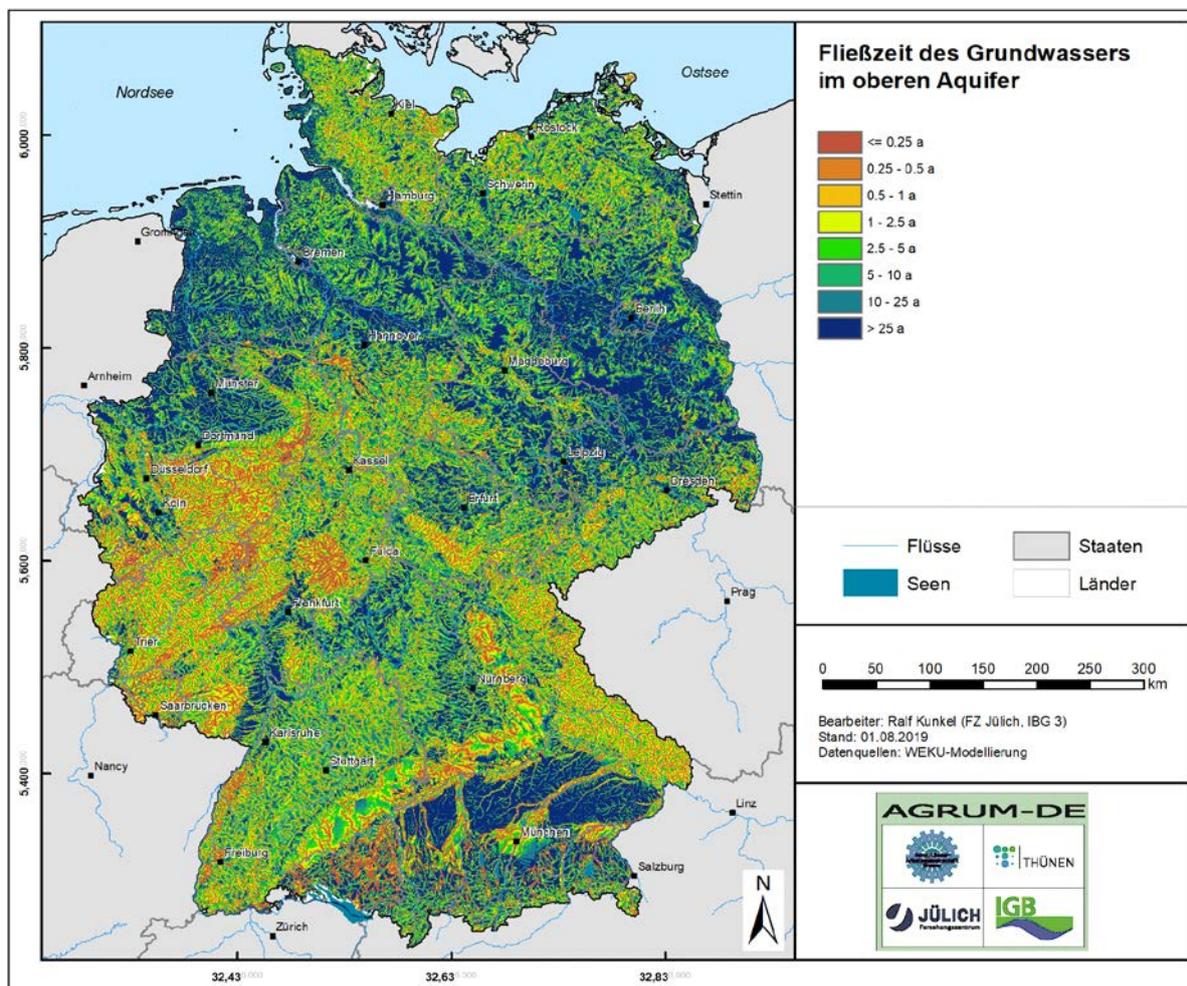


Abbildung 9-16: Fließzeit des Grundwassers im oberen Aquifer

Die Verweilzeiten des Grundwassers weisen eine große Spannweite zwischen weniger als 0,25 Jahren und mehr als 25 Jahren auf. In vielen quartären Lockergesteinsregionen treten zum Teil hohe Grundwasserfließzeiten auf, die häufig zwischen 5 und mehr als 25 Jahren liegen. Geringere Fließzeiten ergeben sich dort generell nur für Regionen in Vorfluternähe, Regionen mit hoher Vorfluterdichte und/oder Regionen mit steilen hydraulischen Gradienten. Großflächig geringe Verweilzeiten von weniger als 2,5 Jahren sind typisch für die meisten Festgesteinsregionen.

In diesem Zusammenhang sei nochmals darauf hingewiesen, dass für die Festgesteinsregion Fließzeiten berechnet wurden, die sich typischerweise für die Auflockerungszone über dem unverwitterten Gestein ergeben. Hierfür wurden die in der HÜK 200 für das unverwitterte Gestein ausgewiesenen Durchlässigkeitsbeiwerte (vgl. Abb. 5-19) pauschal um eine Größenordnung erhöht. Auf diese Weise wurde dem Umstand Rechnung getragen, dass der weitaus überwiegende Anteil des Grundwasserabflusses in der Auflockerungszone auftritt.

Es sei betont, dass sich die dargestellten Fließzeiten immer auf den grundwasserbürtigen Abflussanteil beziehen. Wie bereits ausgeführt wurde, stellt der grundwasserbürtige Abflussanteil nicht in allen Regionen die dominierende Abflusskomponente dar. So trägt beispielsweise in Gebieten, in denen paläozoische Schiefer an der Oberfläche anstehen (z.B. im Rheinischen Schiefergebirge) der grundwasserbürtige Abfluss häufig weniger als 15% zum

Gesamtabfluss bei. In diesen Regionen beziehen sich die angegebenen Fließzeiten daher generell nicht auf die regional dominante Abflusskomponente. Dies ist bei der Interpretation und Anwendung der Ergebnisse unbedingt zu berücksichtigen.

Nach der Berechnung der Grundwasserfließzeiten wurde eine Modellierung des reaktiven Stickstofftransports im oberen Aquifer von nitratabbauenden Aquiferen vorgenommen. Dies machte eine Einschätzung der in Deutschland auftretenden Aquifere hinsichtlich ihres Nitratabbauvermögens erforderlich.

7.5.7.2 Bestimmung des Nitratabbauvermögens von Grundwasserleitern

Basierend auf den je nach Parameter bis zu 16.000 von den Bundesländern zur Verfügung gestellten Grundwassergütemessstellen wurde das Nitratabbauvermögen im Grundwasser nach der in Kap. 3.6.2 beschriebenen geostatistischen Auswertung ausgewiesen. Es wurden die Gehalte von Eisen, Mangan, Nitrat, Sauerstoff und DOC mit Hilfe eines IDW-Verfahrens in ein 100 x 100 m Raster auf die Fläche von Deutschland interpoliert. Diesen interpolierten Konzentrationen wurden dann gemäß Tab. 5-6 Punktwerte zugeordnet, die das jeweilige Denitrifikationspotential eines Parameters von Stufe 0 (kein Nitratabbau) bis Stufe 3 (sehr guter Nitratabbau) grob typisieren. Abb. 7-17 zeigt das Ergebnis für die Einzelparameter.

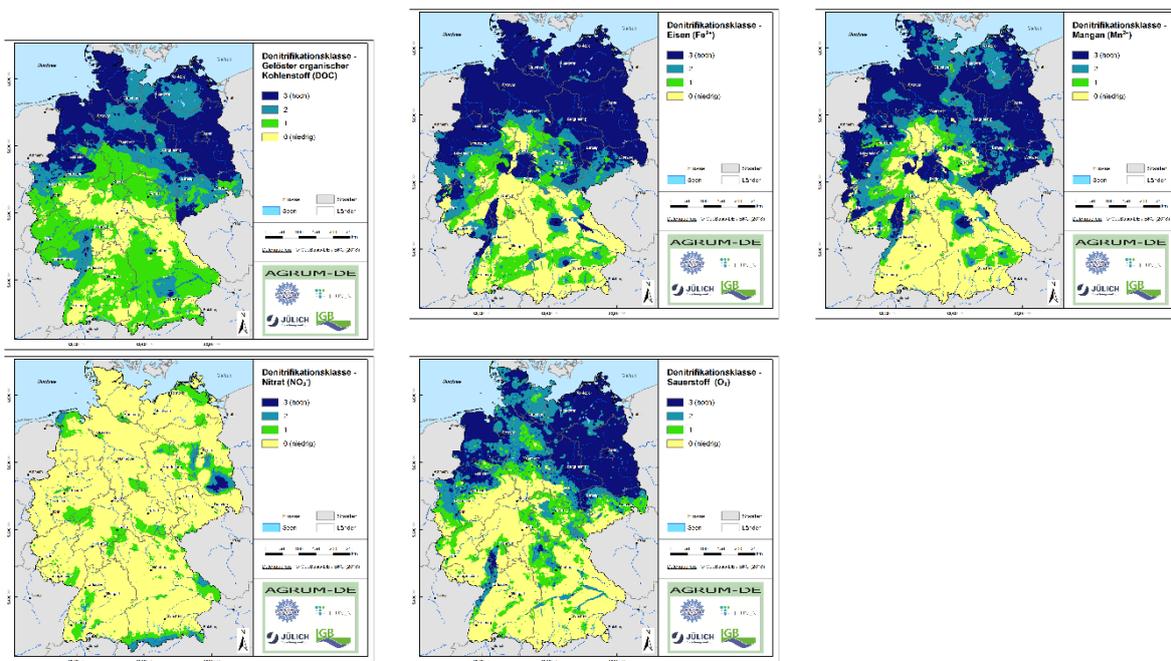


Abbildung 7-17: Einstufung der regionalisierten Konzentrationsbereiche der Einzelparameter in Denitrifikationsklassen.

Wie Abb. 7-17 zeigt, weisen die überwiegend in Denitrifikationsstufe 2 gelegenen Fe(II)- und Mn(II)-Gehalte sowie die Sauerstoff- und DOC-Gehalte im Norddeutschen Flachland, sowie in der Niederrheinischen Bucht und dem Oberrheingraben auf reduzierte Grundwasserverhältnisse hin. Sonstige Sauerstoff- und DOC-Gehalte zeigen überwiegend oxidierte Grundwasserverhältnisse an. Nitratgehalte weisen deutschlandweit größtenteils auf reduziertes hydrochemisches Milieu hin.

In einem abschließenden Schritt wurden die Punktwerte der Indikatorgrößen gemittelt. Das Nitratabbauvermögen ergibt sich somit aus dem Mittelwert der der Punktzahlen der Einzelparameter. Das Ergebnis zeigt Abb. 7-18.

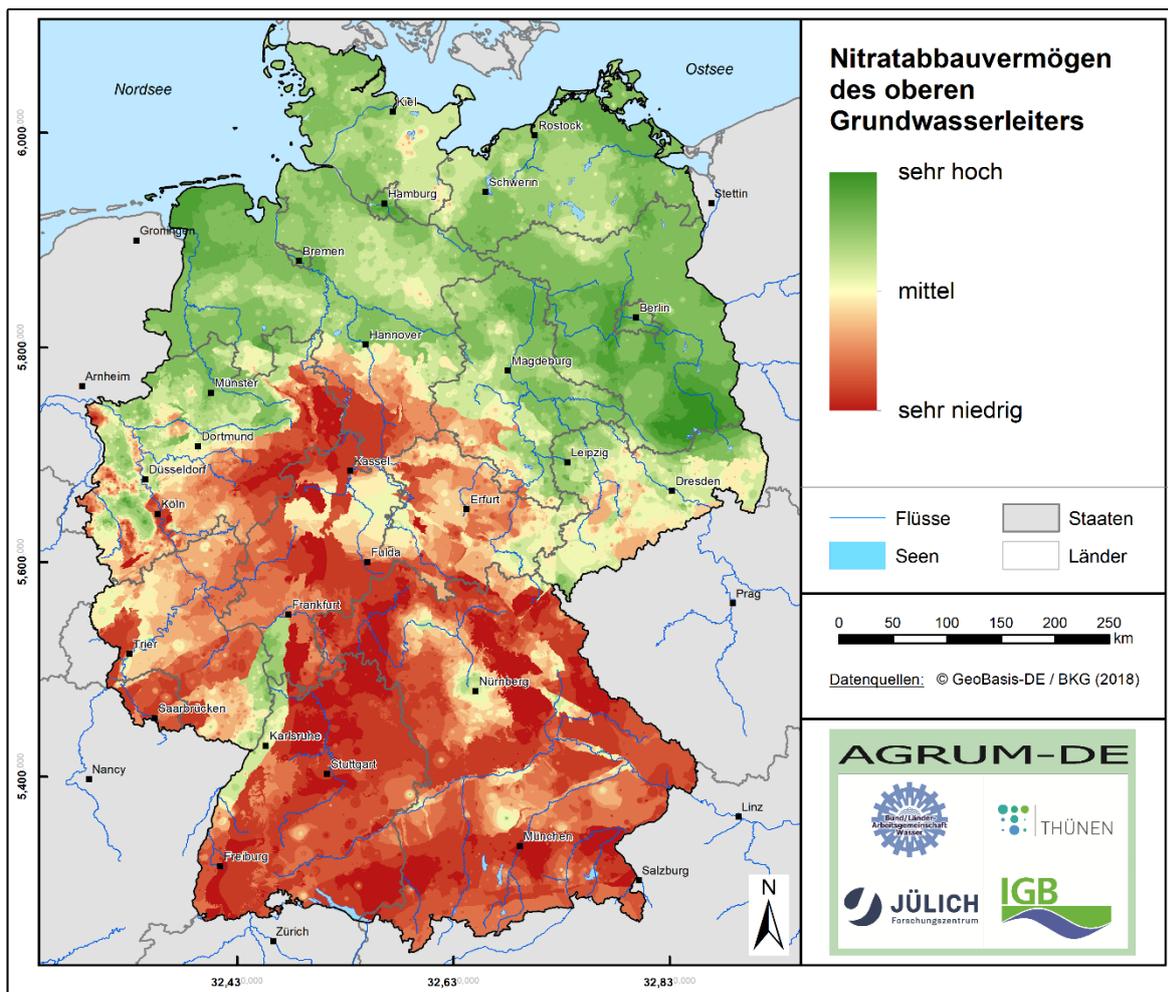


Abbildung 7-18: Nitratabbauvermögen des oberen Grundwasserleiters basierend auf den Konzentrationsbereichen der Einzelparameter

- Im Bereich „hoch“ (3) liegen nur kleine Regionen im südlichen Brandenburg (Lausitz) sowie einigen Urstromtälern im Norddeutschen Tiefland. Dort liegen alle Stoffgehalte in einem Bereich, der für reduzierte Aquifere typisch ist. Hier ist eine uneingeschränkte Denitrifikation im Aquifer denkbar.
- Der Bereich „mittel bis hoch“ (1,5 – 3) ist ebenfalls im Norddeutschen Tiefland verbreitet sowie nördlichen Teil des Oberrheingrabs und der Niederrheinischen Bucht. Dort sind neben im allgemein hohen Eisen- und Mangankonzentrationen auch geringe Sauerstoff- und DOC-Konzentrationen festzustellen. Hier ist eine eingeschränkte Denitrifikation im Aquifer denkbar.
- Geringes bis mittleres Nitratabbauvermögen (0 – 1,5) dominiert in fast allen Festgesteinsbereichen. Dort, wo leicht erhöhte Eisen- und Mangankonzentrationen auf reduzierte Grundwasserverhältnisse hinweisen (z.B. rheinisches Schiefergebirge) ist eine Denitrifikation im Aquifer eher wahrscheinlich, als in den Regionen, in denen alle Parameter auf oxidierte Verhältnisse hinweisen (z.B. Verbreitungsgebiete von Kristallingesteinen und Sandsteinen). Je näher die Punktzahlen bei 0 liegen, desto höher ist die Wahrscheinlichkeit, dass mit keiner nennenswerten Denitrifikation im Aquifer zu rechnen ist. Bedingt durch hohe Sauerstoffeinträge mit der Grundwasserneubildung und geringe Fließzeiten weisen auch die quartären Lockergesteinsaquifere des südlichen Oberrheingrabs und des Alpenvorlandes ein geringes Nitratabbauvermögen auf.

Für die entsprechend ihres Nitratabbauvermögens klassifizierten Regionen (Abb. 7-18) wird im anschließenden WEKU-Rechengang unterstellt, dass sich der Nitrateintrag ins Grundwasser durch die Denitrifikation im Laufe der in Tab. 5-6 dargestellten Halbwertszeiten um die Hälfte reduziert.

7.5.7.3 N-Austräge in die Oberflächengewässer über das Grundwasser

In Abbildung 7-19 sind die mit dem WEKU-Modell berechneten, nach der Denitrifikation im Grundwasser verbleibenden, grundwasserbürtigen N-Einträge in die Oberflächengewässer jeweils für die Ausgangszelle dargestellt, in die der Eintrag in den Boden erfolgte. Für die meisten Festgesteinsregionen ist deutlich erkennbar, dass die grundwasserbürtigen N-Einträge in die Oberflächengewässer im Wesentlichen den N-Einträgen in das Grundwasser entsprechen. Grund hierfür sind die dort vorherrschenden ungünstigen Denitrifikationsbedingungen, die einen nennenswerten Nitratabbau im Aquifer weitgehend verhindern.

