

Endbericht zum Forschungsprojekt
**„Entwicklung eines Instrumentes für ein fluss-
gebietsweites Nährstoffmanagement in der
Flussgebietseinheit Weser“**
AGRUM⁺-Weser

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

Thünen Report 21

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

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

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

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

Zitationsvorschlag – Suggested source citation:

Claudia Heidecke, Ulrike Hirt, Peter Kreins, Petra Kuhr, Ralf Kunkel, Judith Mahnkopf, Michael Schott, Björn Tetzlaff, Markus Venohr, Andrea Wagner, Frank Wendland (2015) Endbericht zum Forschungsprojekt „Entwicklung eines Instrumentes für ein flussgebietsweites Nährstoffmanagement in der Flussgebietseinheit Weser“ AGRUM⁺-Weser. Braunschweig: Johann Heinrich von Thünen-Institut, 380 p, Thünen Rep 21

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

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



THÜNEN

Thünen Report 21

Herausgeber/Redaktionsanschrift – *Editor/address*

Johann Heinrich von Thünen-Institut
Bundesallee 50
38116 Braunschweig
Germany

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

ISSN 2196-2324
ISBN 978-3-86576-120-0
DOI:10.3220/REP_21_2015
urn:nbn:de:gbv:253-201501-dn054564-8

Endbericht zum Forschungsprojekt
**„Entwicklung eines Instrumentes für ein fluss-
gebietsweites Nährstoffmanagement in der
Flussgebietseinheit Weser“**
AGRUM⁺-Weser

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

Thünen Report 21

Claudia Heidecke¹
Ulrike Hirt²
Peter Kreins¹
Petra Kuhr³
Ralf Kunkel³
Judith Mahnkopf²
Michael Schott²
Björn Tetzlaff³
Markus Venohr²
Andrea Wagner¹
Frank Wendland³

Laufzeit: 01.09.2011 bis 31.07.2014

Das diesem Bericht zugrunde liegende Modellvorhaben wurde mit Mitteln der Flussgebietsgemeinschaft Weser, vertreten durch die Geschäftsstelle beim Niedersächsischen Landesbetrieb für Wasserwirtschaft, Küsten- und Naturschutz, gefördert. Die Verantwortung für den Inhalt dieser Veröffentlichung liegt bei den Autoren.

- ¹ Thünen-Institut für Ländliche Räume (TI-LR), Braunschweig
- ² Leibniz-Institut für Gewässerökologie und Binnenfischerei (IGB) im Forschungsverbund Berlin e.V., Berlin
- ³ Forschungszentrum Jülich (FZJ), Institut für Bio- und Geowissenschaften – Agrosphäre, Jülich



Thünen Report 21

Braunschweig, im Januar 2015

Kurzfassung

Die Europäische Wasserrahmenrichtlinie (EG-Wasserrahmenrichtlinie 2000) hat zum Ziel in den Flusseinzugsgebieten Europas das Erreichen eines guten Zustands bzw. des guten ökologischen Potenzials und des guten chemischen Zustands aller Oberflächengewässer sowie des guten mengenmäßigen und chemischen Zustands des Grundwassers bis zum Jahr 2015 herzustellen. Eine Fristverlängerung ist bis 2021 bzw. 2027 in Ausnahmefällen möglich. Für die Flussgebietseinheit Weser werden die Zielkonzentrationen Stickstoff und Phosphor bis 2015 nicht erreicht. Daher ist es Ziel des Projektes AGRUM+ die Nährstoffeinträge und -konzentrationen im Jahr 2021 abzuschätzen und wissenschaftliche Analysen zur Unterstützung der Maßnahmenplanung und Umsetzung zu liefern. Dafür wird der Modellverbund AGRUM Weser bestehend aus den Modellen RAUMIS, GROWA, DENUZ/WEKU, MEPHOS und MONERIS erheblich weiterentwickelt und angepasst. Die Ergebnisse zeigen, dass sich die in der Vergangenheit zu beobachtende Reduzierung der Nährstoffbilanzüberschüsse auch bis 2021 fortsetzen wird und somit auch eine Reduzierung der Nährstoffeinträge in das Grundwasser und die Oberflächengewässer zu erwarten ist. Jedoch werden für die Baseline 2021 für die beiden untersuchten Nährstoffe Stickstoff und Phosphor unter Berücksichtigung der Wirkungsverzögerung weder die Ziele für das Grundwasser noch die Zielkonzentrationen für die Oberflächengewässer erreicht. Der Umfang der notwendigen Maßnahmen sowie die regionalen Schwerpunkte der notwendigen Maßnahmen verdeutlichen, dass eine Ausdehnung der Agrarumweltmaßnahmen sowie eine moderate Verschärfung der Düngeverordnung nicht ausreichen werden, um die Gewässerschutzziele zu erreichen.

Schlüsselwörter: Wasserrahmenrichtlinie, Nährstoffüberschüsse, Nährstoffkonzentrationen, Nährstofffrachten, Agrarumweltmaßnahmen

Abstract

The aim of the European Water Framework Directive is the achievement of a good ecological or rather ecological potential and chemical status for surface waters, as well as a good chemical and quantitative status for groundwater until 2015. For the river basin Weser the target concentrations will not be achieved by 2015. For exemptions extended deadlines until 2021 and 2027 are possible. Hence the aim of the AGRUM+ project is to analyze nutrient inputs and nutrient concentrations until 2021 and to conduct scientific analysis for the design of measure plans and their implementation. For this the AGRUM Weser model network consisting of the models RAUMIS, GROWA, DENUZ/WEKU, MEPHOS and MONERIS is further developed and adapted. Results show that the past trend of decline of nutrient surpluses will be further continued until 2021 which also leads to a reduction of nutrient inputs into ground and surface waters. Nevertheless, in the baseline 2021 the target concentrations for the nutrients nitrate and phosphorous for ground- and surface water will not be achieved even considering an impact delay. The amount of necessary measures and the regional hot-spots of measures show that an increase in agri-environmental measures as well as a moderate intensification of the manure regulation will not be sufficient to achieve the water protection targets.

Keywords: Water Framework Directive, nutrient surpluses, nutrient concentrations, nutrient loads, agricultural environmental measures

Inhaltsverzeichnis

Kurzfassung/Abstract	i
1 Einleitung, Zielsetzung und Vorgehensweise	1
2 Charakterisierung des Einzugsgebiets der Flussgebietseinheit Weser	5
2.1 Einordnung der Untersuchungsregion	5
2.2 Landwirtschaftliche Landnutzung und Tierhaltung	9
2.2.1 Struktur der Landnutzung im Untersuchungsgebiet	10
2.2.2 Struktur der Tierhaltung im Untersuchungsgebiet	12
2.3 Betriebsstruktur	13
3 Modellverbund, Methodik	17
3.1 Agrarökonomische Modellierung mit RAUMIS	17
3.1.1 Das Modellsystem RAUMIS	17
3.1.2 Nährstoffbilanzierung im Modell RAUMIS	19
3.1.3 Weiterentwicklung der Stickstoffbilanzierung für die Beschreibung des Ist-Zustands	25
3.1.4 Implementierung des Stickstoffvergleichs laut Düngeverordnung	28
3.2 Modellierung der Nährstoffeinträge mit GROWA-DENUZ-WEKU-MEPhos	29
3.2.1 Simulation der austragsrelevanten Abflusskomponenten mit dem Wasserhaushaltsmodell GROWA	30
3.2.1.1 Hydrologische Grundbegriffe und Definitionen	30
3.2.1.2 Berechnung der Gesamtabflusshöhe	33
3.2.1.3 Berechnung der Höhe des Oberflächenabflusses	35
3.2.1.4 Berechnung der Sickerwasserhöhe	35
3.2.1.5 Separierung von Grundwasserneubildung, natürlichem Zwischenabfluss und Abfluss aus Dränagen	36
3.2.1.6 Datengrundlagen	38
3.2.2 Simulation der diffusen Stickstoffeinträge in das Grundwasser und in die Oberflächengewässer	39
3.2.2.1 Quantifizierung der atmosphärischen Stickstoffdeposition auf Wasserflächen	40
3.2.2.2 Quantifizierung der Stickstoffeinträge in die Oberflächengewässer über Abschwemmung	41
3.2.2.3 Quantifizierung der Stickstoffeinträge in die Oberflächengewässer über Erosion	42
3.2.2.4 Quantifizierung des Nitratabbaus im Boden (DENUZ-Modell)	43
3.2.2.5 Modellierung der Nitratkonzentration im Sickerwasser	45

	3.2.2.6	Ankopplung der verlagerbaren Stickstoffmenge im Boden an die austragsrelevanten Abflusskomponenten	46
3.2.3		Simulation der grundwasserbürtigen Stickstoffeinträge in die Oberflächengewässer (WEKU-Modell)	46
	3.2.3.1	Modellierung der Grundwasserverweilzeiten im oberen Aquifer	47
	3.2.3.2	Modellierung des Nitratabbaus im Grundwasserleiter	51
	3.2.3.3	Datengrundlagen	55
3.2.4		Simulation der diffusen Phosphoreinträge in die Oberflächengewässer (MEPhos-Modell)	56
	3.2.4.1	Ansatz zur Modellierung des Phosphoreintrags über Dränagen	57
	3.2.4.2	Ansatz zur Modellierung des Phosphoreintrags über den natürlichen Zwischenabfluss	62
	3.2.4.3	Ansatz zur Modellierung des Phosphoreintrags über den grundwasserbürtigen Abfluss	63
	3.2.4.4	Ansatz zur Modellierung des Phosphoreintrags über Erosion	64
	3.2.4.5	Ansatz zur Modellierung des Phosphoreintrags über Abschwemmung	69
	3.2.4.6	Quantifizierung der atmosphärischen Phosphordeposition auf Wasserflächen	70
3.2.5		Simulation der punktförmigen Stickstoff- und Phosphoreinträge in die Oberflächengewässer (MEPhos-Modell)	70
	3.2.5.1	Stickstoff- und Phosphoreinträge aus kommunalen Kläranlagen und industriell-gewerblichen Direkteinleitern	70
	3.2.5.2	Modellierung der mittleren Stickstoff- und Phosphoreinträge über Mischwasserentlastungen	71
	3.2.5.3	Modellierung der mittleren Einträge über Trennkanalisationen	73
3.2.6		Validierung der modellierten Nährstoffeinträge (Stickstoff und Phosphor) in die Oberflächengewässer	74
3.3		MONERIS	74
	3.3.1	Methodische Änderungen von MONERIS Version 2.01 zu 3.01	77
	3.3.2	Modellierung der Hydrologie	83
	3.3.2.1	Abflussbaum	84
	3.3.2.2	Berechnung der Gewässeroberfläche	84
3.3.3		Quantifizierung von Nährstoffeinträgen	86
	3.3.3.1	Nährstoffeinträge aus diffusen Quellen	86
	3.3.3.1.1	Nährstoffeinträge durch Abschwemmung	87
	3.3.3.1.2	Nährstoffeinträge durch Erosion	88
	3.3.3.1.3	Nährstoffeinträge aus Dränagen	90
	3.3.3.1.4	Nährstoffeinträge aus dem Grundwasser	91
	3.3.3.2	Nährstoffeinträge aus punktuellen Quellen	93