Für das Norddeutsche Tiefland und einige Niederungsgebiete (vor allem im Oberrheingebiet und in der Niederrheinischen Bucht) wurden nitratabbauende Bedingungen im Aquifer postuliert. Dort wird ein Teil des in den Aquifer eingetragenen Nitrats abgebaut. Durch die Regionen mit denitrifizierenden Eigenschaften des Aquifers werden die ins Grundwasser eingetragenen Nitratmengen aus dem Boden und über Kanalleckagen in Höhe von ca. 333.740 t N/a (siehe Abb. 7-14) insgesamt um ca. 185.926 t N/a vermindert. Über das Grundwasser werden auf diese Weise ca. 147.814 t N/a in die Oberflächengewässer ausgetragen, was bundesweit ca. 44% der in den Aquifer eingetragenen N-Menge entspricht.

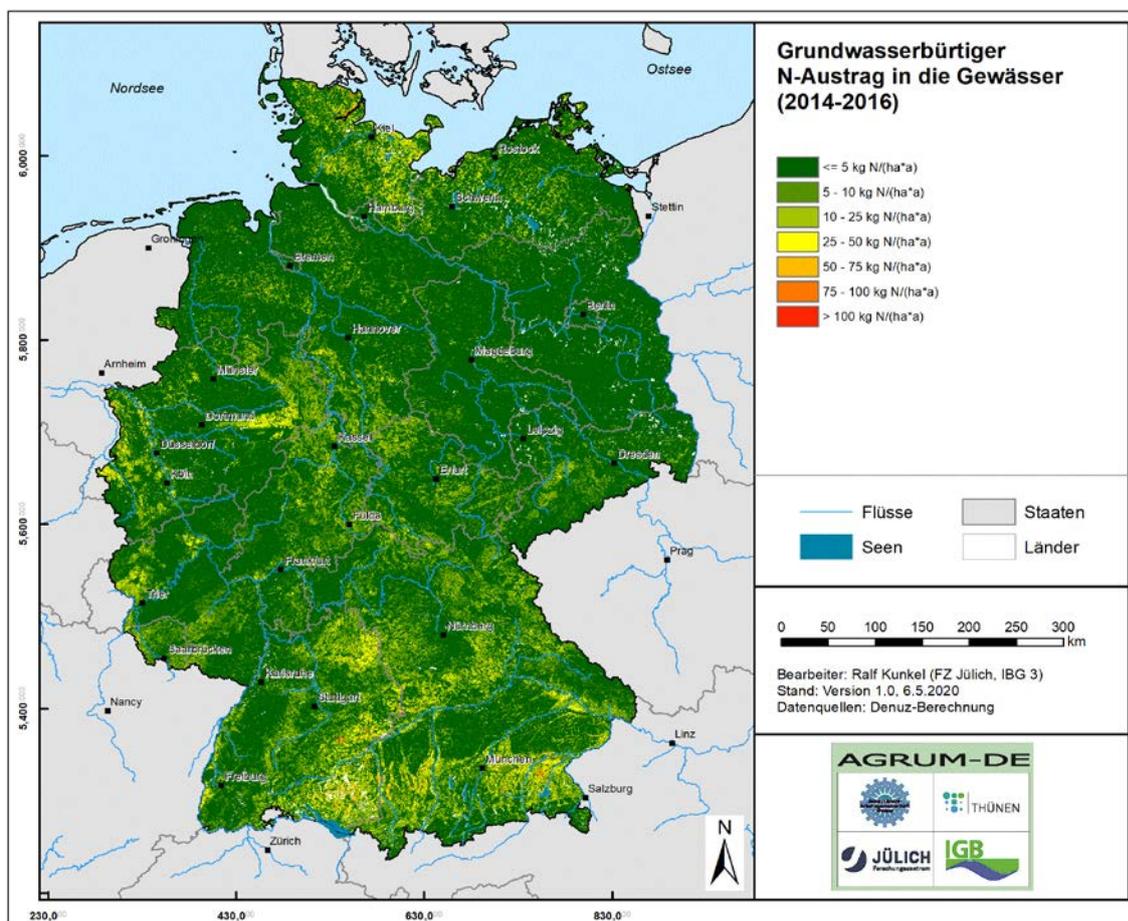


Abbildung 7-19: N-Einträge in die Oberflächengewässer über den Grundwasserabfluss

7.5.8 Gesamte diffuse N-Einträge in die Oberflächengewässer

In Abbildung 7-20 ist schließlich die Summe der N-Einträge in die Oberflächengewässer über alle diffusen N-Eintragspfade dargestellt. Die Höhe des diffusen N-Eintrags in die Oberflächengewässer liegt dabei zwischen weniger als 5 kg N/ha a und mehr als > 75 kg N/ha a. Der Großteil des diffusen N-Eintrags in die Oberflächengewässer erfolgt über den Zwischenabfluss und den Grundwasserabfluss. Insgesamt errechnet sich für Deutschland ein Gesamteintrag in die Oberflächengewässer aus diffusen Quellen in Höhe von ca. 370.130 t N/a.

Zur vollständigen Abbildung der N-Einträge in die Oberflächengewässer ist es erforderlich, auch die Emissionen von Punktquellen zu erfassen. Unter Punktquellen werden hier Einträge aus kommunalen Kläranlagen, industriell-gewerblichen Direkteinleitungen, aus Regenwasserkanäle im Trennsystem, durch Mischwasserüberläufe sowie aus Kleinkläranlagen verstanden. Für die Ermittlung der N-Einträge über diese Eintragspfade ist im AGRUM-DE-Projekt das Institut für Gewässerökologie und Binnenfischerei (IGB) verantwortlich. Im IGB erfolgt auch die Validierung der modellierten N-Gesamteinträge in die Oberflächengewässer unter Berücksichtigung der Retention im Gewässer (siehe Zwischenbericht 2020 des IGB).

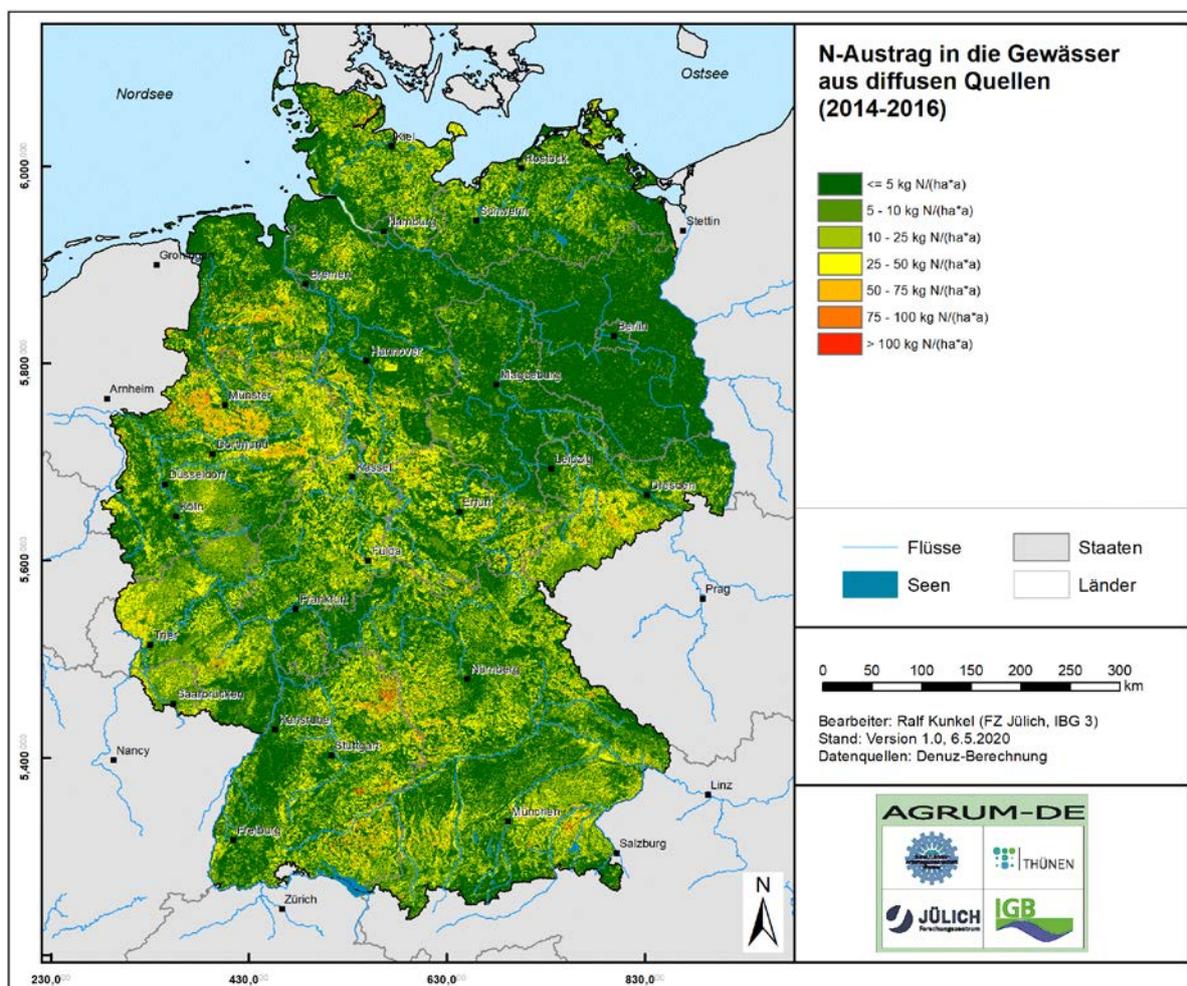


Abbildung 7-20: N-Einträge in die Oberflächengewässer aus diffusen Quellen

7.6 Diffuse Stickstoffeinträge in die Oberflächengewässer nach Bundesländern und für die deutschen Anteile der Flussgebietseinheiten

In den vorangegangenen Kapiteln wurden die Ergebnisse zum mittleren diffusen N-Eintrag nach Eintragungspfaden separat dargestellt und diskutiert. Diese Ergebnisse werden in diesem Kapitel zu einer Synthese zusammengefasst, wobei die Gesamtbelastung aus den verschiedenen Pfaden getrennt nach Bundesländern (Tab. 7-3) und die deutschen Anteile der Flussgebietseinheiten (Tab. 7-4) aufgezeigt wird. Die Werte in den Tabellen stellen den Stand der Bearbeitung des AGRUM-DE-Projektes zur 6. Sitzung des Projektbeirates am 30.06. dar und wurden als Anlage 1 zum Protokoll erstellt. Sämtliche Werte sind gerundet. Die Summe der Einzelwerte ergibt dadurch nicht immer den Gesamtwert. Die Tabellen bilden eine Grundlage zur Abstimmung des Vorgehens für das Handlungsfeld Reduzierung der Nährstoffeinträge in den Entwürfen der Bewirtschaftungspläne.

Tabelle 7-3: Stickstoffeinträge in die Oberflächengewässer nach Bundesländern für die sechs diffusen N-Eintragspfade in die Vorfluter: AD = Atmosphärische Deposition auf Gewässerflächen, AS = Abschwemmung, ER = Erosion, DR = Dränage, ZA = Zwischenabfluss, GW = Grundwasser

Land	Diffuse Stickstoffeinträge [t N/a] in die Oberflächengewässer für das Basisjahr					
	AD	AS	ER	DR	ZA	GW
BB	1.000	30	90	320	1.000	1.400
BE	70	0	<5	<5	80	20
BW	650	250	2.300	880	15.000	28.000
BY	1.700	640	4.200	910	26.000	45.000
HB	80	<5	<5	10	30	30
HE	200	190	1.000	390	14.000	8.900
HH	120	<5	<5	10	50	60
MV	2.800	10	200	6.000	2.000	7.100
NI	2.300	130	1.200	7.900	22.000	10.000
NW	1.000	250	1.300	5.200	29.000	14.000
RP	230	80	980	220	16.000	7.400
SH	2.300	10	170	3.200	2.300	12.000
SL	30	<5	80	10	2.200	1.700
SN	530	90	910	1.300	15.000	4.000
ST	450	10	540	1.300	4.300	1.700
TH	160	80	920	390	15.000	6.300
DE	14.000	1.800	14.000	28.000	160.000	150.000

Tabelle 7-4: Stickstoffeinträge in die Oberflächengewässer für die deutschen Anteile der Flussgebietseinheiten: AD = Atmosphärische Deposition auf Gewässerflächen, AS = Abschwemmung, ER = Erosion, DR = Drainage, ZA = Zwischenabfluss, GW = Grundwasser

Area Code - Name	Diffuse Stickstoffeinträge [t N/a] in die Oberflächengewässer für das Basisjahr					
	AD	AS	ER	DR	ZA	GW
1000 - Donau	1.500	530	3.300	1.100	18.000	46.000
2000 - Rhein	1.700	610	5.300	4.600	64.000	47.000
2100 - Alpenrhein/Bodensee	40	10	130	170	460	4.100
2200 - Hochrhein	30	10	90	40	710	1.300
2300 - Oberrhein	250	40	790	150	3.400	4.000
2380 - Neckar	110	110	920	280	8.400	8.800
2400 - Main	270	150	1.700	140	14.000	11.000
2600 - Mosel/Saar	100	30	470	60	9.100	5.100
2700 - Mittelrhein	110	90	580	220	10.000	4.100
2800 - Niederrhein	670	160	630	1.300	14.000	7.300
2900 - Deltarhein	80	<5	20	2.200	3.600	1.100
3000 - Ems	950	20	90	6.200	9.800	2.900
3100 - Obere Ems	120	10	40	3.000	5.100	1.200
3500 - Ems/Nordradde	100	<5	<5	480	420	180
3600 - Hase	70	10	50	1.700	2.900	960
3800 - Leda-Jümme	120	<5	<5	840	860	350
3900 - Untere Ems	480	<5	<5	240	580	180
3990 - Ems-Ästuar	50	<5	<5	<5	<5	<5
4000 - Weser	1.300	290	2.400	3.100	32.000	16.000
4100 - Werra	40	40	230	110	4.500	2.300
4200 - Fulda/Diemel	80	80	530	180	7.700	4.700
4500 - Weser	280	80	800	660	8.500	3.600
4800 - Aller	170	10	120	480	2.800	1.200
4880 - Leine	100	60	640	70	4.700	2.800
4900 - Tide-Weser	620	10	30	1.600	4.200	1.600
5000 - Elbe	3.500	200	2.300	5.800	36.000	17.000
5210 - Obere Moldau	<5	<5	<5	<5	20	20
5240 - Berounka	<5	<5	<5	0	20	20
5300 - Eger und Untere Elbe	10	20	30	30	590	540
5400 - Mulde-Elbe-Schwarze Elster	480	70	690	1.500	12.000	3.200
5600 - Saale	400	90	1.400	590	17.000	5.800
5700 - Mittlere Elbe/Elde	760	10	70	1.500	1.900	2.500
5800 - Havel	1.000	10	90	580	1.200	1.100
5900 - Tideelbe	870	10	70	1.600	3.100	4.100
6000 - Oder	430	20	110	370	560	870
6300 - Mittlere Oder (IKSO)	30	<5	<5	<5	20	50
6400 - Lausitzer Neiße (IKSO)	30	<5	40	10	230	160
6700 - Stettiner Haff	230	<5	40	350	170	410
6900 - Untere Oder	140	20	30	10	140	240
7000 - Maas	90	20	70	50	950	3.000
9500 - Eider	620	<5	10	1.300	680	1.900
9610 - Schlei/Trave	1.300	<5	130	1.100	770	7.100
9650 - Warnow/Peene	2.000	10	140	4.400	1.400	5.100

8 Aktueller Phosphoreintrag in die Oberflächengewässer aus diffusen Quellen

8.1.1 P-Einträge in die Oberflächengewässer über atmosphärische Deposition auf Gewässerflächen

Nach der in Kapitel 4.6 beschriebenen Vorgehensweise ergibt sich eine Wasserfläche von bundesweit ca. 6300 km². Dabei ist zu beachten, dass Standgewässer nur berücksichtigt werden, wenn sie an das Fließgewässernetz angeschlossen sind. Über die Depositionsrates für P_{ges} von 0,6 kg/(ha·a) ergibt sich eine Eintragssumme von ca. 370 t/a. Die atmosphärische Deposition auf Böden wird an dieser Stelle nicht weiter betrachtet, da diese Stoffmengen im Oberboden weitestgehend fixiert werden, z.B. durch Sorption bzw. in anderen Eintragspfaden erfasst werden.

Mitentscheidend für den P-Eintrag ist die Breite der Oberflächengewässer, die sich jedoch im Kartenmaßstab des Projekts nicht darstellen lässt. Deshalb wird auf eine separate Kartendarstellung an dieser Stelle verzichtet.

8.1.2 P-Einträge in die Oberflächengewässer über Erosion

Nach der in Kapitel 4.4 beschriebenen Methodik wird der Sedimenteintrag aus der Bodenabtragsgefahr ermittelt. Das Sedimenteintragsverhältnis, d.h. der Anteil des Bodenabtrags, der in Gewässernähe erfolgt und potenziell in das Oberflächengewässer gelangt, beträgt ca. 14 %. Dies entspricht etwa 3,5 Mio. t/a Sediment. Durch Einbeziehung des P-Gehalts im Oberboden (Kap. 5.12) lässt sich der P-Eintrag in die Oberflächengewässer nach Gleichung 20 modellieren. Er beträgt bundesweit ca. 4.310 t/a P_{ges}, im Mittel ca. 7 kg/(ha·a) und wird in Abbildung 8-1 dargestellt.