3.3.3.2.1	Nährstoffeinträge von urbanen Systemen	94
3.3.4	Beobachtete Nährstofffrachten der Flüsse	96
3.3.5	Retention in den Flusssystemen	97
3.4	Zusammenspiel der Modelle im Modellverbund	98
4	Datenbasis	103
4.1	Verfügbare Daten zur Agrarstatistik	103
4.1.1	Agrarstrukturerhebung (ASE)	104
4.1.2	Bodennutzungshaupterhebung und Viehzählung	104
4.1.3	Ernte- und Betriebsberichterstattung (EBE) für Feldfrüchte und Grünland	105
4.1.4	Landwirtschaftliche Gesamtrechnung	106
4.1.5	Statistik zum Düngemittelhandel	106
4.1.6	KTBL-Daten	107
4.2	Vergleich der Datensätze vor und nach Geheimhaltung	107
4.2.1	Grundlagen	107
4.2.2	Effekte auf die ausgewiesenen Produktionsumfänge und deren Repräsentativität	108
4.3	Oberflächenwasserkörper	111
4.4	Klimadaten	111
4.5	Atmosphärische Deposition	115
4.5.1	Stickstoffdeposition	115
4.5.2	Phosphordeposition	116
4.6	Digitales Geländemodell	117
4.7	Landnutzungsdaten	118
4.7.1	Aktualisierung der in ATKIS erfassten landwirtschaftlichen Nutzfläche mit InVeKoS-Daten	118
4.7.2	ATKIS	119
4.8	Bodendaten	119
4.9	Erstellung einer Karte der künstlich gedränten Flächen	123
4.10	Hydrogeologische Daten	126
4.11	Eingangsdaten für urbane Systeme	129
5	Wasserhaushalt und Wasserhaushaltskomponenten	135
5.1	Ergebnisse der Wasserhaushaltsmodellierung mit GROWA	135
5.1.1	Berechnete Wasserhaushaltskomponenten	136
5.1.2	Validierung der Modellergebnisse zum Wasserhaushalt	143
5.1.3	Vergleich von Modellergebnissen zum Wasserhaushalt für die Perioden 1961 bis 1990 (AGRUM-Modellvorhaben) und 1983 bis 2005 (AGRUM ⁺)	145

6	Analyse des Ist-Zustandes der Nährstoffeinträge und -frachten in der Flussgebietseinheit Weser	147
6.1	Entwicklung der Nährstoffbilanzüberschüsse in Deutschland	147
6.2	Nährstoffbilanz für das Jahr 2007	148
6.2.1	Mineraldünger	148
6.2.2	Organischer Dünger	151
6.2.3	Entzüge	156
6.2.4	Stickstoff- und Phosphorbilanzüberschüsse	156
6.3	Stickstoffeinträge in das Grund- und Oberflächengewässer (Modell GROWA/DENUZ/WEKU)	158
6.3.1	Landwirtschaftliche Stickstoffüberschüsse und atmosphärische Stickstoffdeposition	158
6.3.2	Höhe des Nitratabbaus im Boden (DENUZ)	159
6.3.3	Stickstoffausträge aus dem Boden und Nitratkonzentrationen im Sickerwasser	163
6.3.4	Diffuse Stickstoffeinträge in das Grundwasser und die Oberflächengewässer über die vom FZJ unterschiedenen Eintragspfade	165
6.3.4.1	Stickstoffeinträge in die Oberflächengewässer über die atmosphärische Deposition auf Gewässerflächen	166
6.3.4.2	Stickstoffeinträge in die Oberflächengewässer über Abschwemmung	166
6.3.4.3	Stickstoffeinträge in die Oberflächengewässer über Erosion	167
6.3.4.4	Stickstoffeinträge in die Oberflächengewässer über den Abfluss aus Dränagen	168
6.3.4.5	Stickstoffeinträge in die Oberflächengewässer über den natürlichen Zwischenabfluss	169
6.3.4.6	Stickstoffeinträge in das Grundwasser	170
6.3.4.7	Stickstoffeinträge in die Oberflächengewässer über den Grundwasserabfluss	171
6.3.4.8	Gesamte diffuse Stickstoffeinträge in die Oberflächengewässer	176
6.3.5	Punktuelle Stickstoffeinträge in die Oberflächengewässer	177
6.3.6	Gesamte Stickstoffeinträge in die Oberflächengewässer aus diffusen und punktförmigen Eintragsquellen	178
6.3.7	Validierung der modellierten Nitrateinträge in die Oberflächengewässer aus diffusen und punktuellen Quellen	180
6.4	Phosphoreinträge in das Grundwasser und die Oberflächengewässer (Modell MEPhos)	182
6.4.1	Diffuse Phosphoreinträge über die vom FZJ unterschiedenen Eintragspfade	182

6.4.1.1	Phosphoreinträge in die Oberflächengewässer über Dränagen	182
6.4.1.2	Phosphoreinträge in die Oberflächengewässer über natürlichen Zwischenabfluss	183
6.4.1.3	Phosphoreinträge in die Oberflächengewässer über Grundwasser	184
6.4.1.4	Phosphoreinträge in die Oberflächengewässer über Erosion	185
6.4.1.5	Phosphoreinträge in die Oberflächengewässer über Abschwemmung	187
6.4.1.6	Phosphoreinträge aus atmosphärischer Deposition auf Wasserflächen	187
6.4.2	Punktuelle Phosphoreinträge in die Oberflächengewässer	188
6.4.3	Gesamte Phosphoreinträge aus punktuellen und diffusen Quellen	189
6.4.4	Validierung der modellierten Phosphoreinträge in die Oberflächengewässer aus diffusen und punktuellen Quellen	191
6.5	Nährstoffeinträge in die Oberflächengewässer über die vom IGB unterschiedenen Eintragspfade	193
6.5.1	Pfadbezogene Auswertung der räumlichen Verteilung der Stickstoff- und Phosphoreinträge	194
6.5.1.1	Nährstoffeinträge über Punktquellen	194
6.5.1.2	Direkteintrag in die Oberflächengewässer über atmosphärische Deposition	196
6.5.1.3	Nährstoffeinträge in die Oberflächengewässer durch Abschwemmung	198
6.5.1.4	Nährstoffeinträge über Erosion in die Oberflächengewässer	200
6.5.1.5	Nährstoffeinträge über die Boden-Grundwasserpassage in die Oberflächengewässer	201
6.5.1.5.1	Nährstoffeinträge über Dränagen in die Oberflächengewässer	201
6.5.1.5.2	Nährstoffeinträge über Grundwasser/Zwischenabfluss in die Oberflächengewässer	202
6.5.1.5.3	Räumliche Verteilung der Nährstoffeinträge über Dränagen und Grundwasser/Zwischenabfluss in die Oberflächengewässer	203
6.5.1.6	Nährstoffeinträge über urbane Gebiete	205
6.5.2	Gesamte diffuse Nährstoffeinträge in Oberflächengewässer über alle diffusen Pfade nach IGB	208
6.5.3	Zusammenfassende Beschreibung der Nährstoffeinträge und ihre räumliche Verteilung	209
6.5.3.1	Verteilung der Einträge in den Teilräumen	209
6.5.3.2	Verteilung der Einträge in den Planungseinheiten	211
6.5.4	Stickstoff- und Phosphoreinträge, Retention und Frachten der Teilräume der Flussgebietseinheit Weser	213
6.5.5	Validierung der Ergebnisse von MONERIS	215

6.5.5.1	Validierung der Frachten	215
6.5.5.2	Validierung der Konzentrationen	217
6.6	Zusammenfassende Gegenüberstellung der Ergebnisse des IGB und des FZJ für den IST-Zustand der Stickstoff- und Phosphoreinträge	220
7	Analyse der Auswirkungen von Maßnahmen zur Erreichung der Bewirtschaftungsziele nach EG-Wasserrahmenrichtlinie	227
7.1	Einordnung von Baseline- und Maßnahme-Effekten	227
7.2	Auswirkungen veränderter Rahmenbedingungen in der Landwirtschaft auf die Nährstoffüberschüsse des Baseline-Szenarios 2021	229
7.2.1	Allgemeine Agrarpolitik	230
7.2.2	Agrarumweltmaßnahmen	231
7.2.3	Sonstige Einflussgrößen	233
7.2.4	Erwartbare Entwicklung der landwirtschaftlichen Landnutzung und Produktion	234
7.2.5	Auswirkungen der erwartbaren Anpassungen in der Landwirtschaft auf die Nährstoffüberschüsse	237
7.2.6	Szenarien zur Umsetzung der Düngeverordnung im Rahmen des Baseline-Szenarios 2021	242
7.2.7	Szenarien zur Veränderung der Nährstoffeinträge bei reduzierter atmosphärischer Deposition	245
7.3	Auswirkungen des Baseline-Szenarios 2021 auf die Stickstoffeinträge in das Grundwasser und die Oberflächengewässer (FZJ)	246
7.3.1	Stickstoffeinträge in die Grundwasserkörper	246
7.3.2	Stickstoffeinträge in die Oberflächengewässer	249
7.3.2.1	Stickstoffeinträge über Dränagen	249
7.3.2.2	Nitrateinträge über den natürlichen Zwischenabfluss	250
7.3.2.3	Stickstoffeinträge über den Grundwasserabfluss	251
7.3.2.4	Stickstoffeinträge über alle diffusen Eintragungspfade	252
7.3.2.5	Zusammenfassende Übersicht zur Auswirkung des Baseline-Szenarios 2021 auf die diffusen Stickstoffeinträge in die Oberflächengewässer	253
7.4	Auswirkungen des Baseline-Szenarios auf die Nährstoffeinträge in die Oberflächengewässer (IGB)	254
7.4.1	Auswirkungen der Baseline auf die gesamten Einträge in die Oberflächengewässer	259
7.5	Handlungsgebiete und Handlungsbedarf	260
7.5.1	Handlungsgebiete und Handlungsbedarf in den Grundwasserkörpern	260
7.5.2	Nährstoffeinträge in die Oberflächengewässer bei Erreichung eines guten Grundwasserzustands (IGB)	264
7.5.3	Frachten und Konzentrationen in den Oberflächengewässern beim Erreichen eines guten Grundwasserzustandes	266

7.5.4	Handlungsbedarf zur Erreichung der Ziele für die Oberflächengewässer	267
7.5.4.1	Ermittlung der maximalen zulässigen Stickstoffkonzentrationen und Frachten zur Erreichung der Bewirtschaftungsziele bei Hemelingen und Reithörne	267
7.5.4.2	Zusätzlicher Handlungsbedarf für die Oberflächengewässer nach Erreichen eines guten Grundwasserzustands	270
7.6	Maßnahmen zur Erreichung der Bewirtschaftungsziele nach EG-Wasserrahmenrichtlinie	275
7.6.1	Maßnahmen zur Reduktion der Stickstoffbilanzüberschüsse	275
7.6.1.1	Charakterisierung der untersuchten Agrarumweltmaßnahmen	276
7.6.1.2	Mögliche Kombination von Agrarumweltmaßnahmen zur Erreichung der Zielekonzentration von 50 mg/l Nitrat für das Grundwasser durch Reduktion der Stickstoffbilanzüberschüsse	278
7.6.1.3	Mögliche Kombination von Agrarumweltmaßnahmen zur Erreichung der Ziele für die Oberflächengewässer durch Reduktion der Stickstoffbilanzüberschüsse	283
7.6.2	Anlage von Uferrandstreifen zur Reduktion der diffusen Phosphoreinträge durch Erosion (FZJ)	286
7.6.3	Ausgesuchte wasserwirtschaftliche Maßnahmen zur Reduktion der Nährstoffeinträge	288
7.6.3.1	Maßnahmen zur Reduktion der Nährstoffeinträge in kommunale Kläranlagen, Kleinkläranlagen und der Kanalisation	288
7.6.3.2	Maßnahmen zur Reduktion der Nährstoffeinträge über Dränagen	289
7.6.3.3	Auswertung und Bewertung der weiteren Maßnahmen zur Reduktion der Nährstoffeinträge	290
8	Zusammenfassung	295
9	Fazit	311
10	Literatur	313
11	Anhang	327
11.1	Ausgewählte ergänzende Maßnahmen aus dem LAWA-Maßnahmenkatalog	336
11.1.1	Keine Wirtschaftsdüngerausbringung nach der Ernte	336
11.1.2	Zwischenfrucht mit frühem Umbruch	337
11.1.3	Zwischenfrucht mit spätem Umbruch	338

11.1.4	Einsatz von Grundwasser schonender Ausbringungstechnik für Gülle und Gärsubstrate	339
11.1.5	Grünlandextensivierung	340
11.1.6	Förderung von Extensivkulturen	341
11.1.7	Reduzierte Stickstoffmineraldüngung (Acker) inklusive Verzicht auf Spätgabe bei Getreide	342
11.1.8	Untersaaten	343
11.1.9	Brache (1-jährige Brache mit leguminosenfreier Begrünung und Herbstumbruchverzicht)	344
11.1.10	Brache (2-jährige Brache mit leguminosenfreier Begrünung und Herbstumbruchverzicht)	345
11.1.11	Brache (mehrjährige Brache mit leguminosenfreier Begrünung und Herbstumbruchverzicht)	346

Verzeichnis der Abbildungen

Abbildung 1:	Komparativ-statischer Prognoseansatz im Modell RAUMIS	18
Abbildung 2:	Vorgehensweise der Stickstoffbilanzierung im Modellsystem RAUMIS	19
Abbildung 3:	Entwicklung des Anbaus von Futterpflanzen insgesamt und Silomais sowie der Rinderzahlen insgesamt seit 1990 in Deutschland	23
Abbildung 4:	Stickstoffbilanzen in den Gemeinden der Flussgebietseinheit Weser, gruppiert nach Landkreisen (kg N/ha LF; 2007)	28
Abbildung 5:	Die Komponenten des Abflusses in GROWA	31
Abbildung 6:	Hierarchie der abflussrelevanten Gebietseigenschaften zur Ableitung der BFI-Werte im GROWA-Modell	36
Abbildung 7:	Schematische Darstellung diffuser Stickstoffeinträge in das Grundwasser und die Oberflächengewässer (GROWA-DENUZ-WEKU-Modell)	39
Abbildung 8:	Schematischer Überblick über den Verfahrensgang und die Datengrundlagen für die WEKU-Verweilzeitenmodellierung	48
Abbildung 9:	Ermittlung der Fließwege des Grundwassers im WEKU-Modell	50
Abbildung 10:	Verlauf der Verteilung der Stickstoffgehalte im Grundwasser für unterschiedliche Grundwasserverweilzeiten	54
Abbildung 11:	Schematische Darstellung der Modellierung des mehrjährigen mittleren Phosphoreintrags mit MEPHOS	56
Abbildung 12:	Sensitivität des Bodenabtrags auf Veränderung der Faktoren relativ zum bayerischen Standardfall (9 % Neigung; 22,1 m Hanglänge; 33 % Hackfruchtanteil; K-Faktor 0,3; R-Faktor 70 (Auerswald, 1987))	67
Abbildung 13:	Vergleich von LS-Faktoren ohne (links) und mit (rechts) Berücksichtigung des Wegenetzes (Farbverlauf von grün nach rot)	67
Abbildung 14:	Eintragspfade in MONERIS	75
Abbildung 15:	Schematische Darstellung der Methodik zur Berechnung der Phosphoreinträge über Abschwemmung	79
Abbildung 16:	Abflusskomponenten im Modell MONERIS	84
Abbildung 17:	Berechnung der Gewässerfläche (WSA) von Haupt- (MR) und Nebenläufen (TRIB) in Flusssystemen (nach Venohr et al., 2005)	85
Abbildung 18:	Unterscheidung zwischen Haupt- und Nebengewässer in MONERIS	85
Abbildung 19:	Nährstoffeinträge durch Abschwemmung	87
Abbildung 20:	Nährstoffeinträge durch Erosion	89

Abbildung 21:	Nährstoffeinträge über Dränagen	90
Abbildung 22:	Stickstoffeinträge aus dem Grundwasser	92
Abbildung 23:	Nährstoffeinträge von urbanen Gebieten	94
Abbildung 24:	Integrativer/interdisziplinärer Modellverbund	99
Abbildung 25:	Defizite der Anbauflächen, resultierend aus der Datengeheimhaltung auf der niedrigsten Aggregationsstufe im Vergleich zur Landesebene	108
Abbildung 26:	Relative Repräsentanz der Anbauflächen der niedrigsten Aggregationsstufe im Vergleich zur Landesebene durch Geheimhaltung	109
Abbildung 27:	Defizite der Tierzahlen, resultierend aus der Datengeheimhaltung auf der niedrigsten Aggregationsstufe im Vergleich zur Landesebene	110
Abbildung 28:	Relative Repräsentanz der Tierzahlen der niedrigsten Aggregationsstufe im Vergleich zur Landesebene nach Geheimhaltung	110
Abbildung 29:	Luftbild mit dränierten Ackerflächen	123
Abbildung 30:	Lage der ausgewerteten Luftbilder in Niedersachsen	124
Abbildung 31:	Verfahrensgang zur Validierung der berechneten Wasserhaushaltsgrößen	144
Abbildung 32:	Ergebnisse der Validierung der Gesamtabflusshöhen (links) und Grundwasserneubildungshöhen (rechts)	144
Abbildung 33:	Entwicklung der Stickstoffsalden der deutschlandweiten Flächenbilanzen von 1990 bis 2010	147
Abbildung 34:	Gesamtbilanz (Hoftorbilanz) für Stickstoff und Phosphor in Deutschland von 1950 bis 2008	148
Abbildung 35:	Entwicklung des Inlandsabsatzes von Phosphor in Deutschland	150
Abbildung 36:	Stickstoffeinträge in die Vorfluter für die wichtigsten diffusen Eintragspfade für Stickstoff (Grundwasser, natürlicher Zwischenabfluss und Dränagen), aufgetrennt nach Norddeutschem Tiefland und Mittelgebirgsregion	177
Abbildung 37:	Stickstoffeinträge in die Oberflächengewässer, aufgeschlüsselt nach Eintragspfaden	179
Abbildung 38:	Vergleich der modellierten Stickstoffeinträge in die Vorfluter aus diffusen und punktförmigen Eintragsquellen mit gemessenen Stickstofffrachten unter Berücksichtigung der gewässerinternen Retention	181

Abbildung 39:	Phosphoreinträge in der Flussgebietseinheit Weser nach Eintragspfaden (absolut, gerundet)	189
Abbildung 40:	Einträge von gelöstem Phosphor in der Flussgebietseinheit Weser nach Eintragspfaden (absolut)	190
Abbildung 41:	Validierung der MEPhos-Modellergebnisse an Frachten im Gewässer	192
Abbildung 42:	Pfade des Stickstoffeintrags in die Gewässer der Flussgebietseinheit Weser (2007)	209
Abbildung 43:	Pfade des Phosphoreintrags in die Gewässer der Flussgebietseinheit Weser (2007)	210
Abbildung 44:	Vergleich der mit MONERIS berechneten und aus gemessenen Werten berechneten („beobachteten“) Stickstofffrachten der Jahre 2006 bis 2008	216
Abbildung 45:	Vergleich der mit MONERIS berechneten und der aus gemessenen Werten berechneten („beobachteten“) Phosphorfrachten der Jahre 2006 bis 2008	216
Abbildung 46:	Vorgehensweise der Szenarioentwicklung	228
Abbildung 47:	Anteil der einzelnen Eintragspfade an den Stickstoffeinträgen in die Oberflächengewässer der Flussgebietseinheit Weser mit Gesamteinträgen <450 t N/a	330
Abbildung 48:	Anteil der einzelnen Eintragspfade an den Stickstoffeinträgen in die Oberflächengewässer der Flussgebietseinheit Weser mit Gesamteinträgen 450 bis 4.000 t N/a	331
Abbildung 49:	Anteil der einzelnen Eintragspfade an den Stickstoffeinträgen in die Oberflächengewässer der Flussgebietseinheit Weser mit Gesamteinträgen >4.000 t N/a	332
Abbildung 50:	Phosphoreinträge in Teileinzugsgebieten der Flussgebietseinheit Weser nach Eintragspfaden absolut (bis 10 t/a)	333
Abbildung 51:	Phosphoreinträge in Teileinzugsgebieten der Flussgebietseinheit Weser nach Eintragspfaden absolut (>10 und <100 t/a)	334
Abbildung 52:	Phosphoreinträge in Teileinzugsgebieten der Flussgebietseinheit Weser nach Eintragspfaden absolut (>100 t/a und <2.200 t/a)	335