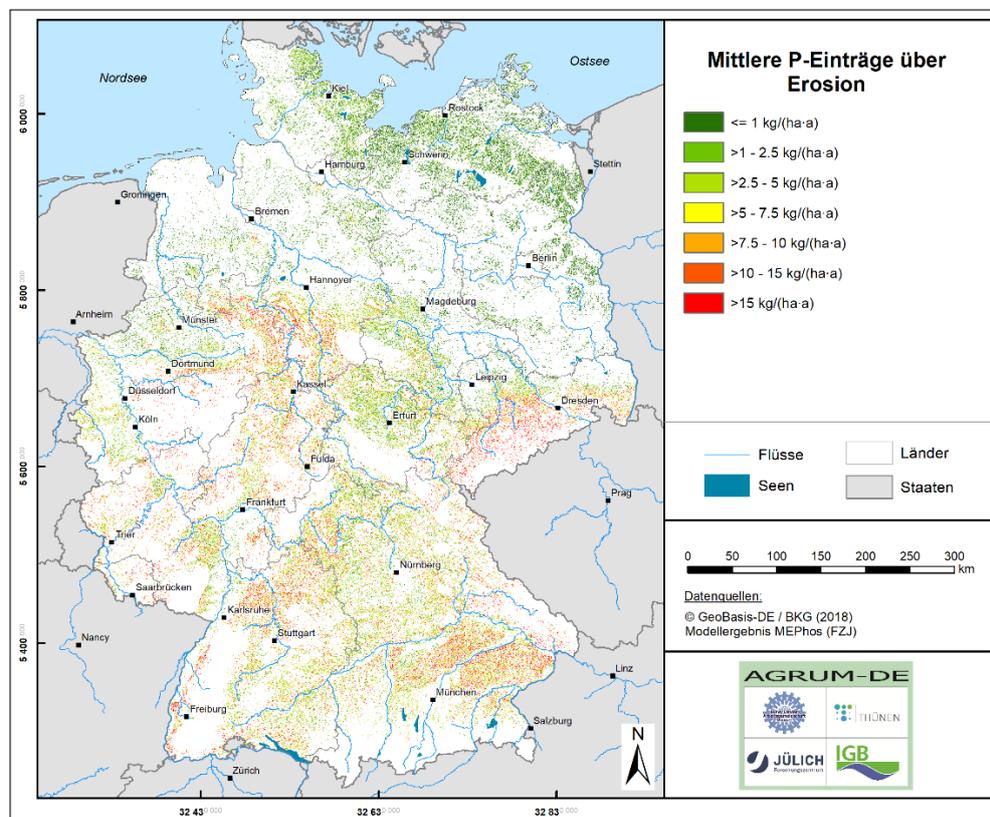


Abbildung 8-1: P-Einträge in die Oberflächengewässer durch Wassererosion

Unterdurchschnittliche P-Einträge zwischen <1 und ca. $4 \text{ kg}/(\text{ha}\cdot\text{a})$ treten weit verbreitet im norddeutschen Tiefland auf, und sind hier v.a. Folge der niedrigen Bodenabtragsgefahr infolge niedriger Hangneigungen. Ähnliches gilt für Sachsen-Anhalt und Thüringen, wo niedrige Bodenabtragsgefahren auch auf geringe C-Faktoren (hohe Anteile konservierender Bodenbearbeitung) zurückgehen, gepaart mit vergleichsweise niedrigen P-Gehalten im Oberboden. Überdurchschnittliche P-Einträge über Wassererosion, insbesondere über $10 \text{ kg}/(\text{ha}\cdot\text{a})$ sind typisch für Mittelgebirgslagen mit hoher Bodenabtragsgefahr.

8.1.3 P-Einträge in die Oberflächengewässer über Abschwemmung

Abbildung 8-2 zeigt die mittleren P-Einträge über Abschwemmung in Deutschland. Sie betragen im Mittel ca. $0,5 \text{ kg}/(\text{ha}\cdot\text{a})$, in Summe etwa 440 t/a . P-Einträge über Abschwemmung treten verbreitet in allen Mittelgebirgen sowie im Jungmoränenland auf. Überdurchschnittliche Einträge sind v.a. an hohen Oberflächenabflüsse und an Ackerflächen gebunden, z.B. im Rheinischen Schiefergebirge sowie im Hunsrück.

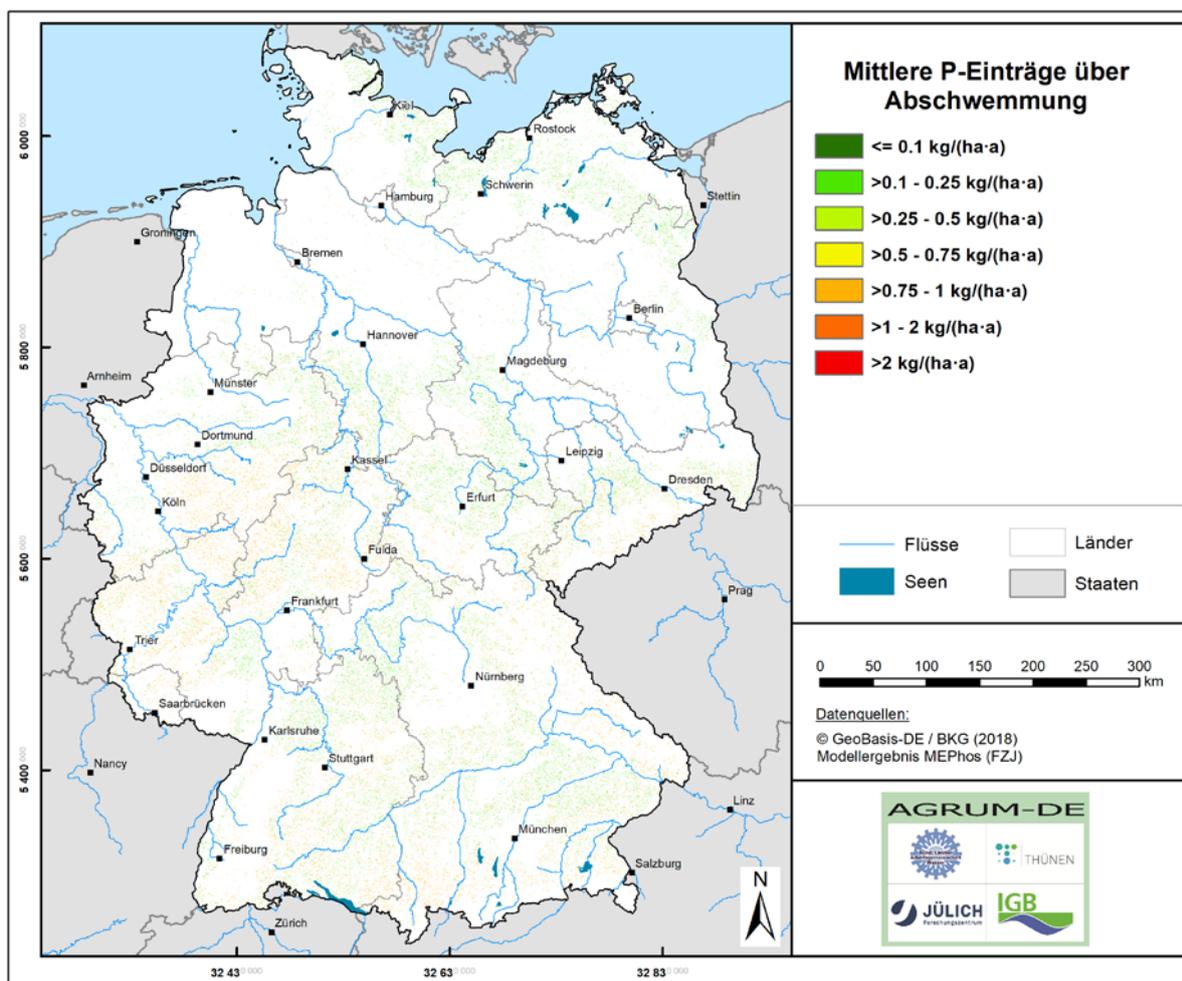


Abbildung 8-2: P-Einträge in die Oberflächengewässer durch Abschwemmung

8.1.4 P-Einträge in die Oberflächengewässer über den Abfluss aus Dränagen

Das Modellergebnis des mittleren P-Eintrags über Dränagen ist in Abbildung 8-3 zu sehen. Diese P-Einträge belaufen sich in Summe auf ca. 2750 t/a, im Mittel pro Hektar und Jahr werden ca. 1 kg/(ha·a) für die potenziell dränierete Landwirtschaftsfläche berechnet. Dabei schwankt der Eintrag zwischen < 0,1 und > 2 kg/(ha·a) stark. Überdurchschnittliche Einträge werden für die Marschen errechnet, was auch Folge der hohen P-Konzentrationen im dortigen Dränabfluss ist. Niedrige Austräge von unter 0,5 kg/(ha·a) sind typisch für lehmige und damit sorptionsstarke Standorte, z.B. Beckumer Berge südlich von Münster oder die Verbreitungsgebiete der Geschiebelehme im Jungmoränenland Mecklenburg-Vorpommerns.

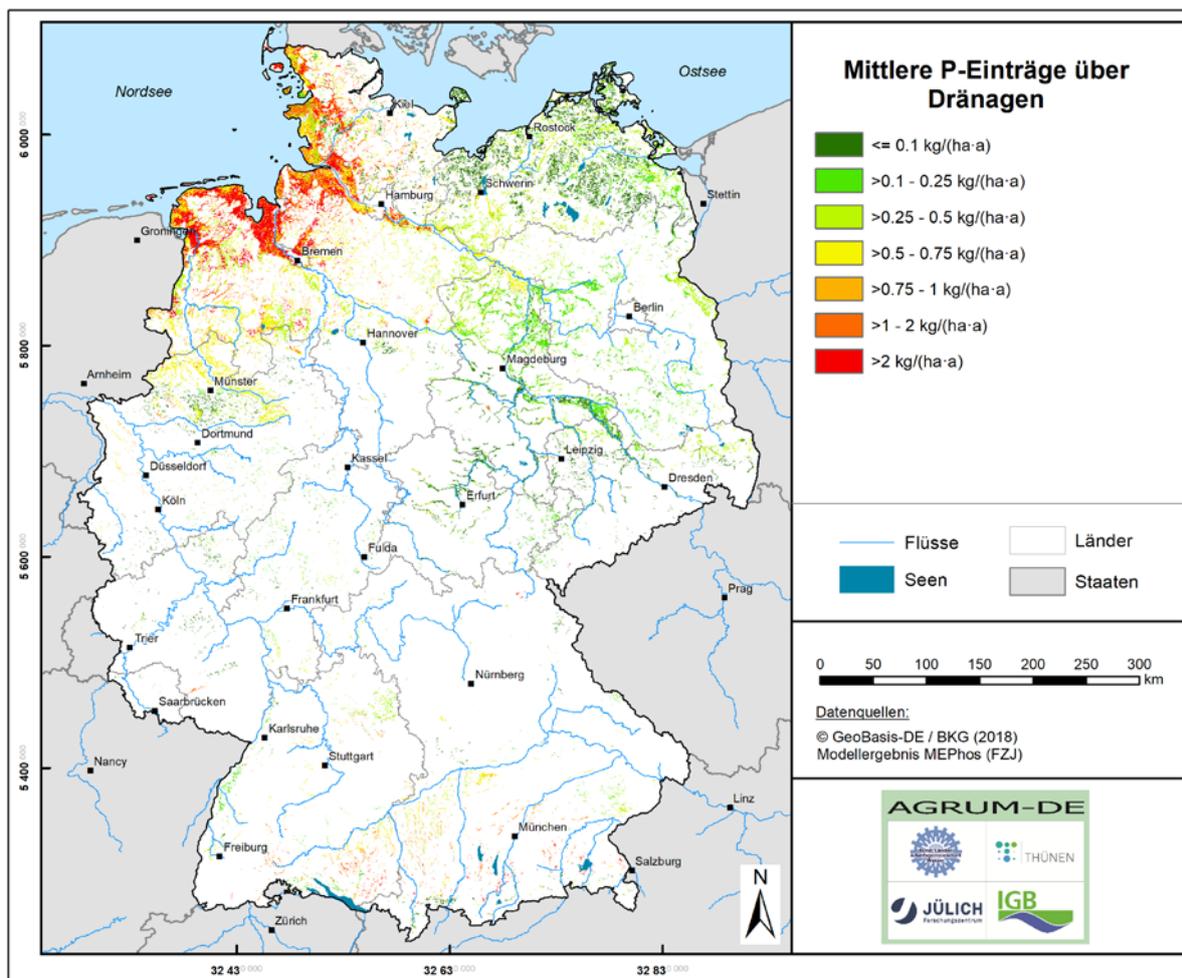


Abbildung 8-3: P-Einträge in die Oberflächengewässer durch Dränagen

8.1.5 P-Einträge in die Oberflächengewässer über den natürlichen Zwischenabfluss

Mittlere P-Einträge über natürlichen Zwischenabfluss sind v.a. in reliefierten Lagen in den Mittelgebirgen sowie im Jungmoränenland zu finden. Auf höhergelegenen Standorten mit größerer Niederschlags- und Zwischenabflusshöhe werden P-Einträge zwischen 0,1 und 0,25 kg/(ha·a) erreicht, in den übrigen Gebieten überschreiten die Einträge 0,1 kg/(ha·a) nicht. Im Mittel betragen sie ca. 0,08 kg/(ha·a), die bundesweite Summe des P-Eintrags über Zwischenabfluss beläuft sich auf ca. 1010 t/a.

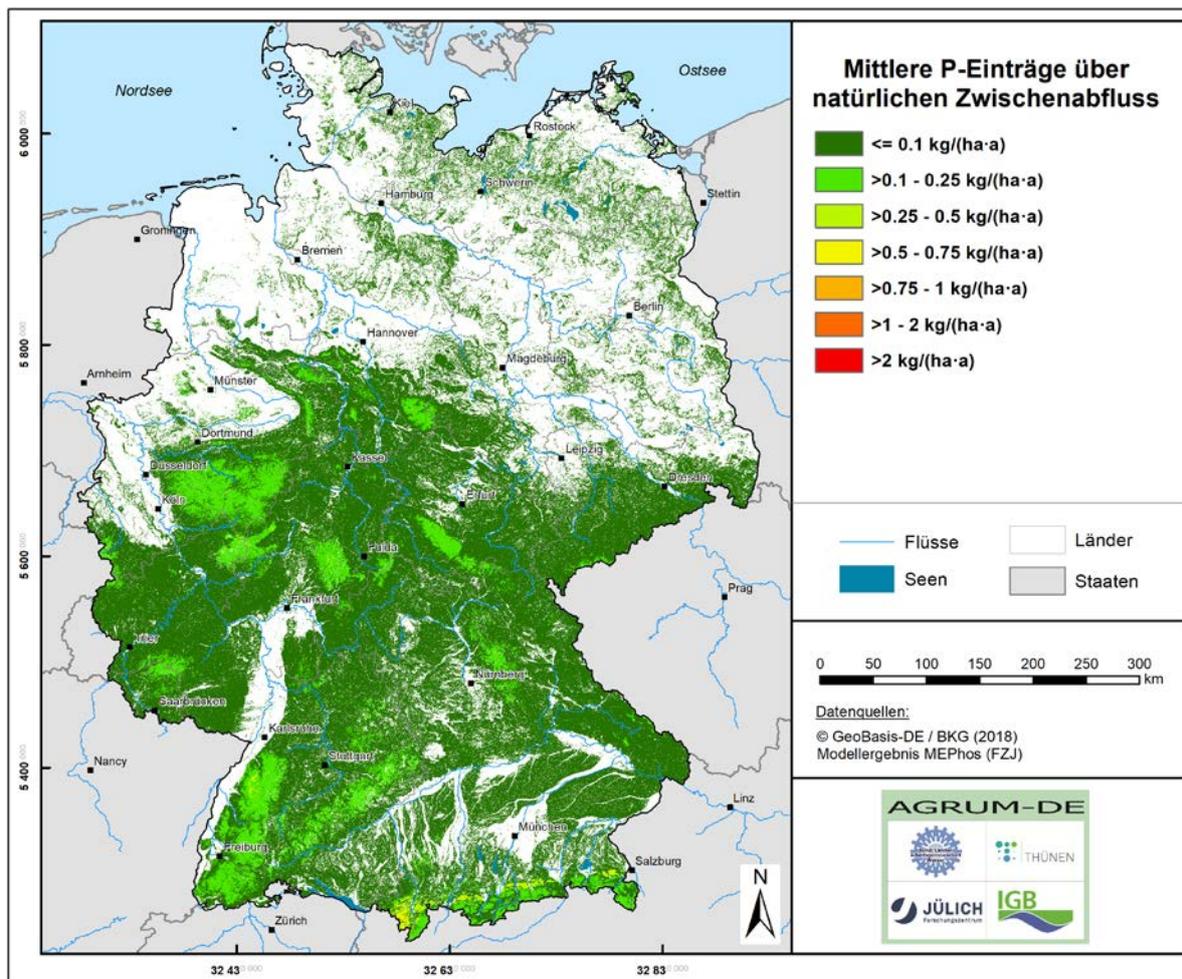


Abbildung 8-4: P-Einträge in die Oberflächengewässer durch natürlichen Zwischenabfluss

8.1.6 P-Einträge in die Oberflächengewässer über grundwasserbürtigen Abfluss

Die modellierten mittleren Pges-Einträge über grundwasserbürtigen Abfluss werden in Abbildung 8-5 gezeigt. Sie belaufen sich bundesweit auf ca. 1740 t/a bei einem Mittelwert von etwa 0,05 kg/(ha·a). Überdurchschnittliche P-Einträge, insbesondere über 0,1 kg/(ha·a) treten v.a. in der norddeutschen Geest sowie in Teilen des Jungmoränenlands auf und sind hier Folge einer höheren Grundwasserneubildung von mehr als 150 mm/a. Darüber hinaus werden sie in Abbildung 8 5 für Mittelgebirgszüge ausgewiesen, in denen der Median der gemessenen Konzentrationen über 0,03 und teilweise über 0,04 mg/l liegt. Dazu gehören die Umrandung der Münsterländischen Kreidebucht, Teile der Niederrheinischen Bucht und des Oberrheingrabens, der Vogelsberg, Schwäbische und Fränkische Alb sowie die tertiären Sedimente des Voralpenraums.