Verzeichnis der Tabellen

Tabelle 1:	Flächenanteile des Einzugsgebiets der Flussgebietseinheit Weser in den weseranrainenden Bundesländern	5
Tabelle 2:	Positionen der Nährstoffbilanz im Modellsystem RAUMIS für Stickstoff, Phosphor und Kalium	20
Tabelle 3:	Nährstoffbedarfe der Pflanzenverfahren (kg/ha LF) in Abhängigkeit vom Ertrag (E) (Dezitonnen/ha)	21
Tabelle 4:	Konstanten für die Verdunstungsberechnung	34
Tabelle 5:	Verwendete Datengrundlagen zur Wasserhaushaltsmodellierung mit GROWA	38
Tabelle 6:	Denitrifikation in der Wurzelzone von Böden	44
Tabelle 7:	Konzentrationsbereiche der wesentlichen Indikatorparameter zur Identifizierung des Denitrifikationsvermögens im Aquifer	52
Tabelle 8:	Verwendete Datengrundlagen zur Modellierung des reaktiven Stickstofftransports im Grundwasser mit WEKU	55
Tabelle 9:	Phosphotope zur Abbildung des Eintrags über Dränagen, Spannweiten der Literatur-Referenzwerte für die Austragshöhe und kalibrierte Exportkoeffizienten (Modell MEPhos)	61
Tabelle 10:	ortho-Phosphatkonzentrationen im Grundwasser als Eingangsdaten für die Modellierung	64
Tabelle 11:	Phosphotope zur Abbildung des Eintrags über Abschwemmung, Spannweiten der Literaturreferenzwerte für die Austragshöhe und für die Modellierung verwendete Exportkoeffizienten (Modell MEPhos)	69
Tabelle 12:	Ergebnisse einer Literaturstudie zu anaorganisch-gelösten Stickstoff(DIN)-Konzentrationen in Dränagen für verschiedene Standorte Deutschlands	81
Tabelle 13:	Zusammenfassende Darstellung der Weiterentwicklungen von MONERIS und der sich daraus ergebenden Effekte auf die Berechnungsergebnisse	83
Tabelle 14:	Skalierungsfaktoren für Karten unterschiedlicher Maßstäbe, unterteilt in Haupt- (MR) und Nebenlauf (TRIB)	86
Tabelle 15:	Zur Ermittlung der Abschwemmungseinträge verwendete Nährstoffkonzentrationen	88

Tabelle 16:	Phosphorkonzentrationen in Dränwasser bei verschiedenen Bodenarten	91
Tabelle 17:	SRP-Konzentrationen im Grundwasser für verschiedene Bodentypen	92
Tabelle 18:	Ausgewählte Parameterkombinationen und Anteil gedränkter Flächen an den Parameterkombinationen	125
Tabelle 19:	Denitrifikation in der Wurzelzone von Böden	160
Tabelle 20:	Ergebnisse der primärstatistischen Auswertung für Nitrat, Sauerstoff, Eisen(II) und Mangan(II) in wichtigen in der Weser auftretenden hydrogeologischen Bezugseinheiten	174
Tabelle 21:	Gesamte Stickstoffeinträge aus diffusen Quellen in die Oberflächengewässer der Flussgebietseinheit Weser, differenziert nach Teilräumen	180
Tabelle 22:	Gesamte Phosphoreinträge aus diffusen Quellen in der Flussgebietseinheit Weser, differenziert nach Teilräumen	191
Tabelle 23:	Kläranlagengrößenklassen nach angeschlossenen Einwohnern sowie die Gesamtanzahl der angeschlossenen Einwohner, die Summe der TP-Einleitung und die mittleren TP-Konzentrationen im Ablauf für das Jahr 2007	194
Tabelle 24:	Differenzierte Stickstoffeinträge aus urbanen Systemen nach Bundesländern (ohne WWTP und industrielle Einleiter)	205
Tabelle 25:	Differenzierte Phosphoreinträge aus urbanen Systemen nach Bundesländern (ohne WWTP und industrielle Einleiter)	206
Tabelle 26:	Pfadbezogene prozentuale Anteile der Stickstoffeinträge für die Teilräume (2007)	210
Tabelle 27:	Pfadbezogene prozentuale Anteile der Phosphoreinträge für die Teilräume (2007)	211
Tabelle 28:	Stickstoffeinträge in den Teilräumen und der Frachtanteil an der Messstelle Hemelingen und der Mündung Hunte sowie die gesamte Retention in den Oberflächengewässern	213
Tabelle 29:	Phosphoreinträge in den Teilräumen und der Frachtanteil an der Messstelle Hemelingen und der Mündung Hunte sowie die gesamte Retention in den Oberflächengewässern	213
Tabelle 30:	Statistische Auswertung der ermittelten Frachten	217
Tabelle 31:	Statistische Auswertung der ermittelten Frachten	217

Tabelle 32:	Auf Basis der gemessenen mittleren Konzentrationen und Abflüsse (gemeldete Daten der Jahre 2006 bis 2008) ermittelte Ist-Frachten sowie die sich unter einer Zielkonzentration von 2,8 mg/l ergebende Zielfracht und der sich daraus ergebende Reduktionsbedarf für die Messstellen Hemelingen und Reithörne	218
Tabelle 33:	Gesamte N-Einträge in die Vorfluter auf Ebene der Bundesländer (2007)	225
Tabelle 34:	Überblick über die innerhalb der Förderperiode 2007 bis 2013 angebotenen Agrarumweltmaßnahmen in den Bundesländern der Flussgebietseinheit Weser	232
Tabelle 35:	Entwicklungen der landwirtschaftlichen Landnutzung und Viehbestände in Deutschland und in der Flussgebietseinheit Weser (2007 bis 2021)	235
Tabelle 36:	Überblick gewässergüterrelevanter Agrarumweltmaßnahmen der Agrarumweltprogramme, Landesförderflächen 2007 und 2013 (in ha)	239
Tabelle 37:	Ermitteltes Reduktionspotenzial in den Teilräumen der FGE Weser	245
Tabelle 38:	Ermitteltes Reduktionspotenzial in den Bundesländern der FGE Weser	245
Tabelle 39:	Zusammenfassende Übersicht zur Auswirkung des Baseline-Szenarios 2021 auf die diffusen Stickstoffeinträge in die Oberflächengewässer	254
Tabelle 40:	Prozentuale Änderung des Stickstoffeintrags in den Teilräumen und Bundesländern (2021 zu 2007)	256
Tabelle 41:	Pfadbezogener Stickstoffeintrag für die Teilräume (2021)	259
Tabelle 42:	Gesamtstickstoffeinträge für die Teilräume bei Erreichung des guten Grundwasserzustandes und deren Änderung im Vergleich zum Baseline-Szenario 2021	264
Tabelle 43:	Gesamtstickstoffeinträge für die Bundesländer bei Erreichung des guten Grundwasserzustandes und deren Änderung im Vergleich zum Baseline-Szenario 2021	265
Tabelle 44:	Gemessene mittlere Konzentrationen (2006 bis 2008), die akkumulative Retention im Hauptlauf sowie die Zielkonzentrationen und der sich ergebende Reduktionsbedarf für ausgewählte Stationen in der Weser	269

Tabelle 45:	Stickstoffeinträge 2021 bei gutem Grundwasserzustand – Gesamteinträge sowie der abgeleitete Reduktionsbedarf zur Erreichung des Bewirtschaftungsziels von 2,8 mg/l bei Hemelingen, Hunte bei Reithörne und die restliche Tide-Weser, für die Teilräume	271
Tabelle 46:	Stickstoffeinträge 2021 bei gutem Grundwasserzustand – Gesamteinträge und der abgeleitete Reduktionsbedarf zur Erreichung des Bewirtschaftungsziels von 2,8 mg/l für die Bundesländer in der FGE Weser	271
Tabelle 47:	Nötige Reduktion der Phosphoreinträge zur Erreichung der Bewirtschaftungsziele in der Weser bis Hemelingen, der Hunte bis Reithörne, der restlichen Tideweser und der gesamten Flussgebietseinheit Weser in den Teilräumen	273
Tabelle 48:	Nötige Reduktion der Phosphoreinträge zur Erreichung der Bewirtschaftungsziele in der Weser bis Hemelingen, der Hunte bis Reithörne, der restlichen Tideweser und der gesamten Flussgebietseinheit Weser in den Bundesländern	274
Tabelle 49:	Überblick über die im Projekt AGRUM+-Weser untersuchten Maßnahmen zum landwirtschaftlichen Gewässerschutz durch Reduktion der Stickstoffüberschüsse	278
Tabelle 50:	Umfang der Maßnahmen zur Erreichung der Grundwasserziele durch Reduktion der Stickstoffbilanzüberschüsse	280
Tabelle 51:	Gesamtkosten der Maßnahmen zur Erreichung der Grundwasserziele durch Reduktion der Stickstoffbilanzüberschüsse	281
Tabelle 52:	Umfänge der Maßnahmen zur Erreichung des Zielwertes von 2,8 mg N/l für die Küstengewässer durch Reduktion der Stickstoffbilanzüberschüsse, aufbauend auf gutem Grundwasserzustand	284
Tabelle 53:	Gesamtkosten der Maßnahmen zur Erreichung des Zielwertes von 2,8 mg N/l für die Küstengewässer durch Reduktion der Stickstoffbilanzüberschüsse, aufbauend auf gutem Grundwasserzustand	284
Tabelle 54:	Ablaufkonzentrationen nach kommunaler Abwasserrichtlinie	288
Tabelle 55:	Angenommene maximale mittlere jährliche Ablaufkonzentrationen in den Auslässen der Kläranlagen verschiedener Größenklassen	289

Tabelle 56:	TP-Einleitungen aus Kläranlagen für das Jahr 2007 (IST) und die reduzierten Einleitungen unter Verwendung der angenommenen maximalen Ablaufkonzentrationen (SOLL) nach Größenklassen. Für die Größenklasse 5 wurde eine maximale Ablaufkonzentration von 0,2 mg P/l angesetzt	291
Tabelle 57:	TP-Einleitungen aus Kläranlagen für das Jahr 2007 (IST) und die reduzierten Einleitungen unter Verwendung der angenommenen maximalen Ablaufkonzentrationen (SOLL) nach Bundesländern. Für die Größenklasse 5 wurde eine maximale Ablaufkonzentration von 0,2 mg P/l angesetzt	291
Tabelle 58:	Ermitteltes Reduktionspotenzial von Maßnahmen im Bereich punktueller, urbaner Gebiete und Dränagen in den Teilräumen der Flussgebietseinheit Weser	293
Tabelle 59:	Ermitteltes Reduktionspotenzial von Maßnahmen im Bereich punktueller, urbaner Gebiete und Dränagen in den Bundesländern der FGE Weser	294
Tabelle 60:	Datengrundlagen für die Modellierung mit dem Modell MONERIS	328

Verzeichnis der Karten

Karte 1:	Teilräume und Planungseinheiten im Einzugsgebiet der Flussgebietseinheit Weser	6
Karte 2:	Topografie im Einzugsgebiet der Flussgebietseinheit Weser	6
Karte 3:	Bodenhaupttypen im Einzugsgebiet der Flussgebietseinheit Weser	7
Karte 4:	Landnutzung im Einzugsgebiet der Flussgebietseinheit Weser	9
Karte 5:	Regionale Ackerflächenanteile in der Flussgebietseinheit Weser (2007)	11
Karte 6:	Regionale Grünlandanteile in der Flussgebietseinheit Weser (2007)	12
Karte 7:	Regionale Viehbestandsdichten in der Flussgebietseinheit Weser	13
Karte 8:	Regionale Anteile der Weideviehbetriebe an bewirtschafteten LF in der Flussgebietseinheit Weser	14
Karte 9:	Regionale Anteile der von Ackerbaubetrieben bewirtschafteten LF im Jahr 2007	14
Karte 10:	Phosphotope zur räumlich differenzierten Abbildung des diffusen Phosphoreintrags über Dränagen	62
Karte 11:	Gebietskulisse zur räumlich differenzierten Abbildung des diffusen Phosphoreintrags über Zwischenabfluss	63
Karte 12:	Oberflächenwasserkörper mit Einzugsgebieten (IGB)	111
Karte 13:	Mittlerer Jahresniederschlag (1983 bis 2005)	113
Karte 14:	Verhältnis zwischen Sommer- und Winterniederschlägen (1983 bis 2005)	114
Karte 15:	Potenzielle Verdunstungshöhe (1983 bis 2005)	115
Karte 16:	Atmosphärische Stickstoffdeposition (Mittel 2004 bis 2007)	116
Karte 17:	Hangneigung	117
Karte 18:	Grundwasserstufen	121
Karte 19:	Staunäseeinfluss	122
Karte 20:	Pflanzenverfügbare Bodenwassermenge	123
Karte 21:	Potenziell gedränzte landwirtschaftliche Nutzflächen	126
Karte 22:	Karte der grundwasserführenden Gesteinseinheiten	127
Karte 23:	Hydraulische Durchlässigkeit	128