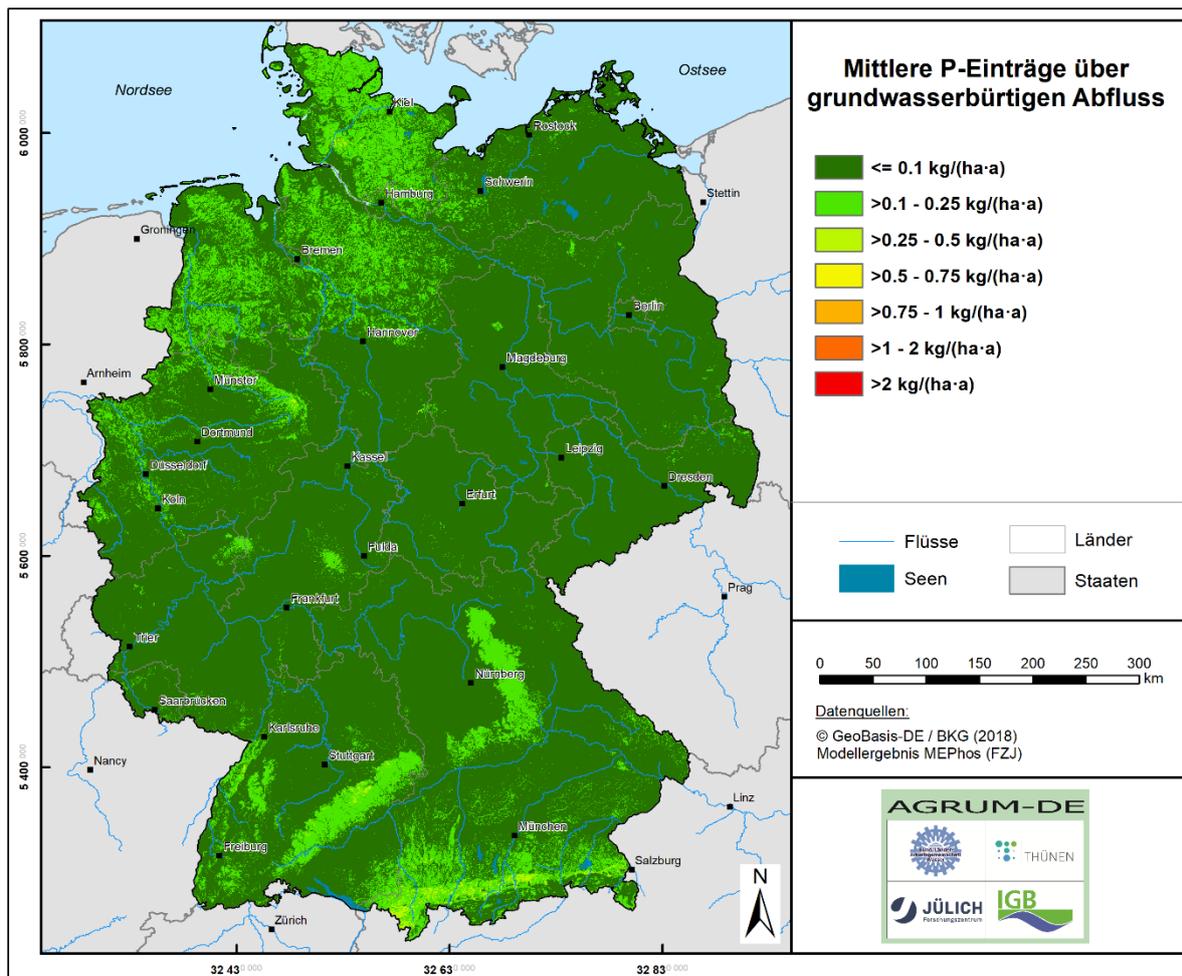


Abbildung 8-5: P-Einträge in die Oberflächengewässer durch grundwasserbürtigen Abfluss

8.1.7 Gesamte diffuse Pges- und o-PO₄-P-Einträge in die Oberflächengewässer

Der gesamte Pges-Eintrag aus diffusen Quellen beträgt 10620 t/a. Abbildung 8-6 stellt die Pges-Einträge aus diffusen Quellen im Vergleich dar. Danach ist die Wassererosion der bedeutendste diffuse Eintragspfad für Pges mit 4310 t/a, gefolgt von Dränagen (2750 t/a), Grundwasser (1740 t/a) und Zwischenabfluss (1010 t/a).

Um Aussagen zur Eutrophierungsrelevanz von Phosphoreinträgen in Binnengewässern zu treffen, ist der Parameter Pges nur von eingeschränkter Aussagekraft, da dieser teilweise gebunden an Bodenpartikeln vorliegt und in dieser Form nicht eutrophierend wirkt. Allerdings gibt es im Gewässer Freisetzungprozesse, sodass ein Teil des gebundenen Phosphors mobilisiert werden kann. Aufgrund der komplexen Prozesse ist die Einschätzung, wie schnell dies abläuft und wie viel des Phosphors wieder verfügbar wird, schwierig. Stattdessen wird hier vergleichend betrachtet wie hoch der direkte Eintrag von gelöstem und damit unmittelbar eutrophierungswirksamem ortho-Phosphat-Phosphor ist. Da letzterer in dieser Studie nicht Gegenstand der Modellierung war, wurde der gelöste Anteil am Gesamtphosphor in Anlehnung an Tetzlaff et al. (2009) abgeschätzt. Dabei werden folgende Anteile von Pgelöst an Pges angesetzt: Dränagen 70 %, grundwasserbürtiger Abfluss, Zwischenabfluss und Abschwemmung 100 %, Erosion 10 %.

Daraus ergibt sich ein Gesamteintrag von gelöstem P in Höhe von 5850 t/a bzw. 55 % des diffusen Pges-Eintrags in Deutschland. Die Relevanz der einzelnen Eintragspfade ändert sich dadurch deutlich. Der bedeutendste Eintragspfad für o-PO₄-P-Einträge ist nach Abbildung 8-7

die Dränage, gefolgt von Grundwasser und Zwischenabfluss. Die Wassererosion ist etwa gleichbedeutend mit der Abschwemmung mit 430 t/a.

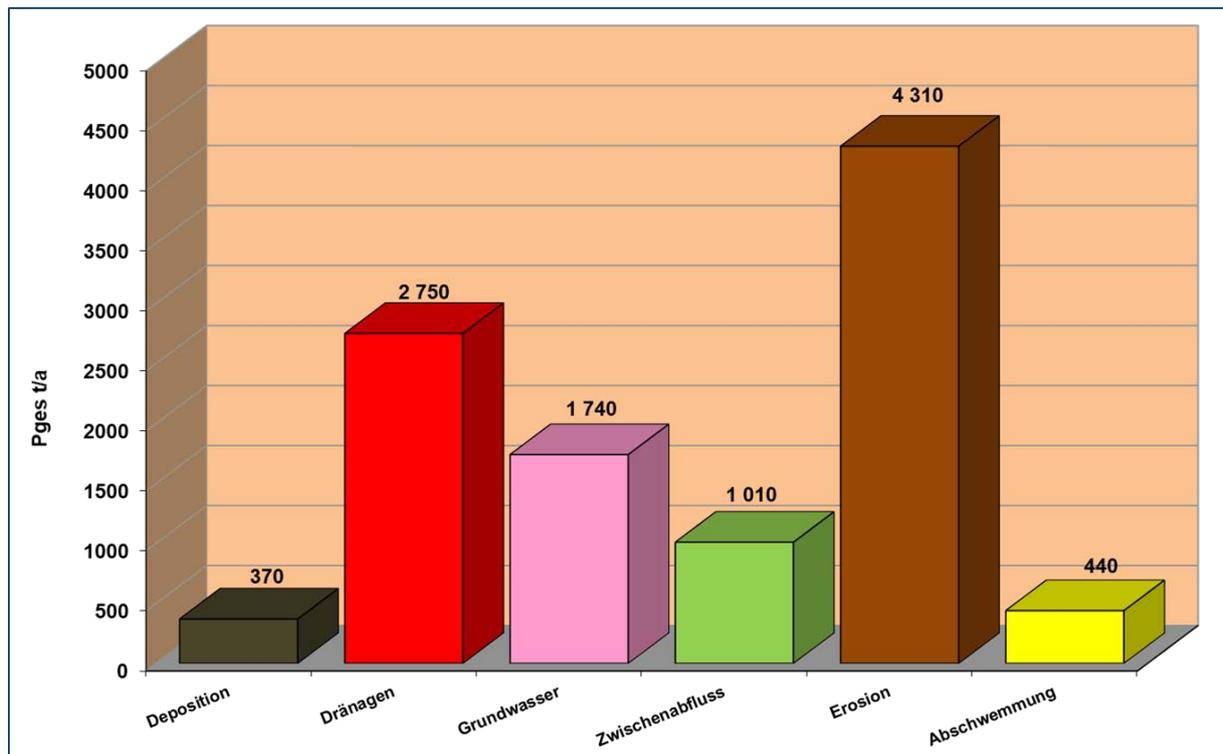


Abbildung 8-6: Pges-Einträge in die Oberflächengewässer aus diffusen Quellen

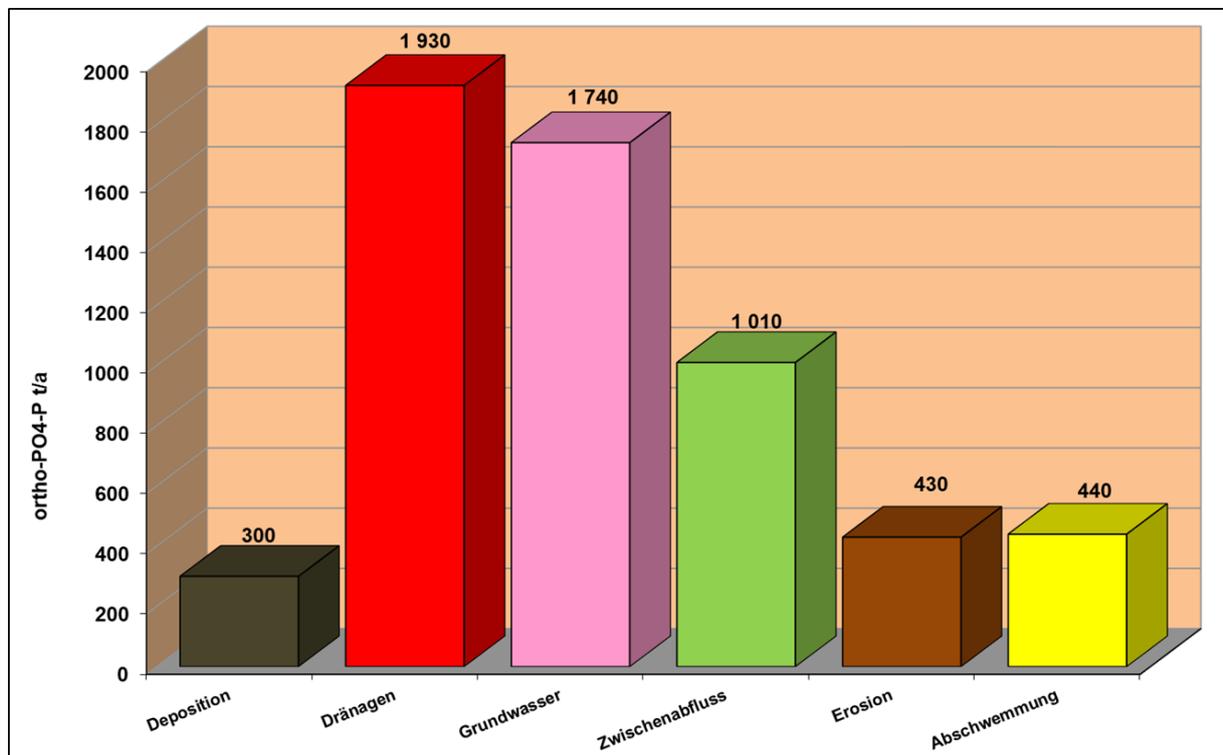


Abbildung 8-7: Abgeschätzte o-PO₄-P-Einträge in die Oberflächengewässer aus diffusen Quellen

Zur vollständigen Abbildung der P-Einträge in die Oberflächengewässer ist es erforderlich, auch die Emissionen von Punktquellen zu erfassen. Unter Punktquellen werden hier Einträge aus kommunalen Kläranlagen, industriell-gewerblichen Direkteinleitungen, aus Regenwasserkanäle im Trennsystem, durch Mischwasserüberläufe sowie aus Kleinkläranlagen verstanden. Für die Ermittlung der P-Einträge über diese Eintragspfade ist im AGRUM-DE-Projekt das Institut für Gewässerökologie und Binnenfischerei (IGB) verantwortlich. Im IGB erfolgt auch die Validierung der modellierten P-Gesamteinträge (siehe Zwischenbericht 2020 des IGB).

8.1.8 Diffuse Phosphoreinträge in die Oberflächengewässer nach Bundesländern und für die deutschen Anteile der Flussgebietseinheiten

In den vorangegangenen Kapiteln wurden die Ergebnisse zum mittleren diffusen Pges-Eintrag nach Eintragspfaden separat dargestellt und diskutiert. Diese Ergebnisse werden in diesem Kapitel zu einer Synthese zusammengefasst, wobei die Gesamtbelastung aus den verschiedenen Pfaden getrennt nach Bundesländern (Tab. 8-1) und die deutschen Anteile der Flussgebietseinheiten (Tab. 8-2) aufgezeigt wird. Die Werte in den Tabellen stellen den Stand der Bearbeitung des AGRUM-DE-Projektes zur 6. Sitzung des Projektbeirates am 30.06. dar und wurden als Anlage 1 zum Protokoll erstellt. Sämtliche Werte sind gerundet. Die Summe der Einzelwerte ergibt dadurch nicht immer den Gesamtwert. Die Tabellen bilden eine Grundlage zur Abstimmung des Vorgehens für das Handlungsfeld Reduzierung der Nährstoffeinträge in den Entwürfen der Bewirtschaftungspläne.

Tabelle 8-1: Phosphoreinträge in die Oberflächengewässer nach Bundesländern für die sechs diffusen N-Eintragspfade in die Vorfluter: AD = Atmosphärische Deposition auf Gewässerflächen, AS = Abschwemmung, ER = Erosion, DR = Dränage, ZA = Zwischenabfluss, GW = Grundwasser

Land	Diffuse Phosphoreinträge [t P/a] in die Oberflächengewässer für das Basisjahr					
	AD	AS	ER	DR	ZA	GW
SH	39	10	40	580	8	167
HH	3	0	0	18	0	5
NI	43	16	370	1641	82	304
HB	2	0	0	23	0	2
NW	24	48	386	88	146	158
HE	10	49	376	6	99	70
RP	13	43	279	3	91	54
BW	34	67	718	54	198	237
BY	62	108	1241	89	252	454
SL	1	2	22	0	16	13
BE	3	0	0	0	0	4
BB	45	6	17	52	1	85
MV	52	16	55	109	5	93
SN	19	29	422	18	45	38
ST	17	12	124	61	14	34
TH	7	29	257	8	58	31

Tabelle 8-2: Phosphoreinträge in die Oberflächengewässer für die deutschen Anteile der Flussgebietseinheiten: AD = Atmosphärische Deposition auf Gewässerflächen, AS = Abschwemmung, ER = Erosion, DR = Drainage, ZA = Zwischenabfluss, GW = Grundwasser

Area Code - Name	Diffuse Phosphoreinträge [t P/a] in die Oberflächengewässer für das Basisjahr					
	AD	AS	ER	DR	ZA	GW
1000 - Donau	51	99	974	104	198	433
2000 - Rhein	65	179	1634	104	515	465
2100 - Alpenrhein/Bodensee	1	9	41	16	8	27
2200 - Hochrhein	2	4	26	2	17	16
2300 - Oberrhein	12	10	252	7	57	72
2380 - Neckar	6	26	293	10	85	75
2400 - Main	13	37	521	3	116	105
2600 - Mosel/Saar	5	19	130	1	52	34
2700 - Mittelrhein	7	41	171	4	74	32
2800 - Niederrhein	17	33	194	19	100	81
2900 - Deltarhein	1	0	5	42	6	25
3000 - Ems	12	2	27	564	22	105
3100 - Obere Ems	2	1	13	50	11	33
3500 - Ems/Nordradde	2	0	0	49	1	13
3600 - Hase	1	1	13	45	6	25
3800 - Leda-Jümme	2	0	0	145	2	19
3900 - Untere Ems	5	0	0	274	2	15
3990 - Ems-Ästuar	0	0	0	1	0	0
4000 - Weser	30	56	755	777	152	215
4100 - Werra	2	11	70	2	29	17
4200 - Fulda/Diemel	4	22	192	2	43	27
4500 - Weser	6	12	248	41	32	36
4800 - Aller	4	2	34	35	12	52
4880 - Leine	3	8	203	3	26	22
4900 - Tide-Weser	10	1	9	693	11	61
5000 - Elbe	134	68	789	760	110	318
5210 - Obere Moldau	0	0	0	0	1	1
5240 - Berounka	0	0	0	0	0	0
5300 - Eger und Untere Elbe	0	2	11	0	4	4
5400 - Mulde-Elbe-Schw. Elster	18	20	311	24	36	38
5600 - Saale	16	36	403	16	51	32
5700 - Mittlere Elbe/Elde	32	3	17	88	5	61
5800 - Havel	44	4	28	44	2	65
5900 - Tideelbe	24	2	19	587	11	117
6000 - Oder	13	7	33	23	1	22
6300 - Mittlere Oder (IKSO)	1	0	1	1	0	2
6400 - Lausitzer Neiße (IKSO)	1	2	18	1	1	4
6700 - Stettiner Haff	6	3	9	12	0	8
6900 - Untere Oder	6	2	5	10	0	8
7000 - Maas	2	4	21	3	8	23
9500 - Eider	7	1	4	320	2	48
9610 - Schlei/Trave	21	9	32	36	2	60
9650 - Warnow/Peene	22	12	39	62	3	56

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

9.1 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 Grundwasserüberwachung in Deutschland zeigt jedoch trotz einiger positiver Entwicklungen in den vergangenen Jahren in einigen Grundwasserkörpern (GWK) anhaltende Defizite der durch Nitratgehalte von mehr als 50 mg NO₃/l.