Karte 24:	Lage der kommunalen und industriellen Einleiter mit Einwohnergleichwerten	129
Karte 25:	Anteile der Trennkanalisation (2007)	130
Karte 26:	Einwohner mit Anschluss an die Kanalisation	131
Karte 27:	Einwohner mit Anschluss an eine kommunale Kläranlage	131
Karte 28:	Einwohner mit Anschluss an Kleinkläranlagen	132
Karte 29:	Einwohner mit Anschluss an abflusslose Gruben	133
Karte 30:	Mittlere jährliche reale Verdunstungshöhe (1983 bis 2005) auf Rasterbasis	136
Karte 31:	Mittlere jährliche Gesamtabflusshöhe (1983 bis 2005) auf Rasterbasis	137
Karte 32:	Anteil des Oberflächenabflusses am Gesamtabfluss (1983 bis 2005) auf Rasterbasis	138
Karte 33:	Mittlere jährliche Sickerwasserhöhe(1983 bis 2005) auf Rasterbasis	139
Karte 34:	Anteil der Grundwasserneubildung am Gesamtabfluss (1983 bis 2005) auf Rasterbasis	140
Karte 35:	Mittlere jährliche Direktabflusshöhe (1983 bis 2005) auf Rasterbasis	141
Karte 36:	Mittlere jährliche Höhe des natürlichen Zwischenabflusses (1983 bis 2005) auf Rasterbasis	141
Karte 37:	Mittlere jährliche Höhe des Direktabflusses über Dränagen (1983 bis 2005) auf Rasterbasis	142
Karte 38:	Mittlere jährliche Höhe des Direktabflusses aus Siedlungsflächen (1983 bis 2005) auf Rasterbasis	142
Karte 39:	Mittlere jährliche Grundwasserneubildungshöhe (1983 bis 2005) auf Rasterbasis	143
Karte 40:	Stickstoff-Mineraldünger (2007)	149
Karte 41:	Phosphor-Mineraldünger (2007)	150
Karte 42:	Organische Stickstofflieferung aus der Rinderhaltung (ohne Milchkuhhaltung) (2007)	151
Karte 43:	Organische Stickstofflieferung aus der Milchkuhhaltung (2007)	152
Karte 44:	Organische Stickstofflieferung aus der Schweinehaltung (2007)	153
Karte 45:	Organische Stickstofflieferung aus der Geflügelhaltung (2007)	153
Karte 46:	Organische Stickstofflieferung aus der Schafhaltung (2007)	154
Karte 47:	Stickstoff aus Wirtschaftsdünger (2007)	155

Karte 48:	Phosphor aus Wirtschaftsdünger (2007)	155
Karte 49:	Stickstoffentzüge (2007)	156
Karte 50:	Stickstoffbilanzüberschüsse ohne atmosphärische Deposition (2007)	157
Karte 51:	Phosphorbilanzüberschüsse (2007)	158
Karte 52:	Verlagerbare Stickstoffmenge im Boden (2007) auf Rasterbasis	159
Karte 53:	Denitrifikationsbedingungen in der durchwurzelten Bodenzone auf Rasterbasis	161
Karte 54:	Verweilzeit des Sickerwassers im Boden auf Rasterbasis	162
Karte 55:	Relative Denitrifikationsverluste in der durchwurzelten Bodenzone auf Rasterbasis	163
Karte 56:	Stickstoffüberschüsse unterhalb der durchwurzelten Bodenzone auf Rasterbasis	164
Karte 57:	Potenzielle Nitratkonzentration im Sickerwasser (2007) auf Rasterbasis	165
Karte 58:	Stickstoffeinträge in die Oberflächengewässer über Abschwemmung (2007) auf Rasterbasis	167
Karte 59:	Stickstoffeinträge in die Oberflächengewässer über Erosion (2007) auf Rasterbasis	168
Karte 60:	Stickstoffeinträge in die Oberflächengewässer über den Abfluss aus Dränagen (2007) auf Rasterbasis	169
Karte 61:	Stickstoffeinträge in die Oberflächengewässer über den natürlichen Zwischenabfluss (2007) auf Rasterbasis	170
Karte 62:	Stickstoffeinträge in das Grundwasser mit der Grundwasserneubildung (2007) auf Rasterbasis	171
Karte 63:	Verweilzeit des Grundwassers im oberen Aquifer auf Rasterbasis	172
Karte 64:	Stickstoffeinträge in die Oberflächengewässer über den Grundwasserabfluss (2007) auf Rasterbasis	175
Karte 65:	Gesamte Stickstoffeinträge in die Oberflächengewässer aus diffusen Quellen (2007) auf Rasterbasis	176
Karte 66:	Gesamtsumme des mittleren Stickstoffeintrags über Punktquellen und urbane Systeme (2007) in der Flussgebietseinheit Weser	178
Karte 67:	Mittlere jährliche Phosphoreinträge über Dränagen (2007) auf Rasterbasis	182
Karte 68:	Mittlere jährliche Einträge von Gesamtphosphor über natürlichen Zwischenabfluss auf Rasterbasis	183

Karte 69:	Mittlere jährliche Phosphoreinträge über grundwasserbürtigen Abfluss (2007) auf Rasterbasis	184
Karte 70:	Mittlere jährliche Bodenabtragsgefahr von Ackerflächen in der Flussgebietseinheit Weser auf Rasterbasis	185
Karte 71:	Mittlere jährliche Phosphoreinträge über Erosion (2007) auf Rasterbasis	186
Karte 72:	Mittlere jährliche Phosphoreinträge über Abschwemmung (2007) auf Rasterbasis	187
Karte 73:	Gesamtsumme des mittleren Phosphoreintrags über Punktquellen und urbane Systeme (2007) in der Flussgebietseinheit Weser	188
Karte 74:	Stickstoffbilanzüberschüsse inklusive atmosphärische Deposition (2007) (spezifischer Wert, bezogen auf OWK)	193
Karte 75:	Stickstoffeintrag in die Oberflächengewässer aus kommunalen und industriellen Einleitern (2007)	195
Karte 76:	Phosphoreintrag in die Oberflächengewässer aus kommunalen und industriellen Einleitern (2007)	196
Karte 77:	Stickstoffeinträge über die atmosphärische Deposition auf Wasserflächen (2007) (spezifischer Wert, bezogen auf OWK)	197
Karte 78:	Phosphoreinträge über die atmosphärische Deposition auf Wasserflächen (2007) (spezifischer Wert, bezogen auf OWK)	197
Karte 79:	Stickstoffeinträge in die Oberflächengewässer über Abschwemmung (2007) (spezifischer Wert, bezogen auf OWK)	198
Karte 80:	Phosphoreinträge in die Oberflächengewässer über Abschwemmung (2007) (spezifischer Wert, bezogen auf OWK)	199
Karte 81:	Stickstoffeinträge über Erosion in die Oberflächengewässer (2007) (spezifischer Wert, bezogen auf OWK)	200
Karte 82:	Phosphoreinträge über Erosion in die Oberflächengewässer (2007) (spezifischer Wert, bezogen auf OWK)	201
Karte 83:	Stickstofffixierung in der Wurzelzone unter dräniertem Grünland (2007) (spezifischer Wert, bezogen auf OWK)	202
Karte 84:	Anteil der Moorflächen an der Analysegebietsfläche	203
Karte 85:	Spezifische Gesamteinträge von Stickstoff aus Dränagen, Zwischenabfluss und Grundwasser (spezifischer Wert, bezogen auf OWK)	204

Karte 86:	Spezifische Gesamteinträge von Phosphor aus Dränagen, Zwischenabfluss und Grundwasser (spezifischer Wert, bezogen auf OWK)	204
Karte 87:	Stickstoffeinträge in die Oberflächengewässer über urbane Gebiete (2007) (spezifischer Wert, bezogen auf OWK)	206
Karte 88:	Phosphoreinträge in die Oberflächengewässer über urbane Gebiete (2007) (spezifischer Wert, bezogen auf OWK)	207
Karte 89:	Stickstoffeinträge aus diffusen Quellen in die Oberflächengewässer (spezifischer Wert, bezogen auf OWK)	207
Karte 90:	Phosphoreinträge aus diffusen Quellen in die Oberflächengewässer (spezifischer Wert, bezogen auf OWK)	208
Karte 91:	Spezifische Stickstoffeinträge in den Planungseinheiten (2007)	212
Karte 92:	Phosphoreinträge in den Planungseinheiten (2007)	212
Karte 93:	Anteil der Teilräume an Stickstoffeinträgen, Stickstoffretention und Stickstofffracht	214
Karte 94:	Anteil der Teilräume an Phosphoreinträgen, Phosphorretention und Phosphorfracht	215
Karte 95:	Gesamt-Stickstoffkonzentrationen der Hauptläufe der Flussgebietseinheit Weser (2007)	219
Karte 96:	Gesamt-Phosphorkonzentrationen der Hauptläufe in der Flussgebietseinheit Weser (2007)	219
Karte 97:	Regionaler Maisanbau in der Flussgebietseinheit Weser im Baseline-Jahr 2021	236
Karte 98:	Regionaler Energiemaisanbau in der Flussgebietseinheit Weser im Baseline-Jahr 2021	237
Karte 99:	Wirkung der Agrarumweltprogramme der Förderperiode 2007/2013 im Vergleich zum Jahr 2007 auf die Stickstoffbilanzüberschüsse (kg N/ha LF)	240
Karte 100:	Stickstoffflächenbilanzüberschüsse im Basisjahr 2007 (links) und im Baseline-Szenario 2021 (rechts) (kg N/ha LF ohne atmosphärische Deposition)	242
Karte 101:	Potenzielle Nitratkonzentration im Sickerwasser (Baseline-Szenario 2021) auf Rasterbasis	246
Karte 102:	Veränderung der Nitratkonzentrationen im Sickerwasser 2021 im Vergleich zu 2007 auf Rasterbasis	247