Abb. 9-1 zeigt die GWK in Deutschland, die das Ziel des guten chemischen Zustands aufgrund von Überschreitungen des Schwellenwerts für Nitrat nicht erreichen oder einen steigenden Trend aufweisen. 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.

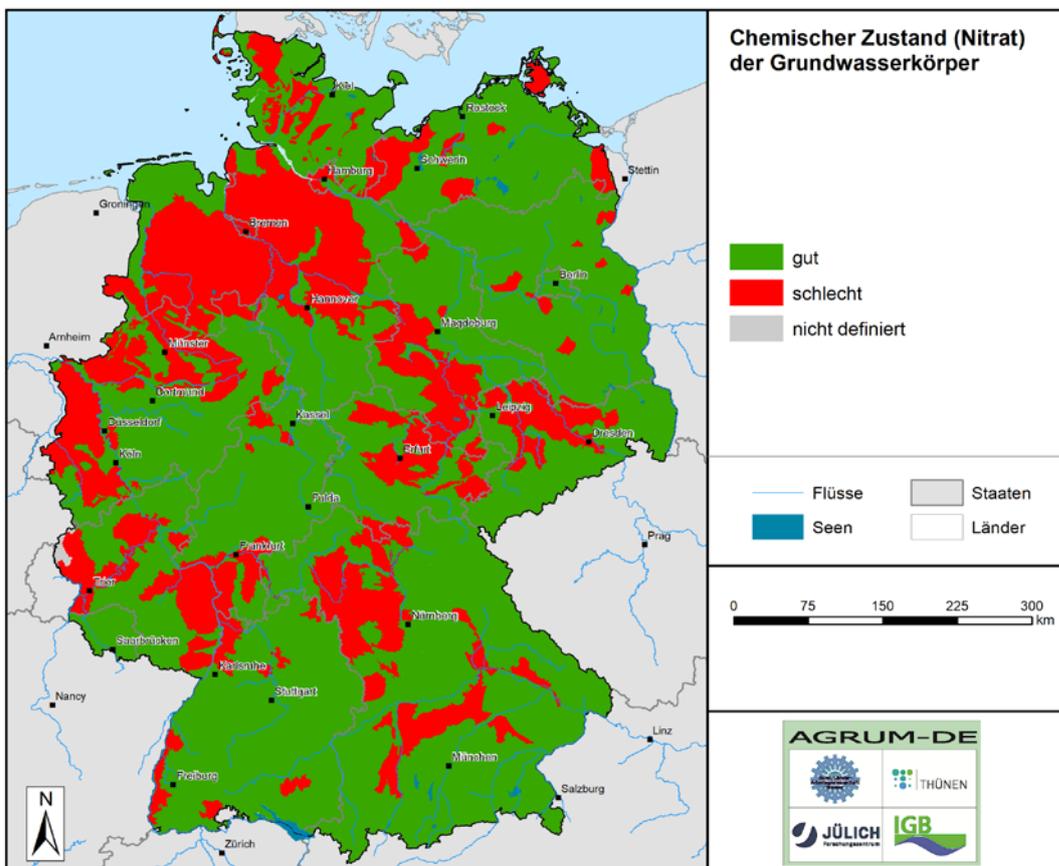


Abbildung 9-1: Lage der Grundwasserkörper in Deutschland, die wegen zu hoher Nitratgehalte 2015 nicht im guten Zustand waren.

Unabhängig von der Höhe des Nitratreintrags 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 Nitratreintrags 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 – führen kann.

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/l liegen.

Damit die Nitratkonzentration im Grundwasser oxidierter Grundwasserleiter dauerhaft unter 50 mg/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/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/l nicht übersteigt, kann davon ausgegangen werden, dass der Grundwasserschwellenwert von 50 mg/l Nitrat langfristig nicht (mehr) überschritten wird (LAWA, 2017).

Bei der Bestimmung des N-Minderungsbedarfs für das Grundwasser sind in diesem Zusammenhang daher ausschließlich die N-Quellen zu berücksichtigen, die ins Grundwasser austragen. Hierzu gehören zum einen die landwirtschaftlich bedingten N-Quellen (N-Bilanzüberschuss der Landwirtschaft und atmosphärische NH_x-Deposition), die zum diffusen N-Austrag aus dem Boden führen. Zum anderen zählen hierzu die N-Austräge ins Grundwasser aus nicht-landwirtschaftlichen N-Quellen, d.h. aus urbanen Systemen sowie über die atmosphärische NO_x-Deposition.

9.2 Methodik

9.2.1 Berechnung der Nitratkonzentration im Sickerwasser

Die Ermittlung des N-Minderungsbedarfs erfolgt basierend auf dem Modellsystem RAUMIS-mGROWA-DENUZ (vgl. Abb. 3-1) ausgehend von der Nitratkonzentration im Sickerwasser. Die Nitratkonzentration im Sickerwasser gibt an, mit welcher Konzentration das aus dem Boden ausgetragene Nitrat mit der Grundwasserneubildung ins Grundwasser bzw. über die Direktabflusskomponenten in die Oberflächengewässer eingetragen wird. Vor allem zur Beurteilung, ob das Grundwasserschutzziel von 50 mg NO₃/l erreicht werden kann, ist die Nitratkonzentrationen im Sickerwasser ein guter Indikator.

Zur Nitratkonzentrationen im Sickerwasser tragen einerseits diffuse N-Austräge aus dem Boden und andererseits N-Austräge aus urbanen Systemen bei. Der allgemeine Berechnungsansatz zur Ermittlung der Nitratkonzentration im Sickerwasser lautet:

$$C_{NO_3} = \frac{443 \cdot (d_{Boden} + US)}{Q_{SW}}$$

Gl.9-1

C_{NO_3} :	mittlere langjährige Nitratkonzentration im Sickerwasser	[mg/l]
Q_{sw} :	mittlere langjährige (mGROWA-) - Sickerwasserrate	[mm/a]
d_{Boden} :	mittlerer mehrjähriger N-Austrag aus dem Boden	[kg N/(ha·a)]
US:	mittlerer mehrjähriger N-Austrag aus urbanen Systemen	[kg N/(Gemeinde·a)]

Die in den Boden eingetragenen N-Mengen resultierend aus N-Bilanzüberschüssen der Landwirtschaft und atmosphärischer N-Deposition 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, 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 (vgl. Kap. 3.5). Zur Nitratkonzentrationen im Sickerwasser tragen daneben auch die N-Austräge aus urbanen Systemen bei. Die Einträge aus diesen Quellen erfolgen jedoch unterhalb der Bodenzone, so dass die N-Immobilisierung und die Denitrifikation im Boden nicht angerechnet werden kann.

9.2.2 Ermittlung der maximal tolerierbaren N-Austräge und des N-Minderungsbedarfs zur Gewährleistung einer Nitratkonzentration im Sickerwasser von unter 50 mg NO₃/l

Flächen, für die sich nach Gleichung 9-1 mittlere langjährige Nitratkonzentration im Sickerwasser > 50 mg NO₃/l ergeben haben, können als „hot-spot-Flächen“ des Nitrats eintrags gelten. Für diese potenziellen Handlungsgebiete werden in einem Zwischenschritt anschließend 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 NO₃/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. 9-1 direkt durch die diffuse N-Austragsmenge aus dem Boden und die N-Austräge aus urbanen Systemen bestimmt.

$$\text{Max. N C50}_{\text{NO}_3} = \frac{443 \times (\text{NBoden} + \text{US})}{Q_{\text{SW}}}$$

Gl. 9-2

Max.N C50_{NO3}: maximal zulässiger N-Austrag zur Gewährleistung einer Nitratkonzentration im Sickerwasser von 50 mg NO₃/l [mg/l]

Der N-Minderungsbedarf N-Austräge aus dem Boden ergibt sich dann nach Gl. 9-3 aus der Differenz des aktuellen N-Austrags und der maximal zulässigen N-Austragsmenge zur Gewährleistung einer mittleren langjährigen Nitratkonzentration im Sickerwasser von 50 mg NO₃/l.

$$N_{\text{MIND}} = \text{NBoden} + \text{US} - \text{Max. N C50}_{\text{NO}_3}$$

Gl. 9-3

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

9.3 Modellierte Nitratkonzentration im Sickerwasser

Abb. 9-2 zeigt die nach Gl. 9-2 berechnete Nitratkonzentration im Sickerwasser unter Berücksichtigung der diffusen N-Austräge aus dem Boden und aus urbanen Systemen. Diese liegen in einem weiten Bereich zwischen weniger als 10 mg NO₃/l und mehr als 125 mg NO₃/l. Größere Gebiete mit Nitratkonzentrationen im Sickerwasser von weniger als 25 mg NO₃/l treten in allen urbanen Regionen auf, sowie vor allem bei hohen Sickerwasserraten, wie in den Kammlagen der landwirtschaftlich extensiv genutzten Mittelgebirge, dort häufig in Kombination mit bewaldeten Gebieten.

Größere Regionen mit Nitratkonzentrationen von über 50 mg NO₃/l treten in vielen landwirtschaftlich intensiv genutzten Gebieten (Sonderkulturanbau, viehstarke Regionen) auf. In diesen Regionen (z.B. Münsterland, Weser-Emsgebiet, Oberrheingebiet) werden bedingt durch hohe N-Bilanzüberschüsse der Landwirtschaft verbreitet Nitratkonzentrationen von über 125 mg NO₃/l errechnet.

Hohe Nitratkonzentrationen im Sickerwasser können aber auch in Regionen auftreten, in denen die N-Austräge mit 25 – 50 kg N/ha a auf einem moderaten Niveau liegen, nämlich dann, wenn die Sickerwasserraten sehr gering sind und die die N-Austräge nur wenig verdünnt werden. Regionen, auf diese Bedingungen zutreffen sind z.B. die Vorderpfalz, die Magdeburger Börde, das Thüringer Becken und der Ostteil Mecklenburg-Vorpommerns.

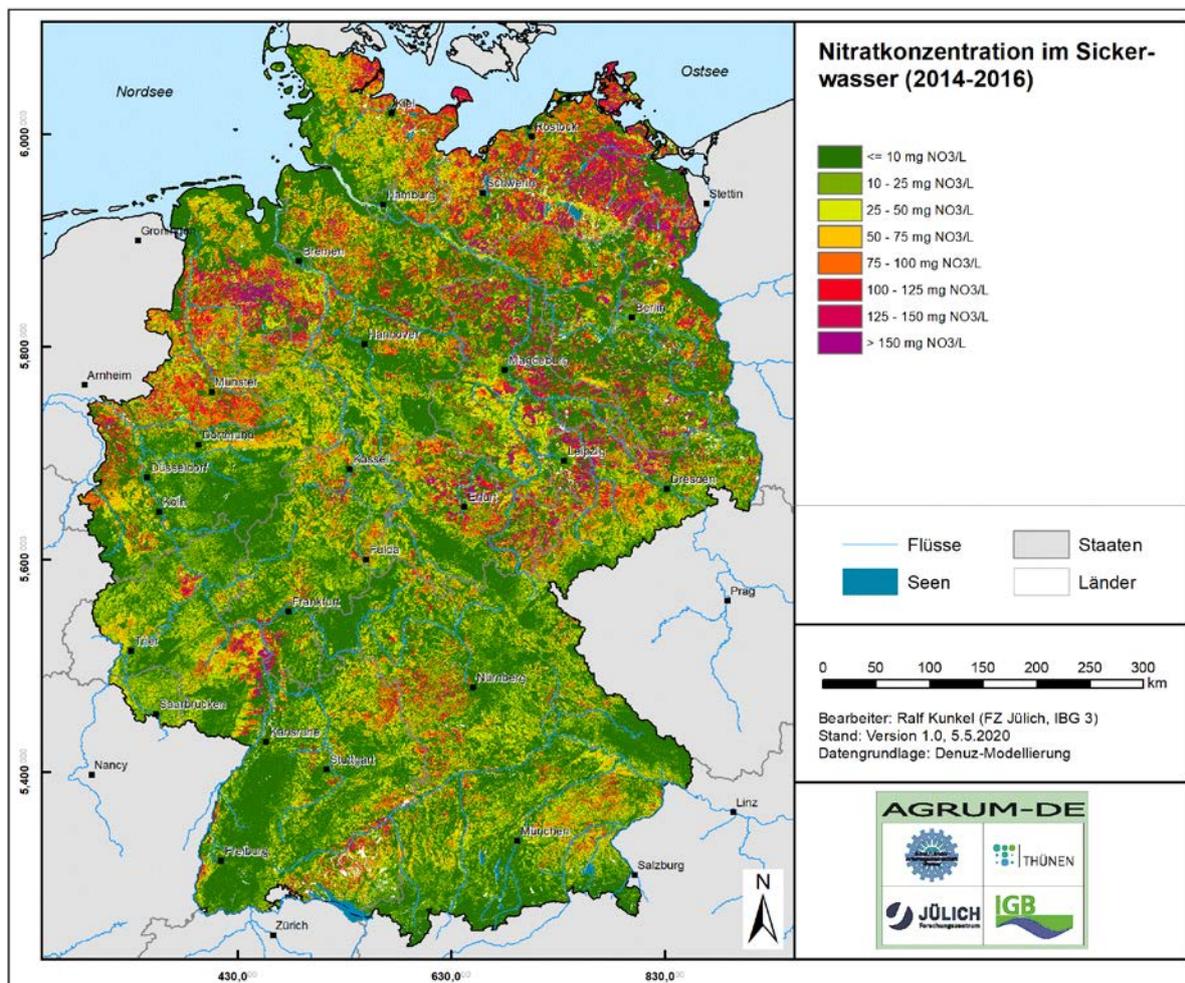


Abbildung 9-2: Mittlere langjährige Nitratkonzentration im Sickerwasser (alle Quellen)

Die in Abb. 9-2 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 unter bestimmten Standortbedingungen eine geeignete Größe für eine zumindest überschlagmäßige Plausibilitätsüberprüfung von modellierten Nitratkonzentrationen im Sickerwasser anhand von gemessenen Nitratkonzentrationen im Grundwasser. Denn beim Fehlen von Nitratabbaupotentialen in den Grundwasserdeckschichten sollte die aus den N-Austrägen aus dem Boden bzw. aus urbanen Systemen ermittelte Nitratkonzentration im Sickerwasser unverändert in den Grundwasserleiter gelangen.

9.4 Maximal zulässiger N-Bilanzüberschuss und N-Minderungsbedarf zur Erreichung einer Nitratkonzentration im Sickerwasser von 50 mg NO₃/l

Wie in Kap. 9.2 ausgeführt, ist die Nitratkonzentration im Sickerwasser unter der Prämisse einer konstanten mittleren Sickerwasserrate und eines konstanten Denitrifikationspotenzials im Boden bzw. einer Konstanz im Hinblick auf die weiteren N-Umwandlungsprozesse im Boden direkt durch die Höhe der N-Quellen bestimmt.

Als Fazit von Kap. 9-4 lässt sich festhalten, dass im Wesentlichen die N-Austräge aus dem Boden zu Nitratkonzentrationen im Sickerwasser von mehr als 50 mg NO₃/l führen können. Dementsprechend wird die Berechnung des maximal zulässigen N-Bilanzüberschusses und des N-Minderungsbedarfs zur Erreichung einer Nitratkonzentration im Sickerwasser von 50 mg NO₃/l ausschließlich für die N-Austräge aus dem Boden berechnet (vgl. Kap. xxx). In dem Falle kann durch eine "Rückwärtsrechnung" abgeschätzt werden, wie hoch die Summe aus N-Bilanzüberschuss und atmosphärischer Deposition hypothetisch maximal sein darf, um eine Nitratkonzentration im Sickerwasser von 50 mg/l nicht zu überschreiten. Das Ergebnis zeigt Abbildung 9-3.

Überwiegend aufgrund der geringen Sickerwasserraten liegen die maximal tolerierbaren landwirtschaftlichen N-Einträge in das Grundwasser in den östlichen Landesteilen und in den Beckenlagen bei weniger als 25 kg N/(ha·a), während in den westlichen Landesteilen und in den Kammlagen der Mittelgebirge maximal tolerierbare landwirtschaftliche N-Einträge in das Grundwasser von mehr als 75 kg N/(ha·a) hypothetisch zulässig wären. Aufgrund des weiterhin geltenden Verschlechterungsverbots eines vorliegenden bzw. eines einmal erreichten Zustandes nach WRRL (2000), ist dieser hypothetische Werte aber keine Bezugsgröße zur Erhöhung der landwirtschaftlichen N-Austräge, z.B. durch Transport von Wirtschaftsdünger von Region A nach Region B.