Karte 103:	Veränderung der Stickstoffeinträge in das Grundwasser 2021 im Vergleich zu 2007 auf Rasterbasis	248
Karte 104:	Veränderung der Stickstoffeinträge in die Oberflächengewässer über Dränagen 2021 im Vergleich zu 2007 auf Rasterbasis	250
Karte 105:	Veränderung des Stickstoffeintrags in die Oberflächengewässer über den natürlichen Zwischenabfluss 2007 auf Rasterbasis	251
Karte 106:	Veränderung der Stickstoffausträge in die Oberflächengewässer über Grundwasser 2021 im Vergleich zu 2007 auf Rasterbasis	252
Karte 107:	Veränderung der Stickstoffausträge in die Oberflächengewässer über alle diffusen Eintragspfade 2021 im Vergleich zu 2007 auf Rasterbasis	253
Karte 108:	Stickstoffbilanzüberschüsse auf landwirtschaftlichen Flächen inklusive atmosphärische Deposition (2021)	255
Karte 109:	Veränderung der Stickstoffeinträge über Grundwasser/Zwischenabfluss in die Oberflächengewässer (2007 bis 2021)	257
Karte 110:	Gesamte Stickstoffeinträge (2021)	258
Karte 111:	Stickstoffkonzentrationen der Hauptläufe (2021)	258
Karte 112:	Notwendige Reduzierung der Stickstoffeinträge zur Erreichung einer Nitratkonzentration im Sickerwasser von 50 mg/l für jede Rasterzelle auf Basis der Stickstoffeinträge des Baseline-Szenarios 2021 auf Rasterbasis	262
Karte 113:	Notwendige Minderung der Stickstoffüberschüsse zur Erreichung einer mittleren Nitratkonzentration im Sickerwasser von 50 mg NO ₃ /l bezogen auf die landwirtschaftlich genutzten Flächen in den Gemeinden bzw. Kreisen auf Basis der Stickstoffeinträge des Baseline-Szenarios 2021 auf Rasterbasis	263
Karte 114:	Notwendige Minderung der Stickstoffüberschüsse zur Erreichung einer mittleren Nitratkonzentration im Sickerwasser von 50 mg/l, bezogen auf die landwirtschaftlich genutzten Flächen in den Grundwasserkörpern auf Basis der Stickstoff-einträge des Baseline-Szenarios 2021 auf Rasterbasis	264
Karte 115:	Änderung der Gesamtstickstoffeinträge zwischen 2007 und 2021 plus guter Grundwasserzustand (spezifischer Wert, bezogen auf OWK)	265
Karte 116:	Gesamte Stickstoffeinträge der Baseline 2021 plus guter Grundwasserzustand (spezifischer Wert, bezogen auf OWK)	266
Karte 117:	Stickstoffkonzentrationen der Hauptläufe bei Stickstoffbilanzen der Baseline 2021 plus gutem Grundwasserzustand	267

Karte 118:	Räumliche Verteilung der akkumulativen Stickstoffretention in der Baseline 2021 plus guten Grundwasserzustandes in den Hauptläufen der Weser, ausgehend von den Pegeln Hemelingen und Reithörne	268
Karte 119:	Zu reduzierende Stickstoffeinträge zur Erreichung des Ziels von 2,8 mg/l N in allen Teileinzugsgebieten ausgehend von der Baseline 2021 plus guter Grundwasserzustand (in kg/(ha·a))	272
Karte 120:	Zu reduzierende Phosphoreinträge zur Erreichung des Ziels von 0,1 mg/l Phosphor in den Oberflächengewässern, ausgehend vom Ist-Zustand 2007	274
Karte 121:	Maßnahmenkombination und zusätzlicher Maßnahmenumfang zur Erreichung der Ziele des Grundwassers durch Reduktion der Stickstoffbilanzüberschüsse im Baseline-Jahr 2021	282
Karte 122:	Maßnahmenkombination und zusätzlicher Maßnahmenumfang zur Erreichung des Zielwertes von 2,8 mg N/l für die Küstengewässer durch Reduktion der Stickstoffbilanzüberschüsse, aufbauend auf gutem Grundwasserzustand, im Jahr 2021	285
Karte 123:	Potenzial zur Verringerung der Phosphoreinträge durch Erosion durch Anlage von Uferrandstreifen auf Rasterbasis (100 x 100 m)	287
Karte 124:	Anteil der Wasserfläche an der Analysegebietsfläche bei mittleren hydrologischen Bedingungen (2007)	327
Karte 125:	NH _x -Deposition 2007	327

Abkürzungsverzeichnis

A

ABAG	Allgemeine Bodenabtragsgleichung zur Schätzung des Bodenabtrags durch Wassererosion
AFiD-Code	Amtliche Firmendaten Code
AG	Arbeitsgemeinschaft
AgrStatG	Agrarstatistik Gesetz
AL	Ackerland
ASE	Agrarstrukturerhebung
ATKIS	Amtliches Topographisch-Kartografisches Informationssystem
AU	Teileinzugsgebiet
AUM	Agrarumweltmaßnahmen

B

BART	Bartholomew, weltweite Kartengrundlage
BFD	Bodenflächendaten
BFI-Wert	Standortparameter zur Grundwasserneubildung
BGBI	Bundesgesetzblatt
BGR	Bundesanstalt für Geowissenschaften und Rohstoffe, Hannover
BK	Bodenkarte
BMBF	Bundesministerium für Bildung und Forschung
BMELV	Bundesministerium für Ernährung, Landwirtschaft und Verbraucherschutz
BMU	Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz, Bau und Reaktorsicherheit
BstatG	Bundesstatistikgesetz
BÜK	Bodenübersichtskarte

D

DENUZ	Denitrifikation in der ungesättigten Zone
DGM	Digitales Geländemodell
DIFGA	Regionale Aussagen zu Abflusskomponenten, deren Verweilzeiten und Herkunftsräume (isotopenhydrologische Verfahren, DIFGA)
DIN	Deutsches Institut für Normung
DLM	Digitales Landschaftsmodell
DOC	Gelöster Organischer Kohlenstoff (Dissolved Organic Carbon)
DON	Gelöster Organischer Stickstoff (Dissolved Organic Nitrogen)
dt/ha	Dezitonne je Hektar, Ertragseinheit in der Landwirtschaft
DTK	Deutsche Topographische Karte
DüV	Düngeverordnung
DVWK	Deutscher Verband für Wasserwirtschaft und Kulturbau e. V.
DWD	Deutscher Wetterdienst

E

E	Ertrag
EBE	Ernte- und Betriebsberichterstattung
EEG	Erneuerbare-Energien-Gesetz
EG	Europäische Gemeinschaft
EG-WRRL	Europäische Wasserrahmenrichtlinie

ELER	Europäischer Landwirtschaftsfond für die Entwicklung des ländlichen Raums
ER	Anreicherungsfaktor
ER_SDR	Sedimenteintragsverhältnis bzw. Sediment Delivery Ratio
ER_PRECcorr	Gewichtungsfaktor (aktueller Zeitraum im Vergleich zum langjährigen Mittel)
ESVG	Europäische System Volkswirtschaftlicher Gesamtrechnungen
EU	Europäische Union
EUROSTAT	Statistisches Amt der Europäischen Union
F	
FGG Weser	Flussgebietsgemeinschaft Weser
FAO	Food and Agriculture Organization (United Nation)
FGE Weser	Flussgebietseinheit Weser
FLIK	Flächenidentifikator
FZJ	Forschungszentrum Jülich
G	
GAP	Gemeinsame Agrarpolitik
GIS	Geographisches Informationssystem
GROWA	Großräumiges Wasserhaushaltsmodell
GI	Gleichung
GL	Grünland
GrwV	Grundwasserverordnung
GVE	Großvieheinheit
GWK	Grundwasserkörper
H	
ha	Hektar (Maßeinheit der Fläche)
HB	Hansestadt Bremen
HE	Bundesland Hessen
HÜK	Hydrogeologische Übersichtskarte
I	
IDW	Inverse Distance Weighted (Interpolationsverfahren)
IGB	Leibniz-Institut für Gewässerökologie und Binnenfischerei
InVeKoS	Integriertes Verwaltungs- und Kontrollsystem
K	
K	Kalium
KA	Kläranlage
KA3, KA4, KA5	Bodenkundliche Kartieranleitung (3., 4., 5. Auflage)
K-Faktor	Bodenerodierbarkeitsfaktor
K _f -Wert	Durchlässigkeitsbeiwert
KTBL	Kuratorium für Technik und Bauwesen in der Landwirtschaft e.V.
L	
LAWA	Länderarbeitsgemeinschaft Wasser
LBEG	Landesamt für Bergbau, Energie und Geologie in Niedersachsen
LF	Landwirtschaftlich genutzte Fläche
LGR	Landwirtschaftliche Gesamtrechnung
LN	Landwirtschaftliche Nutzfläche

LS-Faktor	Der Topographiefaktor LS setzt sich aus dem Hanglängenfaktor L und dem Hangneigungsfaktor S zusammen
M	
MEPhos	Modell zur Ermittlung des Phosphoreintrags
Modellverbund AGRUM	Zusammenschluss von drei Modellen zu Agrar- und Umweltmaßnahmen: RAUMIS (Thünen Institut Braunschweig, ehemals FAL), GRO-WA/WEKU (Forschungszentrum Jülich) und MONERIS (Leibnitz-Institut für Gewässerökologie und Binnenfischerei)
Modellvorhaben AGRUM	Projektvorhaben zum Modell zur Analyse von Agrar- und Umweltmaßnahmen im Bereich des landwirtschaftlichen Gewässerschutzes vor dem Hintergrund der EG-Wasserrahmenrichtlinie
MoMNQ-Wert	Arithmetische Mittel aus den Monats-MNQ-Werten
MONERIS	Modelling Nutrient Emissions in River Systems
MQ	Mittlerer Abfluss
MoNQ-Wert	Monatliche Niedrigwasserabfluss
MR	Main River bzw. Hauptläufe
MUNLV	Ministerium für Umwelt und Naturschutz, Landwirtschaft und Verbraucherschutz
N	
N	Stickstoff
NaWaRo	Nachwachsende Rohstoffe
NHI	Nitrogen-Harvest-Index
NI	Bundesland Niedersachsen
NIBIS	Niedersächsische Bodeninformationssystem
NLFB	Niedersächsisches Landesamt für Bodenforschung
NLÖ	Niedersächsisches Landesamt für Ökologie
NO ₃	Nitrat
NO _y	Oxidisierte Stickstoffverbindungen
NH _x	Reduzierte Stickstoffverbindungen
NH ₄	Ammonium
NW	Bundesland Nordrhein-Westfalen
O	
OWK	Oberflächenwasserkörper
P	
P	Phosphor
R	
R-Faktor	Regen- und Oberflächenabflussfaktor
RAUMIS	Regionalisiertes Agrar- und Umweltinformationssystem
S	
SGD	Staatliche Geologische Dienst Deutschland
SRP	Gelöster, reaktiver Phosphor
ST	Bundesland Sachsen-Anhalt
StBA	Statistisches Bundesamt
SWAT	Soil and Water Assessment Tool