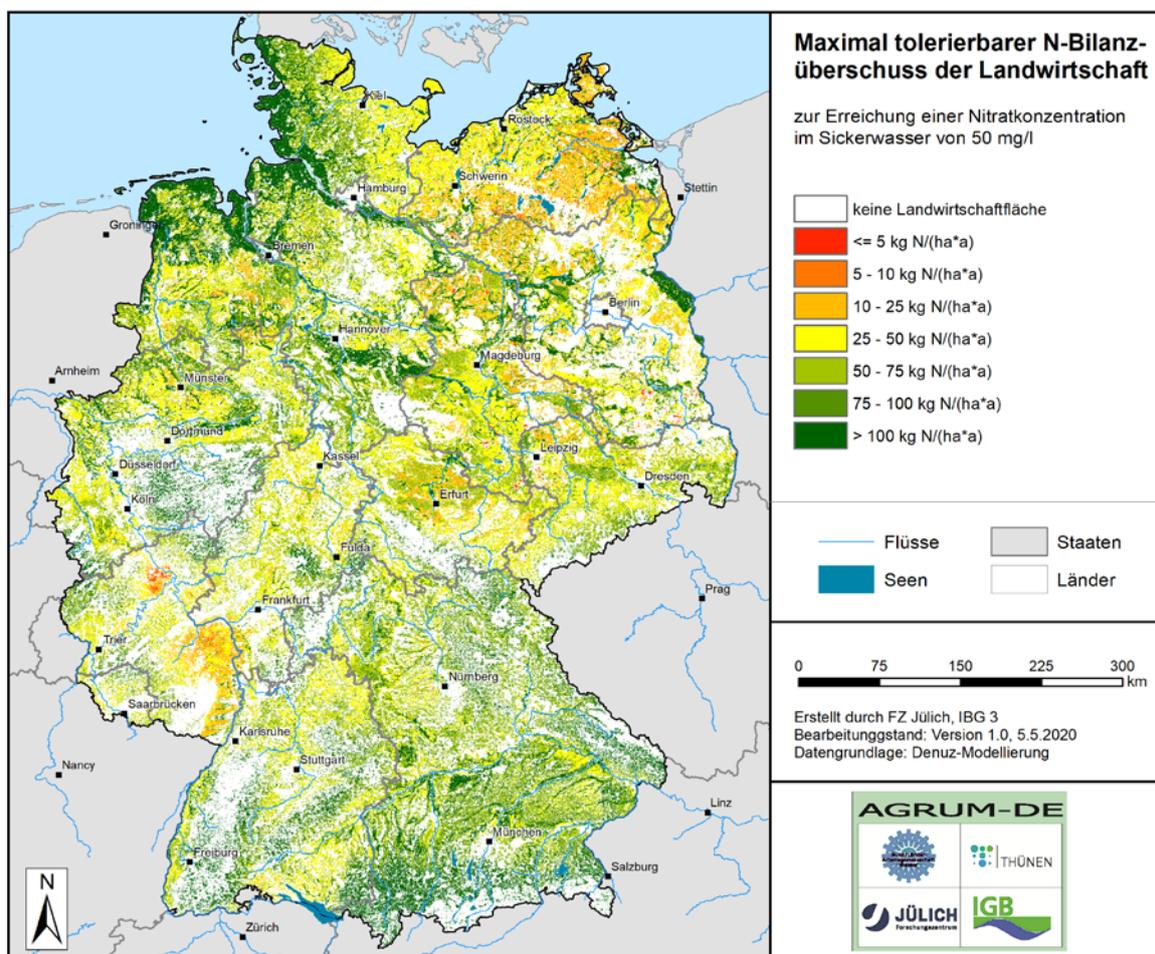


Abbildung 9-3: Maximal tolerierbare landwirtschaftliche N-Einträge in den Boden zur Erreichung des Umweltziels

Der N-Minderungsbedarf ergibt sich aus der Differenz des aktuellen N-Flächenbilanzüberschuss der Landwirtschaft (Abb. 7-1) und dem maximal tolerierbare landwirtschaftliche N-Einträge in den Boden zur Erreichung des Umweltziels (Abb. 9-3). Es sei darauf hingewiesen, dass bei der Ermittlung des N-Minderungsbedarfs unterstellt wird, dass

die gesamte Verminderung des N-Austrags aus dem Boden bei den N-Bilanzüberschüssen zu erbringen ist, obwohl neben dem landwirtschaftlichen N-Flächenbilanzsaldo auch die atmosphärische NO_x-Deposition eine Rolle spielt. Der landwirtschaftliche N-Bilanzsaldo ist jedoch als eine Schlüsselgröße anzusehen und sollte daher einen entsprechenden Beitrag zur Reduktion der N-Austräge aus dem Boden liefern (LAWA 2014). Dargestellt ist der N-Minderungsbedarf zur Erreichung einer Nitratkonzentration von 50 mg/l im Sickerwasser/Grundwasser in Abbildung 9-4.

Nach Abb. 9-4 liegt der N - Minderungsbedarf des landwirtschaftlichen N-Bilanzüberschusses zur Erreichung einer Nitratkonzentration im Sickerwasser von 50 mg NO₃/l in einem weiten Bereich zwischen weniger als 5 und 50 kg/(ha·a). Nur im Weser-Emsgebiet besteht großräumig ein N-Minderungsbedarf von mehr als 50 kg N/ha a Dieser hohe Wert ist bedingt durch die intensive Viehwirtschaft und den hohen Anfall an Wirtschaftsdüngern. Vereinzelt besteht dieser hohe Minderungsbedarf auch für Regionen mit Sonderkulturanbau und ist eine Folge des entsprechend hohen Düngerbedarfs von Sonderkulturen.

Vor allem in den Mittelgebirgsregionen treten weiß eingefärbte Flächen auf. Aufgrund geringer N-Austräge aus dem Boden und hoher Sickerwasserraten weisen diese Flächen keine Nitratkonzentrationen > 50 mg NO₃/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 NO₃/l kommen würde.

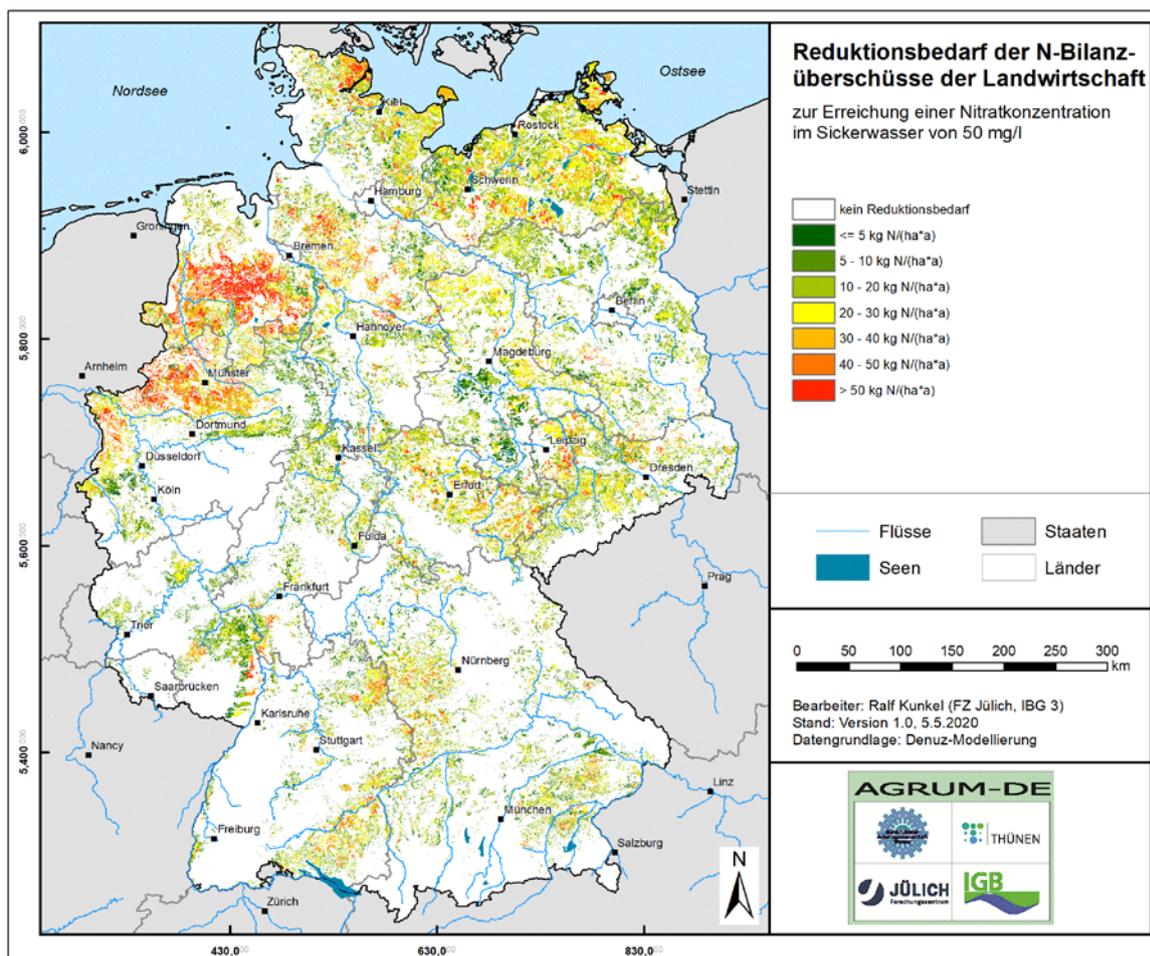


Abbildung 9-4: N-Minderungsbedarf des landwirtschaftlichen N-Bilanzüberschusses zur Erreichung einer Nitratkonzentration im Sickerwasser von 50 mg NO₃/l.

Aufsummiert über die Einzelraster (100 m x 100 m) liegt der gesamte N-Minderungsbedarf in Deutschland bei ca. 1.590.290 t N/a. 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 der Vergleich mit Abb. 9-1 zeigt, befindet sich der Großteil der bei der landesweiten Modellierung ausgewiesenen Flächen mit einem N-Minderungsbedarf in der Tat in den GWK, die sich im schlechten Zustand wegen Nitrat befinden. Qualitativ ist dies ein weiter Beleg für die Güte der Modellierung.

Abschließend werden die Ergebnisse zum N-Minderungsbedarf zusammengefasst, wobei eine Trennung nach den deutschen Anteilen der Flussgebietseinheiten (Tab. 9-1) und Bundesländern (Tab. 9-2) vorgenommen wird. Die Werte in den Tabellen stellen den Stand der Bearbeitung des AGRUM-DE-Projektes zur 6. Sitzung des Projektbeirates am 30.06. dar und wurden als Anlage 1 zum Protokoll erstellt. Sämtliche Werte sind gerundet. Die Summe der Einzelwerte ergibt dadurch nicht immer den Gesamtwert. Die Tabellen bilden eine Grundlage zur Abstimmung des Vorgehens für das Handlungsfeld Reduzierung der Nährstoffeinträge in den Entwürfen der Bewirtschaftungspläne.

Tabelle 9-1: Minderungsbedarf der Stickstoffeinträge ins Grundwasser zur Erreichung des Grundwasserschutzziels in den deutschen Anteilen der Flussgebietseinheiten

Area Code - Name	Minderungsbedarf der Stickstoffeinträge [t N/a] für das Basisjahr	Minderungsbedarf der Stickstoffeinträge [t N/a] für das Basisjahr
	ins Grundwasser	ins Grundwasser (nur §13-Gebiete)
1000 - Donau	12.000	2.700
2000 - Rhein	25.000	10.000
2100 - Alpenrhein/Bodensee	1.100	80
2200 - Hochrhein	160	<5
2300 - Oberrhein	3.000	2.800
2380 - Neckar	2.200	66
2400 - Main	5.000	2.800
2600 - Mosel/Saar	750	670
2700 - Mittelrhein	1.700	740
2800 - Niederrhein	5.600	1.500
2900 - Deltarhein	5.300	1.700
3000 - Ems	19.000	11.000
3100 - Obere Ems	6.100	2.000
3500 - Ems/Nordradde	2.300	660
3600 - Hase	7.000	5.500
3800 - Leda-Jümme	3.300	2.300
3900 - Untere Ems	530	<5
3990 - Ems-Ästuar	0	0
4000 - Weser	23.000	12.000
4100 - Werra	1.200	< 5
4200 - Fulda/Diemel	2.700	570
4500 - Weser	4.700	2.300
4800 - Aller	4.900	3.200
4880 - Leine	1.800	66
4900 - Tide-Weser	8.100	6.200
5000 - Elbe	45.000	13.000
5210 - Obere Moldau	0	0
5240 - Berounka	<5	0
5300 - Eger und Untere Elbe	100	0

Area Code - Name	Minderungsbedarf der Stickstoffeinträge [t N/a] für das Basisjahr	Minderungsbedarf der Stickstoffeinträge [t N/a] für das Basisjahr
	ins Grundwasser	ins Grundwasser (nur §13-Gebiete)
5400 - Mulde-Elbe-Schwarze Elster	9.300	2.300
5600 - Saale	13.000	3.700
5700 - Mittlere Elbe/Elde	11.000	2.600
5800 - Havel	5.900	79
5900 - Tideelbe	6.000	4.100
6000 - Oder	5.000	160
6300 - Mittlere Oder (IKSO)	170	31
6400 - Lausitzer Neiße (IKSO)	220	0
6700 - Stettiner Haff	3.000	<5
6900 - Untere Oder	1.600	122
7000 - Maas	2.600	1.800
9500 - Eider	1.900	1.600
9610 - Schlei/Trave	8.400	1.400
9650 - Warnow/Peene	16.000	1.900

Tabelle 9-2: Minderungsbedarf der Stickstoffeinträge ins Grundwasser zur Erreichung des Grundwasserschutzziels in den Ländern (Beruht auf Nährstoffbilanzen mit Stand: Februar 2020)

Land	Minderungsbedarf der Stickstoffeinträge [t N/a] für das Basisjahr	Minderungsbedarf der Stickstoffeinträge [t N/a] für das Basisjahr
	ins Grundwasser	ins Grundwasser (nur §13-Gebiete)
BB	10.000	290
BE	50	0
BW	8.200	930
BY	12.000	4.700
HB	<5	<5
HE	4.800	1.900
HH	<5	<5
MV	24.000	4.100
NI	38.000	25.000
NW	19.000	5.200
RP	3.800	3.000
SH	12.000	4.500
SL	50	<5
SN	9.600	2.500
ST	8.100	1.000
TH	9.700	2.900
DE	160.000	56.000

10 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 Research Institute for Rural Areas, Forestry and Fisheries.
- Ad-hoc-Arbeitsgruppe Boden (2005) Bodenkundliche Kartieranleitung, KA5. Hrsg.: Wolf Eckelmann; Red.: H. Sponagel; W. Grottenthaler; K.-J. Hartmann; R. Hartwich; P. Janetzko; H. Joisten; D. Kühn; K.-J. Sabel; R. Traidl.- 5. verbesserte u. erweiterte Auflage, 438 Seiten, 41 Abbildungen, 103 Tabellen, 31 Listen.
- Ahuja, L.R., Cassel, D.K., Bruce, R.R., Barnes, B.B. (1988): Evaluation of spatial distribution of hydraulic conductivity using effective porosity data. *Soil Science*: 404-411
- Allen RG, Pereira LS, Raes D u. Smith M, 1998. Crop evapotranspiration: Guidelines for computing crop requirements. Irrigation and Drainage Paper No. 56, FAO, Rome, Italy.
- Allen, R.G., Smith, M., Perrier, A., Pereira, L.S., 1994. An update for the definition of reference evapotranspiration. *ICID Bull.* 43 (2), 1–34.
- Attenberger, E. (1990): Abfluß und Nährstoffaustrag am Dränauslauf von rohrgedrängten und kombiniert gedrängten Flächen (II).- Schlusber. Bayer. Landesamt f- Wasserwirtschaft, 85 S.
- ATV-DVWK (2002): Verdunstung in Bezug zu Landnutzung, Bewuchs und Boden. ATV-DVWK-Regelwerk, Merkblatt, M 504. Deutsche Vereinigung für Wasserwirtschaft, Abwasser und Abfall e.V. , Hennef, Germany, 144 pp.
- Auerswald K. (1998): Bodenerosion durch Wasser. In: Richter G (Hrsg.) Bodenerosion - Analyse und Bilanz eines Umweltproblems. Darmstadt, S. 33-37Auerswald, 1998)
- Auerswald K (1993): Bodeneigenschaften und Bodenerosion - Wirkungswege bei unterschiedlichen Betrachtungsmaßstäben. Relief, Boden, Paläoklima, Bd. 8, Berlin u. Stuttgart, 208 S. Auerswald und Schmidt (1986):
- Auerswald, K. u. Weigand, S. (1999): Eintrag und Freisetzung von P durch Erosionsmaterial in Oberflächengewässern. *VDLUFA-Schriftenreihe 50/1999*, Darmstadt, 37-54.
- BARTH, C. (2003): Die Wirksamkeit der Kapillarsperre als Deponieoberflächenabdichtung – Feldversuche auf der Deponie Bayreuth. – Dissertation, Fakultät für Geowissenschaften der Ludwig-Maximilians-Universität München
- Baumgartner, A., Liebscher, H.-J. (1996): Lehrbuch der Hydrologie: Band 1: Allgemeine Hydrologie. Gebrüder Bornträger, Berlin Stuttgart, 694 pp.
- Bayerische Landesanstalt für Landwirtschaft (Hrsg. 2006): Nitrat- und Phosphorbelastung des Sickerwassers bei Acker- und Grünlandnutzung.- [HTTP://WWW.LFL.BAYERN.DE/IAB/DUENGUNG/032132/INDEX.PHP](http://www.lfl.bayern.de/iab/duengung/032132/index.php), ZULETZT ZUGEGRIFFEN 31.03.2014
- Becker, A., Serban, P., 1990. Hydrological Models for Water-Resources System Design and Operation. World Meteorological Organisation.
- Behrendt, H., Huber, P., Ley, M., Opitz, D., Schmoll, O., Scholz, G. u. Uebe, R. (1999): Nährstoffbilanzierung der Flußgebiete Deutschlands.- UBA-Texte, Bd. 75/99, Berlin, 289 S.
- Bernhardt, H. (Hrsg., 1978): Phosphor - Wege und Verbleib in der Bundesrepublik Deutschland.- Weinheim, 273 S.
- Blankenburg, J. (1983): Untersuchungen zur Phosphatdynamik saurer organischer Böden im Hinblick auf die Reduzierung des Phosphorausstrages und der Gewässereutrophierung durch boden- und düngetechnische Maßnahmen.- *Göttinger Bodenkundl. Ber.*, Bd. 78, S. 1-106.

Bogena, H., Kunkel, R., Schobel, T., Schrey, H.P., Wendland, E. (2005): Distributed modeling of groundwater recharge at the macroscale. 0304-3800, pp. 15-26.

Bogena, H., Kunkel, R., Schöbel, T., Schrey, H.P., Wendland, F. (2003): Die Grundwasserneubildung in Nordrhein-Westfalen. Schriften des Forschungszentrums Jülich, Reihe Umwelt/Environment. Forschungszentrum Jülich GmbH, Jülich, Germany.

Böttcher, J., Strebel, O., Duynisveld, W.H.M. (1985): Vertikale Stoffkonzentrationsprofile im Grundwasser eines Lockergesteinsaquifers und deren Interpretation (Beispiel Fuhrberger Feld). Zeitschrift der Deutschen Geologischen Gesellschaft: 543-552

Böttcher, J., Strebel, O., Duynisveld, W.H.M. (1989): Kinetik und Modellierung gekoppelter Stoffumsetzungen im Grundwasser eines Lockergesteinsaquifers. Geologisches Jahrbuch: 3-40

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

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

Czeratzki, W. (1976): Sickerwassermenge sowie Verlauf von Nährstoff-Konzentration und Auswaschung in einem Beregnungsversuch.- Mitt. Dtsch. Bodenkundl. Ges., Bd. 23, S. 95-105.

DIN 4049-1 (1994): Deutsches Institut für Normung e .V.: Hydrogeologie Teil 1: Grundbegriffe. DIN-Taschenbuch, 211, Beuth-Verlag; Berlin 1994, S. 210-212.

DIN 4049-3 (1994): Deutsches Institut für Normung e .V.: Hydrogeologie, Teil 3: Begriffe zur quantitativen Hydrologie. DIN-Taschenbuch, 211, Beuth-Verlag; Berlin 1994, S. 242ff.

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

DVWK (1992): Entnahme und Untersuchungsumfang von Grundwasserproben. DVWK Regeln zur Wasserwirtschaft. Paul Parey Verlag, Hamburg Berlin.

DVWK (1996): Ermittlung der Verdunstung von Land- und Wasserflächen. Merkblätter zur Wasserwirtschaft. Wirtschafts- und Verlags-Gesellschaft Gas Wasser, Bonn, Germany.

DWD (download 2016): AMBAV. Agrarmeteorologisches Modell zur Berechnung der aktuellen Verdunstung (AMBAV). Franz-Josef Löpmeier, DWDftp://ftp.dwd.de/pub/CDC/grids_germany/daily/evapo_p/AMBAV.pdf

Ehlers, L., Herrmann, F., Blaschek, M., Duttmann, R., Wendland, F., 2016. Sensitivity of mGROWA-simulated groundwater recharge to changes in soil and land use parameters in a Mediterranean environment and conclusions in view of ensemble-based climate impact simulations.- Science of The Total Environment, 543: 937-951. DOI: 10.1016/j.scitotenv.2015.04.122

ENGEL, N., MÜLLER, U., SCHÄFER, W., (2012): BOWAB - Ein Mehrschicht-Bodenwasserhaushaltsmodell. - GeoBerichte - Landesamt für Bergbau, Energie und Geologie, 20: 85-98

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

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.

DISSE, M., (1995): Modellierung der Verdunstung und der Grundwasserneubildung in ebenen Einzugsgebieten. - Fakultät für Bauingenieur-und Vermessungswesen der Universität Fridericiana zu Karlsruhe (TH).

Fier, A. u. Schäfer, W. (2007): Abschätzung von Phosphatausträgen aus Ackerböden in Niedersachsen. *GeoBer.* 2, 33 – 77.

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

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

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

Foerster, P. u. Neumann, H. (1981): Die Stoffbelastung kleiner Fließgewässer in landwirtschaftlich genutzten Gebieten Norddeutschlands.- *Mitt. Niedersächs. Wasseruntersuchungsamt Hildesheim*, H. 7, S. 1-217.

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

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

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

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

Gabriel, B., Ziegler, G. (1997): Natürliche und anthropogen überprägte Grundwasserbeschaffenheit in Festgesteinsaquiferen. In: Matschullat, J., Tobschall, H.J., Voigt, H.J. (Eds.), *Geochemie und Umwelt*. Springer Verlag, Berlin Heidelberg, pp. 343-357.

GOLF, W (1981) Ermittlung der Wasserressourcen im Mittelgebirge. *Wasserrwirtsch-Wassertech* 31:93–95.

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

Hannappel, S. (1996): Die Beschaffenheit des Grundwassers in den hydrogeologischen Strukturen der neuen Bundesländer. *Berliner Geowiss. Abhandlungen*, Reihe A. Freie Universität Berlin, Berlin, Germany.

Hannappel, S., Voigt, H.J. (1999): Hydrogeologische Erkundungsergebnisse im Land Brandenburg: Anwendungsbeispiel 5: Regionale Datensammlungen, Methoden für die Beschreibung der Grundwasserbeschaffenheit. *DVWK-Schriften*. Paul Parey Verlag, Hamburg Berlin.

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

Heathwaite, A. L. (1997): Sources and Pathways of Phosphorus Loss from Agriculture.- In: Tunney, H., Carton, O. T., Brookes, P. C. u. Johnston, A. E. (Hrsg., 1997): Phosphorus Loss from Soil to Water.- Wallingford u. New York, S. 205-223.

Heidecke, C, Hirt, U, Kreins, P, Kuhr, P, Kunkel, R, Mahnkopf, J, Schott, M, Tetzlaff, B, Venohr, M, Wagner, A, Wendland, F, 2015. Endbericht zum Forschungsprojekt "Entwicklung eines Instrumentes für ein flussgebietsweites Nährstoffmanagement in der Flussgebietseinheit Weser" AGRUM+-Weser, Thünen Report, Braunschweig, Germany, p. 346.

Heidecke, C., Ackermann, A., Kreins, P., Kuhr, P., Kunkel, R., Tetzlaff, B., Wendland, F., Mahnkopf, J & Venohr, M. (2016): Erreichbarkeit der Nährstoffreduzierungsziele in Niedersachsen fraglich.- Wasser & Abfall 18, 7/8, 21-25.

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

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

Herrmann, F., Lena Hübsch, Jörg Elbracht, Nicole Engel, Luise Keller, Ralf Kunkel, Udo Müller, Herbert Röhm, Harry Vereecken, Frank Wendland (2017a): Mögliche Auswirkungen von Klimaänderungen auf die Grundwasserneubildung in Niedersachsen.- Hydrologie und Wasserbewirtschaftung 61. 2017, H.4, 244-260.

Herrmann, F. Andjelov, M., Bertalanič, R., Dolinar, M., Frantar, P., Uhan, J., Wendland, F. (2017b): Links between the presence of snowpacks and groundwater recharge – Simulation results for the territory of Slovenia. 44. IAH Congress Dubrovnik.

Herrmann, F., Baghdadi, N., Blaschek, M., Deidda, R., Duttmann, R., La Jeunesse, I., Sellami, H., Vereecken, H., Wendland, F. (2016a). Simulation of future groundwater recharge using a climate model ensemble and SAR-image based soil parameter distributions — A case study in an intensively-used Mediterranean catchment. Science of The Total Environment, 543: 889-905. DOI: 10.1016/j.scitotenv.2015.07.036

Herrmann, F., Kunkel, R., Ostermann, U., Vereecken, H. & Wendland, F. (2016b): Projected impact of climate change on irrigation needs and groundwater resources in the metropolitan area of Hamburg (Germany).- Environ Earth Sci 75:1104 DOI: 10.1007/s12665-016-5904-y

Herrmann, F., Keller, L., Kunkel, R., Vereecken, H., Wendland, F. (2015): Determination of spatially differentiated water balance components including groundwater recharge on the Federal State level – A case study using the mGROWA model in North Rhine-Westphalia (Germany).- Journal of Hydrology: Regional Studies 294-312.

Herrmann, F., Wendland, F., Hübsch, L., Müller, U. (2014a): Auswirkung von möglichen Klimaänderungen auf die Grundwasserneubildung in der Metropolregion Hamburg. energie | wasser-praxis. 6/2014: S. 34f

Herrmann, F., Chen, S., Hübsch, L., Engel, N., Kunkel, R., Müller, U., Vereecken, H., Wendland, F. (2014b): Auswirkung von möglichen Klimaänderungen auf den Bodenwasserhaushalt und die Grundwasserneubildung in der Metropolregion Hamburg. In: Kaden, S., Dietrich, O. Theobald, S. (Hrsg.). Wassermanagement im Klimawandel – Möglichkeiten und Grenzen von Anpassungsmaßnahmen. oekom Verlag.

Herrmann, F., Chen, S., Kunkel, R., Wendland, F. (2014c): Auswirkungen von Klimaänderungen auf das nachhaltig bewirtschaftbare Grundwasserdargebot und den Bodenwasserhaushalt in Nordrhein-Westfalen. Bericht.

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

- Herrmann, F., Chen, S., Heidt, L., Elbracht, J., Engel, N., Kunkel, R., Müller, U., Röhm, H., Vereecken, H., Wendland, F. (2013): Zeitlich und räumlich hochaufgelöste flächendifferenzierte Simulation des Landschaftswasserhaushalts in Niedersachsen mit dem Model mGROWA. *Hydrologie und Wasserbewirtschaftung*, 57(5): 206-224.
- Hirt, U., Kreins, P., Kuhn, U., Mahnkopf, J., Venohr, M., Wendland, F. (2012): Management options to reduce future nitrogen emissions into rivers: A case study of the Weser river basin, Germany.- *Agricultural Water Management*, Volume 115, 118-131.
- Hoffmann, A. (1991): Veränderung des Nitratabbauvermögens tieferer Bodenschichten durch Stickstoffübersorgung, Umweltbundesamt, Berlin, Germany.
- Hölting, B. (1996): Hydrogeologie: Einführung in die Allgemeine und Angewandte Hydrogeologie. Ferdinand Enke Verlag, Stuttgart.
- Jung L, Brechtel R (1980) Messungen von Oberflächenabfluß und Bodenabtrag auf verschiedenen Böden der Bundesrepublik Deutschland. DVWK-Schriften, H. 48, Hamburg u. Berlin, 139 S.
- Kille, K. (1970): Das Verfahren MoMNQ, ein Beitrag zur Berechnung der mittleren langjährigen Grundwasserneubildung mit Hilfe der monatlichen Niedrigwasserabflüsse. *Zeitschrift der Deutschen Gesellschaft für Geowissenschaften (Sonderband)*: 89-95
- Köhne, C.H., Wendland, F. (1992): Modellgestützte Berechnung des mikrobiellen Nitratabbaus im Boden. KFA-STE IB 1/92, Forschungszentrum Jülich GmbH, Programmgruppe Systemforschung und Technologische Entwicklung, Jülich, Germany.
- Kölle, W. (1990): Nitratelimination im Aquifer: Reaktionspartner und Mechanismen. In: Walther, W. (Ed.), *Grundwasserbeschaffenheit in Niedersachsen: diffuser Nitrateintrag, Fallstudien*. Schriftenreihe. Technische Universität Braunschweig, Braunschweig, Germany, pp. 109-127.
- Kreins, P., Behrendt, H., Gömann, H., Hirt, U., Kunkel, R., Seidel, K., Tetzlaff, B., Wendland, F. (2010): Analyse von Agrar- und Umweltmaßnahmen im Bereich des landwirtschaftlichen Gewässerschutzes vor dem Hintergrund der EG-Wasserrahmenrichtlinie in der Flussgebietseinheit Weser. *Landbauforschung. vTI agriculture and forestry research*, Braunschweig, Germany.
- Kuhn, U, Schmidt, B, Heidecke, C, Kreins, P, Ackermann, A, Wendland, F, Kunkel, R, Venohr, M, Mahnkopf, J, 2016. Nährstoffmanagement in der Flussgebietseinheit Weser im Spannungsfeld zwischen Wasserwirtschaft und Landwirtschaft - Ergebnisse des Projektes AGRUM+. *Korrespondenz Wasserwirtschaft* 9 (4), 216-225.
- Kuhr, P., Haider, J., Kreins, P., Kunkel, R., Tetzlaff, B., Vereecken, H., & Wendland, F. (2013): Model Based Assessment of Nitrate Pollution of Water Resources on a Federal State Level for the Dimensioning of Agro-environmental Reduction Strategies: The North Rhine-Westphalia (Germany) Case Study. - *Water Resources Management*, 27(3), 885-909.
- Kuhr, P., Kunkel, R., Tetzlaff, B. u. Wendland, F: (2014): Räumlich differenzierte Quantifizierung der Nährstoffeinträge in Grundwasser und Oberflächengewässer in Sachsen-Anhalt unter Anwendung der Modellkombination GROWA-WEKU-MEPhos.- Endbericht eines Forschungsvorhabens im Auftrag des Landesbetriebs für Hochwasserschutz und Wasserwirtschaft Sachsen-Anhalt, Laufzeit 01.11.2010 – 31.03.2014, 218 S.
- Kuhr, P. (2006): Entwicklung einer Methodik zur Ableitung einer Karte gedränkter landwirtschaftlicher Nutzflächen in Niedersachsen mit Hilfe von Luftbildern. Diplomarbeit Thesis, University Hannover.
- Kunkel., R. & Wendland, F. (2018): Fortführung und Weiterentwicklung der Nährstoffmodellierung Sachsen-Anhalt - Modellierung von Verweil- und Fließzeiten für einen exemplarischen GWK in Sachsen-Anhalt; Endbericht zum Forschungsprojekt, 38 S.

Kunkel, R., Wendland, F., Tetzlaff, B. (2017): Fortführung und Weiterentwicklung der Nährstoffmodellierung Sachsen- Anhalt, Ausweisung von Risikogebieten im Grundwasser und Neuberechnung von N- und P- Einträgen in Oberflächengewässer aus dem Abwasserbereich, Endbericht zum Forschungsprojekt, 53 S.

Ralf Kunkel, Frank Herrmann, Hans-Eberhard Kape, Luise Keller, Franka Koch, Björn Tetzlaff, & Frank Wendland (2017): Simulation of terrestrial nitrogen fluxes in Mecklenburg-Vorpommern and scenario analyses how to reach N-quality targets for groundwater and the coastal waters.- *Environ Earth Sci* (2017) 76:146, DOI 10.1007/s12665-017-6437-8

KUNKEL, R., H.-E. KAPE, L. KELLER, F. KOCH, B. TETZLAFF & F. WENDLAND (2016): Szenarien für die Reduzierung von Stickstoffeinträgen zum Erreichen der Grundwasser- und Meeresschutzziele in Mecklenburg-Vorpommern. – *Hydrologie und Wasserbewirtschaftung* 60 (2), 119–134; DOI: 10.5675/HyWa_2016,2_2

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

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

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

Kunkel, R., Wendland, F. (2000): Verweilzeit und Denitrifikation - Schlüsselfaktoren bei den Nährstoffeinträgen über das Grundwasser: Eine Elbefallstudie (deutscher Teil), Nährstoffemissionen in die Oberflächengewässer. UBA-Texte. Umweltbundesamt, Berlin, Germany, pp. 74-92.

Kunkel, R., Wendland, F. (1999): Das Weg-/Zeitverhalten des grundwasserbürtigen Abflusses im Elbeeinzugsgebiet. Schriften des Forschungszentrums Jülich, Reihe Umwelt/Environment. Forschungszentrum Jülich GmbH, Jülich, Germany.