T	
TGL	Technische Normen, Gütevorschriften und Lieferbedingungen (DDR-Standard)
TH	Bundesland Thüringen
TI	Thünen Institut für Ländliche Räume, Bundesforschungsinstitut für Ländliche Räume, Wald und Fischerei in Braunschweig
TLUG	Thüringer Landesanstalt für Umwelt und Geologie
TN	Total Nitrogen (Gesamtstickstoff)
TP	Total Phosphor (Gesamtphosphor)
TRIB	Nebengewässer
U	
UBA	Umweltbundesamt
USLE	Universal Soil Loss Equation
V	
VBK	Vorläufige Bodenkarte
W	
WAGriCo	Water Resources Management in Cooperation with Agriculture
WEKU	WEKU (Verweilzeiten und reaktiver N-Transport im Grundwasser)
WRRL	Wasserrahmenrichtlinie
WSA	Water Surface Area (Gewässeroberfläche)
WWTP	Wastewater Treatment Plant

1 Einleitung, Zielsetzung und Vorgehensweise

Die Umsetzung der Europäischen Wasserrahmenrichtlinie (EG-Wasserrahmenrichtlinie 2000) in den Flusseinzugsgebieten Europas ist im vollen Gange. Grundsätzliches Ziel der Richtlinie ist das Erreichen des guten Zustands bzw. des guten ökologischen Potenzials und des guten chemischen Zustands aller Oberflächengewässer sowie des guten mengenmäßigen und chemischen Zustands des Grundwassers bis zum Jahr 2015. Bislang konnte sich der Gewässerzustand in den vergangenen Jahrzehnten verbessern. Jedoch sind viele Gewässer nach wie vor stark anthropogen belastet und erreichen zum derzeitigen Zeitpunkt noch nicht die Qualitätsziele der Wasserrahmenrichtlinie (EG-WRRL).

Auch für die Flussgebietseinheit Weser (FGE Weser) zeigt sich, dass 2009 der gute chemische Zustand in den Oberflächengewässern in ca. 90 % der Wasserkörper erreicht wurde, jedoch verfehlten ca. 90 % der Oberflächenwasserkörper den guten ökologischen Zustand bzw. das gute ökologische Potenzial. Im Grundwasser wurde lediglich in einem Wasserkörper der mengenmäßige Zustand als schlecht eingestuft, der gute chemische Zustand wurde jedoch in 27 % der Grundwasserkörper nicht erreicht (FGG Weser, 2009).

Im Rahmen des Modellvorhabens AGRUM-Weser (Kreins et al., 2010) wurden die Nährstoffbelastungen und die Nährstoffeinträge in die Gewässer der Flussgebietseinheit Weser für das Jahr 2003 analysiert. Darauf aufbauend wurden die Nährstoffüberschüsse bis zum Zieljahr 2015 abgeschätzt und die Einträge in das Grundwasser sowie in die Oberflächengewässer analysiert. Ergebnisse des Modellvorhabens zeigten, dass die Entwicklung nicht ausreichen würde, um bis zum Jahr 2015 die Gewässerqualitätsziele der Europäischen Wasserrahmenrichtlinie (EG-WRRL) in der Flussgebietseinheit Weser zu erreichen. Die Einträge in die Grund- und Oberflächengewässer werden sich zwar stark verringern, dennoch reicht es nicht aus, die Ziele der EG-WRRL ohne weitere Anstrengungen zu erreichen. Im Rahmen des Vorhabens wurden verschiedene flächenbezogene Maßnahmen untersucht, um den Stickstoffminderungsbedarf zu erreichen, sowie deren Kosten abgeschätzt.

Ziel dieses Projektes AGRUM⁺ ist es, das Modellvorhaben AGRUM auszubauen und mit weiteren Analysen zu konkretisieren. Der bestehende Modellverbund AGRUM soll mit neuen Modellerkenntnissen weiter entwickelt und auf eine aktualisierte und erweiterte Datenbasis gestellt werden. Hierzu werden die hydrologischen Modelle durch aktuelle Daten und neue Ansätze, die die Eintragspfade für verschiedene räumliche Ebenen abbilden und dadurch eine detaillierte Analyse zulassen, ergänzt. Die Unterstützung der Maßnahmenplanung und der Maßnahmenumsetzung kann durch eine aktualisierte Analyse von landwirtschaftlichen Maßnahmen auf Basis des derzeitigen Zustandes, der Entwicklung der aktuellen EU-Agrarpolitik und des Baseline-Szenarios im Zieljahr 2021 im Hinblick auf die Reduzierung von Nährstoffeinträgen ausgearbeitet werden. Insgesamt werden die Betrachtung von Nährstoffbelastungen, -emissionen und -frachten sowie die Maßnahmenanalysen erweitert. Dabei werden die Eintragspfade auf der Basis eines aktuellen Wasserhaushaltes und neuen hydrologischen Eingangsdaten hinsichtlich Stickstoff, Phosphat und

ortho-Phosphat untersucht. Im Baseline-Szenario wird das Zieljahr 2021 auf Basis der abschätzbaren Preisentwicklungen und neuen agrarpolitischen Regelungen analysiert. Der bisherige Maßnahmenkatalog wird um weitere Maßnahmen zur Reduzierung der diffusen und punktuellen Einträge erweitert. Dabei handelt es sich um Maßnahmen zur Bodenbearbeitung, Umwandlung von Acker- in Grünland und Untersaaten. Weiterhin werden Maßnahmen an Dränagen und Uferrandstreifen in die Betrachtung einbezogen. Für die punktuellen Einträge werden Maßnahmen an Kläranlagen untersucht. Insgesamt unterscheiden sie sich dabei hinsichtlich ihrer Wirkung auf die Nährstoffeinträge über Phosphat und Stickstoff.

Über Sensitivitätsanalysen sollen mögliche Spannbreiten bei den Ergebnissen deutlich gemacht werden. Dies trifft sowohl auf Annahmen über den Grad der Umsetzung der Düngeverordnung zu als auch auf den Handlungsbedarf, der sich aus unterschiedlichen Bewirtschaftungszielen ergeben kann.

Da die Wirkung von Maßnahmen häufig nicht unmittelbar nachweisbar ist, z. B. aufgrund langer Fließzeiten im Grundwasser, wird es zukünftig auch darum gehen, die Hintergründe bei der Konzipierung von Maßnahmenprogrammen hinsichtlich ihrer Wirksamkeit überzeugend darlegen zu können. Hierbei kann die Modellierung einen unterstützenden Beitrag leisten, wenn ihre Ergebnisse bei den Betroffenen anerkannt werden. Es wird ein Werkzeug entwickelt, das auf der Basis der Landkreise die Wirkung von Maßnahmen Szenarien darstellt, die anhand vorgegebener Randbedingungen ausgewählt werden können. Damit lassen sich verschiedene Maßnahmenkonstellationen hinsichtlich Wirkung und Kosten miteinander vergleichen.

Zur Erreichung dieser Ziele werden die folgenden Arbeiten in diesem Bericht analysiert und vorgestellt:

1. Aktualisierung der Datengrundlagen und Ergebnisse zum mittleren langjährigen Wasserhaushalt
2. Aktualisierung weiterer Datengrundlagen: Landnutzung, Depositionsdaten, Kläranlageninventar, Anschlussgrade, Monitoringdaten und weitere
3. Kopplung des **Regionalisierten Agrar- und UmweltInformationSystems RAUMIS** mit dem **großräumigen Wasserhaushaltsmodell GROWA** den reaktiven Stickstoffmodellen **DENUZ** und **WEKU**, dem pfad- und flächendifferenzierten Phosphormodell **ME-Phos** sowie dem Modell **MONERIS (Modelling Nutrient Emissions in River Systems)**
4. Ist-Zustandsanalysen für Stickstoff und Phosphor (Bilanzüberschüsse, Einträge in das Grundwasser und die Oberflächengewässer)
5. Ermittlung des Baseline-Szenarios 2021 und Prognose der Auswirkungen auf Stickstoff- und Phosphorbelastung (Bilanzüberschüsse, Einträge in das Grundwasser und die Oberflächengewässer)

6. Ermittlung des über das Baseline-Szenario 2021 hinausgehenden zusätzlichen Handlungsbedarfs für Stickstoff und Phosphor und Abschätzung der Situation für 2027 unter Zugrundelegung der für 2021 berechneten Nährstoffüberschüsse
7. Ermittlung eines Maßnahmen szenarios zur Erreichung von Qualitätszielen für Grund- und Oberflächengewässer
8. Entwicklung eines Maßnahmenauswahltools

Gliederung dieser Studie

1. Nach dieser Einleitung wird in Kapitel 2 zunächst eine Einordnung der Untersuchungsregion sowohl nach standörtlichen Kriterien als auch hinsichtlich der Landnutzung und der landwirtschaftlichen Strukturen für das Jahr 2007 vorgenommen.
2. In Kapitel 3 werden die Einzelmodelle des Modellverbundes sowie deren verschiedenen Methodiken, Abbildungsbereiche und Differenzierungen beschrieben. Das Zusammenspiel der Modelle und die Vorgehensweise bei der Szenarioentwicklung befinden sich ebenfalls in diesem Kapitel.
3. Eine Auflistung der genutzten Datenbasis sowie eine Sensitivitätsanalyse bezüglich ausgewählter Modelleingangsdaten sind in Kapitel 4 dargestellt.
4. Die Simulation der hydrologischen Verhältnisse in den Untersuchungsgebieten ist eine Grundvoraussetzung für eine nach den Austragspfaden differenzierende Modellierung der Stickstoff- und Phosphoreinträge in die Vorfluter und wird in Kapitel 5 detailliert für die beiden hydrologischen Modelle GROWA-DENUZ-WEKU und MEPhos sowie MONERIS beschrieben.
5. Im Projekt werden zwei zeitliche Analysezeitpunkte untersucht. Zum einen der Ist-Zustand, der für das Jahr 2007 analysiert wird, da zum Projektbeginn für 2007 die aktuellsten Datensätze zur Verfügung standen; und zum zweiten das Prognosejahr 2021. Zu diesem Zeitpunkt sollen nach den Zielen der EG-WRRL unter Einbeziehung einer Fristverlängerung bezüglich der originären Zielerreichungsfrist 2015 alle Gewässer einen guten Gewässerzustand erreicht haben. Die Analysen zum Ist-Zustand sind Gegenstand von Kapitel 6. Die Prognosen für das Jahr 2021 finden sich im Kapitel 7 zusammen mit einer Analyse von möglichen weiteren Maßnahmen, die zum Erreichen der Ziele der EG-WRRL beitragen können.
6. Nach einer umfangreicheren Zusammenfassung (Kapitel 8) wird der Bericht in Kapitel 9 mit einem kurzen Fazit beendet.