Kunkel, R., Wendland, F., Albert, H. (1999): Zum Nitratabbau in den grundwasserführenden Gesteinsschichten des Elbeeinzugsgebietes. *Wasser und Boden* (9): 16-19

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

Kunkel, R., Wendland, F. (1997): WEKU - A GIS-supported stochastic model of groundwater residence times in upper aquifers for the supraregional groundwater management. *Environmental Geology* (1-2): 1-9

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

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

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

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

- Lennartz, B. u. Hartwigsen, H. (2001): Einfluß der Dränung auf Stoffeinträge in Oberflächengewässer.- Wasserkalender, S. 28-51.
- Leuchs, W. (1988): Geochemische und mineralogische Auswirkungen beim mikrobiellen Abbau organischer Substanz in einem anoxischen Porengrundwasserleiter. Zeitschrift der Deutschen Geologischen Gesellschaft: 415-423.
- Manhenke, V., Reuter, E., Hübschmann, M., Limberg, A., Lückstedt, M., Nommensen, B., Peters, A., Schlimm, W., Taug, R., u. Voigt, H.-J. (2001): Hydrostratigrafische Gliederung des nord- und mitteldeutschen känozoischen Lockergesteinsgebietes. – Z. angew. Geol., 47, 3 u. 4, S. 146 – 152.
- Mollenhauer, K. (1987): Oberflächenabfluß sowie Fest- und Nährstoffverlagerung landwirtschaftlicher Nutzflächen.- Z. Kulturtechn. Flurberein., Bd. 28, S. 166-175.
- Monteith, J.L., 1965. Evaporation and environment. In: Fogg, G.E. (Ed.), Symposium of the Society for Experimental Biology. The State and Movement of Water in Living Organisms, pp. 205–234.
- Müller, U., Raissi, F. (2002): Arbeitshilfe für bodenkundliche Stellungnahmen und Gutachten im Rahmen der Grundwassernutzung. Arbeitshefte Boden. Niedersächsisches Landesamt für Bodenforschung, Hannover, Germany.
- Müller, U., Waldeck, A., 2011. Auswertungsmethoden im Bodenschutz. GeoBerichte, 19. Landesamt für Bergbau, Energie und Geologie Niedersachsen.
- Munk, H. (1972): Zur vertikalen Wanderung mineralischer Phosphorsäure bei starker Phosphatdüngung.- Landwirtsch. Forsch., Sonderh., Bd. 27, H. 1, S. 192-199.
- Obermann, P. (1981): Hydrochemische/hydromechanische Untersuchungen zum Stoffgehalt von Grundwasser bei landwirtschaftlicher Nutzung. Besondere Mitteilungen zum Deutschen Gewässerkundlichen Jahrbuch: 1-217
- OSPAR Commission (Hrsg. 1998): Principles of the comprehensive study on riverine inputs and direct discharges (RID).- Reference 1998-05, o.O., 16 S.
- Peschke, G. (1997): Der komplexe Prozess der Grundwasserneubildung und Methoden zu ihrer Bestimmung. Freiburger Schriften zur Hydrologie. Institut für Hydrologie der Universität Freiburg, Freiburg i.Br., Germany.
- Pihl, U. (1999): Bodenchemische Parameter als Prognosekriterien des potentiellen Phosphat-Austrags in Drän- und Grundwasser.- Diss. Rhein. Friedrich-Wilhelms-Univ. Bonn, Agrikulturchem. Inst., 227 S.
- Pommer, G., Schröpel, R. u. Jordan, F. (2001): Austrag von Phosphor durch Oberflächenabfluss auf Grünland.- Wasser Boden, 53. Jg., H. 4, S. 34-38.
- Preuße, H.-U. u. Voss, W. (1979): Phosphataustrag durch Bodenerosion und Oberflächenabfluß.- Mitt. Dtsch. Bodenkundl. Ges., Bd. 29, S. 959-964.
- RENGER, M., K. BOHNE, M. FACKLAM, T. HARRACH, W. RIEK, W. SCHÄFER, G. WESSOLEK & S. ZACHARIAS (2009): Bodenphysikalische Kennwerte und Berechnungsverfahren für die Praxis. – In: Wessolek, G., Kaupenjohann, M., Renger, M. (Eds.): Bodenökologie und Bodengenese. Technische Universität Berlin – Fachgebiet Bodenkunde/Standortkunde und Bodenschutz, Institut für Ökologie; www.boden.tu-berlin.de/fileadmin/fq77/pdf/Rote_Liste/Rote_Reihe_Heft_40.pdf
- ROSCHÉ, O., STEININGER, M. (2009): SONDERUNTERSUCHUNGSPROGRAMM ZUR BESCHAFFENHEIT VON DRÄNABFLÜSSEN IN SACHSEN-ANHALT, ABSCHLUSSBERICHT, S. 25, LHW SACHSEN-ANHALT, UNVERÖFFENTLICHT)
- Rückert, B. (2008): Ermittlung des Sediment- und Phosphateintrags in die Oberflächengewässer des Urftalsperren-Einzugsgebietes. Diplomarbeit am Forschungszentrum Jülich, ICG-4. Unveröffentlicht

- 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.
- Scheffer, B. (2002): Nährstoffe im Boden und Gewässerbelastung in Norddeutschland.- Arb.-H. Boden, H. 2002/3, S. 76-94.
- Scheffer, B. u. Foerster, P. (1991): Zum Phosphataustrag aus einem vererdeten Niedermoorboden bei Gülleanwendung.- In: VDLUFA (Hrsg., 1991): Umweltaspekte der Tierproduktion.- VDLUFA-Schr.-R., Bd. 33, Darmstadt, S. 158-163.
- Schindler, 1981:
- SCHINDLER, U., J. THIÈRE, J. STEIDL & L. MÜLLER (2004): Bodenhydrologische Kennwerte heterogener Flächeneinheiten – Methodik der Ableitung und Anwendungsbeispiel für Nordostdeutschland. – Hrsg. Landesumweltamt Brandenburg (LUA), Potsdam, Heft 87
- Schoumans, O. F. (2004): Inventarisatie van de fosfaatverzadiging van land-bouwgronden in Nederland.- Alterra rapport, Nr. 730.4, Wageningen, 50 S.
- Schubert, Ch. (1997): Nährstoffbelastung in Marschgewässern - Nährstoffausträge, Vegetation und Wirbellosenbesiedlung in Gräben der Marsch am Beispiel des St. Peterkooges (NF).- UBA-Texte, Bd. 19/97, Berlin, 74 S.
- Schulte-Kellinghaus, S. (1987): Über die Denitrifikation in der ungesättigten Zone mächtiger Löss- und grundwassernaher Standorte. PhD Thesis, Rheinische Friedrich-Wilhelms-Universität, Bonn, Germany.
- Schwarze, R., Herrmann, A., Münch, A., Grünwald, U., Schöne, M. (1991): Rechnergestützte Analyse von Abflußkomponenten und Verweilzeiten in kleinen Einzugsgebieten. Acta hydrophys. (2): 143-184
- Schwärzel, K., Simunek, J., Stoffregen, H., Wessolek, G., van Genuchten, M.T., 2006. Estimation of the unsaturated hydraulic conductivity of peat soils. Vadose Zone J. 5 (2), 628–640.
- Schwertmann U, Vogl W, Kainz M (1990) Bodenerosion durch Wasser – Vorhersage des Abtrags und Bewertung von Gegenmaßnahmen. 2. Aufl., Stuttgart, 64 S.
- Sommer M, Murschel B (1999) Erosion und Nährstoffabtrag. In: Dabbert S, Herrmann S, Kaule G, Sommer, M (Hrsg., 1999) Landschaftsmodellierung für die Umweltplanung. Berlin u.a., 68-79
- Tarboton DG (1997) A new method for the determination of flow directions and upslope areas in grid digital elevation models. Water Resources Res., Vol. 33, Nr. 2, 309-319
- Tetzlaff, B., 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 eintragspfadbezogener und regionaler Differenzierung; Endbericht zum Forschungsprojekt, 189 S.
- Tetzlaff, B., Krause, D., Marowsky, K. u. Bock, A. (2015): Eutrophierungsprobleme im Altmühlsee als Folge diffuser und punktförmiger P-Einträge – Modellierung und Ergebnisse.- Hydrologie u. Wasserbewirtschaftung, 59(1), 23-36, DOI: 10.5675/HyWa_2015,1_2.
- Tetzlaff, B. (2014): Räumlich hoch aufgelöste Modellierung der Phosphor- und Sedimenteinträge in die Oberflächengewässer des Altmühlsee-Einzugsgebiets.- Endbericht

eines Forschungsvorhabens im Auftrag des Wasserwirtschaftsamts Ansbach, Laufzeit 01.10.2012 – 31.03.2014, 137 S.

Tetzlaff, B. (2013): Schwermetalle aus landwirtschaftlicher Flächennutzung? Ursachenanalyse von Kupfer- und Zinkeinträgen im Einzugsgebiet der Ems (NRW).- Endbericht eines Forschungsvorhabens im Auftrag der Bezirksregierung Münster, Laufzeit 01.01.2011 – 31.12.2012, 250 S.

Tetzlaff, B. & Wendland, F. (2012): Modelling sediment input to surface waters for German states with MEPhos: Methodology, sensitivity and uncertainty.- *Water Resources Management*, 165-184.

Tetzlaff, B., Friedrich, K., Vorderbrügge, T., Vereecken, H. & Wendland, F. (2011): Distributed modelling of mean annual soil erosion and sediment delivery rates to surface waters.- *Catena*, 102, 13-20.

Tetzlaff, B., H. Schreiner, H. Vereecken & F. Wendland (2009): Modellgestützte Analyse signifikanter Phosphorbelastungen in hessischen Oberflächengewässern aus diffusen und punktuellen Quellen. Reihe Energie & Umwelt / Energy & Environment, Vol 29. Forschungszentrum Jülich GmbH, Jülich, Germany, 149 pp.

Tetzlaff, B., H. Vereecken, R. Kunkel & F. Wendland (2009): Modelling phosphorus inputs from agricultural sources and urban areas in river basins. *Environmental Geology*, 57, 183-193.

Tetzlaff, B., Kuhr, P., Wendland, F. (2008): Ein neues Verfahren zur differenzierten Ableitung von Dränflächenkarten für den mittleren Maßstabbereich auf Basis von Luftbildern und Geodaten. *Hydrologie und Wasserbewirtschaftung* (1): 9-18

Tetzlaff, B. (2006): Die Phosphatbelastung großer Flusseinzugsgebiete aus diffusen und punktuellen Quellen. PhD thesis, Universität Hannover/Forschungszentrum Jülich GmbH, Hannover/Jülich, Germany.

US Soil Conservation Service (1972): National Engineering Handbook: Chapter 4: Hydrology. U.S. Department of Agriculture, Washington, D.C., USA.

van Beek, C.G.E.M. (1987): Landbouw en Drinkwatervoorziening, orientierend Onderzoek naar de Beïnvloeding van de Grondwaterkwaliteit door Bemesting en het Gebruik van Bestrijdingsmiddelen, Keuringsinstituut voor Waterleidingsartikelen KIWA N.V., Nieuwegein, The Netherlands.

van Genuchten, M.T., 1980. A closed-form equation for predicting the hydraulic conductivity of unsaturated soils. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 44 (5), 892–898, <http://dx.doi.org/10.2136/sssaj1980.03615995004400050002x>.

Vereecken, H., et al., 2010. Using pedotransfer functions to estimate the van Genuchten-Mualem soil hydraulic properties: a review. *Vadose Zone J.* 9 (4), 795–820, <http://dx.doi.org/10.2136/vzj2010.0045>.

Voss, G. (1985): Zur Nitratverlagerung in mächtigen Lössdecken des Vorgebirges bei Bonn. PhD Thesis, University, Bonn, Germany, 115 pp.

Walther W, Reinstorf F, Pätsch M, Weller D (2003) Management tools to minimize nitrogen emissions into groundwater in agricultural used catchment areas, northern low plain of Germany. Proceedings of the IAHR Congress "Water engineering and research in a learning society", Thessaloniki, Greece, 24-29 August 2003, Part B, 747-754

Wendland, F, Keller, L, Kuhr, P, Kunkel, R, Tetzlaff, B, (2015): Regional differenzierte Quantifizierung der Nährstoffeinträge in das Grundwasser und in die Oberflächengewässer Mecklenburg-Vorpommerns unter Anwendung der Modellkombination GROWA- DENUZ-WEKU-MEPhos (Endbericht). Landesamt für Umwelt, Naturschutz und Geologie Mecklenburg-Vorpommern, Güstrow, Germany, p. 233.

- Wendland, F., Heidecke, C., Keller, L., Kreins, P., Kuhr, P., Tetzlaff, B., Trepel, M. & Wagner, A. (2014): Räumlich differenzierte Quantifizierung der Stickstoffeinträge ins Grundwasser und die Oberflächengewässer in Schleswig-Holsteins.- (Korrespondenz Wasserwirtschaft 6/14, 327-332)
- Frank Wendland, Peter Kreins, Petra Kuhr, Ralf Kunkel, Björn Tetzlaff & Harry Vereecken (2010): Räumlich differenzierte Quantifizierung der N- und P-Einträge in Grund- und Oberflächenwasser in NRW unter besonderer Berücksichtigung diffuser landwirtschaftlicher Quellen.- Forschungszentrum Jülich, Reihe Energie und Umwelt, Bd. xx, 231 S.
- Frank Wendland, Horst Behrendt, Ulrike Hirt, Peter Kreins, Ute Kuhn, Petra Kuhr, Ralf Kunkel Und Björn Tetzlaff (2010): Analyse von Agrar- und Umweltmaßnahmen zur Reduktion der Stickstoffbelastung von Grundwasser und Oberflächengewässer in der Flussgebietseinheit Weser.- Hydrologie und Wasserbewirtschaftung, 54. Jahrgang, Heft 4, August 2010, 231 – 244.
- Wendland, F., H. Behrendt, H. Gömann, U. Hirt, P. Kreins, U. Kuhn, R. Kunkel & B. Tetzlaff (2009): Determination of nitrogen reduction levels necessary to reach groundwater quality targets in large river basins: the Weser basin case study, Germany. Nutrient Cycling in Agroecosystems, 85 (1), 63-78.
- Wendland, F., Blum, A., Coetsiers, M., Gorova, R., Griffioen, J., Grima, J., Hinsby, K., Kunkel, R., Marandi, A., Melo, T., Panagopoulos, A., Pauwels, H., Ruisi, M., Traversa, P., Vermooten, J.S.A., Walraevens, K. (2008): European aquifer typology: a practical framework for an overview of major groundwater composition at European scale. Environmental Geology (1): 77-85, doi: 10.1007/s00254-007-0966-5.
- Wendland, F., Kunkel, R., Voigt, H.J. (2004): Assessment of groundwater residence times in the pore aquifers of the River Elbe Basin. Environmental Geology (1): 1-9
- Wendland, F., R. Kunkel, B. Tetzlaff u. G. Dorhofer (2003): GIS-based determination of the mean long-term groundwater recharge in Lower Saxony. Environmental Geology, 45, 273-278.
- Wendland, F., Kunkel, R. (1999): Das Nitratabbauvermögen im Grundwasser des Elbeeinzugsgebietes. Schriften des Forschungszentrums Jülich, Reihe Umwelt/Environment. Forschungszentrum Jülich GmbH, Jülich, Germany.
- Wendland, F. u. Kunkel, R. (1999): Das Nitratabbauvermögen im Grundwasser des Elbeeinzugsgebietes.- Schr.-R. Umw./Envir. Forschungszentr. Jülich, Vol. 13, Jülich, 166 S.
- Wendland, F., Albert, H., Bach, M., Schmidt, R. (Eds.) (1993): Atlas zum Nitratstrom in der Bundesrepublik Deutschland. Springer Verlag, Berlin Heidelberg New York.
- Wendland, F. (1992): Die Nitratbelastung in den Grundwasserlandschaften „alten“ Bundesländer (BRD). Berichte aus der Ökologischen Forschung. Forschungszentrum Jülich GmbH, Jülich, Germany.
- WENDLING, U., SCHELLIN, H.-G. & THOMÄ, M. (1991): Bereitstellung von täglichen Informationen zum Wasserhaushalt des Bodens für Zwecke des agrarmeteorologischen Beratung. – Z. Meteorol., 34: 82-85
- Werner, W., Olf, H. W., Auerswald, K. u. Isermann, K. (1991): Stickstoff- und Phosphateintrag in Oberflächengewässer über "diffuse Quellen".- In: Hamm, A. (Hrsg., 1991): Studie über Wirkungen und Qualitätsziele von Nährstoffen in Fließgewässern.- Sankt Augustin, S. 665-764.
- Wessolek, G., Facklam, M., 1997. Standorteigenschaften und Wasserhaushalt von versiegelten Flächen. Zeitschrift für Pflanzenernährung und Bodenkunde 160 (1), 41–46.:
- Wichtmann, W. (1994): Stoffeintrag aus landwirtschaftlichen Dränflächen in Fließgewässer.- Diss. Christian-Albrechts-Univ. Kiel, Inst. f. Wasserwirtsch. u. Landschaftsökol., Schr. Inst. f. Wasserwirtsch. u. Landschaftsökol. Univ. Kiel, H. 21, 201 S.

Wienhaus, S., Höper, H., Eisele, M., Meesenburg, H., Schäfer, W. (2008): Nutzung bodenkundlich-hydrogeologischer Informationen zur Ausweisung von Zielgebieten für den Grundwasserschutz - Ergebnisse eines Modellprojektes (NOLIMP) zur Umsetzung der EG-Wasserrahmenrichtlinie. GeoBerichte. Landesamt für Bergbau, Energie und Geologie (LBEG), Hannover, Germany.

Wilke B, Schaub D (1996) Phosphatanreicherung bei Bodenerosion. Mitt. Dtsch. Bodenkundl. Ges., Bd. 79, 435-438.

Wundt, W. (1958): Die Kleinstwasserführung der Flüsse als Maß für die verfügbaren Grundwassermengen. In: Grahmann, R., Wundt, W. (Eds.), Die Grundwässer in der Bundesrepublik Deutschland und ihre Nutzung. Verlag der Bundesanstalt für Landeskunde, Remagen, Germany, pp. 47-54.