2 Charakterisierung des Einzugsgebiets der Flussgebietseinheit Weser

2.1 Einordnung der Untersuchungsregion

Die Flussgebietseinheit Weser umfasst die Einzugsgebiete der Werra (298 km Länge), der Fulda (220 km Länge), der Weser (432 km Länge) und der Jade (22 km Länge). Die dazugehörige Fläche der gesamten Flussgebietseinheit Weser liegt bei ca. 49.000 km², wovon Niedersachsen mit rund 60 % den größten Anteil einnimmt (siehe Tabelle 1 und Karte 1).

Tabelle 1: Flächenanteile des Einzugsgebiets der Flussgebietseinheit Weser in den weser-anrainenden Bundesländern

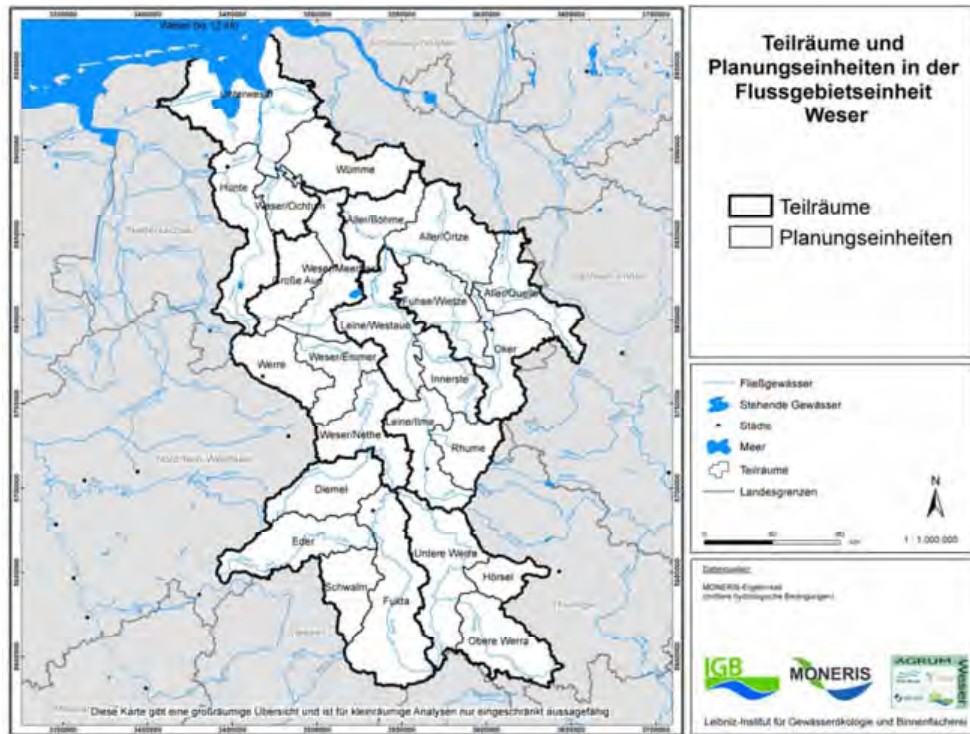
Einzugsgebietsfläche in:	km ²	%
Niedersachsen	29.440	60,1
Hessen	9.000	18,4
Nordrhein-Westfalen	4.970	10,1
Thüringen	4.440	9,1
Sachsen-Anhalt	700	1,4
Bremen	400	0,8
Bayern	50	0,1
Gesamte Einzugsgebietsfläche	49.000	

Quelle: Eigene Berechnung.

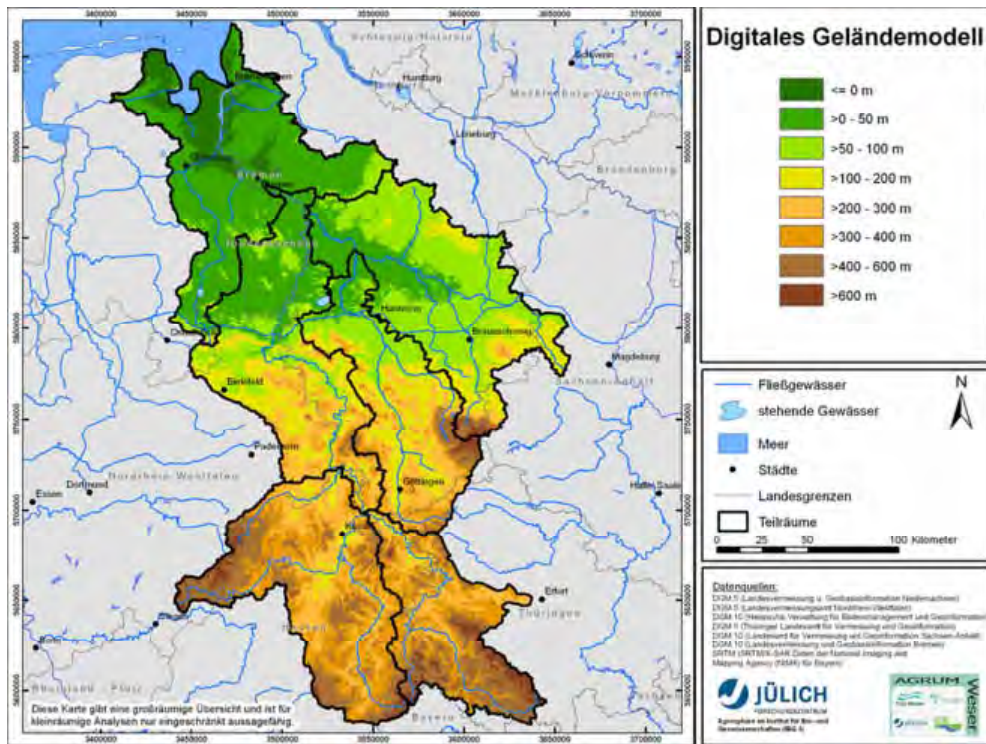
Mit ca. 9.000 km² Einzugsgebietsfläche (ca. 18 %) weist auch Hessen einen relativ großen Anteil am Einzugsgebiet auf. Während die Bundesländer Nordrhein-Westfalen mit ca. 5.000 km² und Thüringen mit ca. 4.400 km² jeweils ca. 10 % der Einzugsgebietsfläche einnehmen, sind die Flächenanteile der Bundesländer Sachsen-Anhalt, Bremen und Bayern dagegen geringer. Im Rahmen der Umsetzung der EG-WRRRL wurde das Einzugsgebiet der Flussgebietseinheit Weser waserwirtschaftlich in die sechs Teilräume Werra, Fulda-Diemel, Leine, Aller, Ober-/Mittelweser und Tideweser unterteilt, die wiederum in 26 sogenannte Planungseinheiten untergliedert wurden.

Die Flussgebietseinheit Weser lässt sich anhand seiner morphologischen und geologischen Eigenschaften gut untergliedern. Der gesamte Südteil der Flussgebietseinheit Weser ist aus Festgesteinen aufgebaut und gehört geomorphologisch zur deutschen Mittelgebirgsschwelle (vgl. Karte 2).

Karte 1: Teilräume und Planungseinheiten im Einzugsgebiet der Flussgebietseinheit Weser

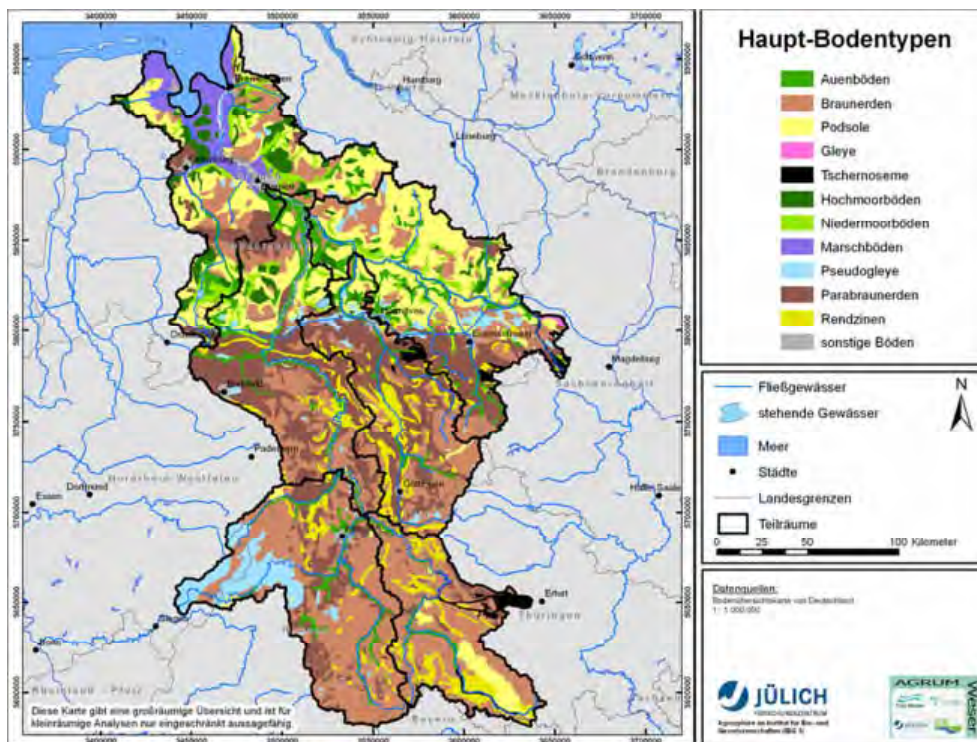


Karte 2: Topografie im Einzugsgebiet der Flussgebietseinheit Weser



Großräumig treten Höhenlagen von über 200 m über NN auf. Alle Mittelgebirge wurden seit dem Tertiär im Verhältnis zu den Tiefländern, Senken und Becken als relative Hochschollen herausgehoben. Deshalb waren sie bevorzugte Abtragungsbereiche, wodurch sie in der Regel eine nur geringmächtige Überdeckung durch quartäre Sedimente aufweisen. Da die tektonische Hebung nicht überall gleichmäßig stattgefunden hat, kommen verfaltetes paläozoisches Grundgebirge (z. B. Harz, Rothaargebirge) und nicht-verfaltetes mesozoisches Deckgebirge (z. B. Hessisch-Niedersächsisches Bergland bzw. Mitteldeutsches Bruchschollenland) häufig nebeneinander vor. Durch die saxonische Bruchtektonik im Tertiär kam es an Bruchlinien zudem zu einem Basalt fördernden Vulkanismus (z. B. Vogelsberg). Charakteristische Landschaftsformen sind auf fluviatile Tiefenerosion zurückzuführende tief eingeschnittene Täler und durch Denudation, vor allem auf den flach geneigten Gebieten, entstandene Flächen. Im gesamten Festgesteinsbereich dominieren podsolige Braunerden sowie ihre Subtypen (vgl. Karte 3).

Karte 3: Bodenhaupttypen im Einzugsgebiet der Flussgebietseinheit Weser



Grundwasserbeeinflusste Böden (z. B. Nassgleye) sind auf die Bach- und Flussniederungen beschränkt und zeichnen durch ihr regelhaftes Auftreten das Gewässernetz nach, das aufgrund der geringen hydraulischen Leitfähigkeit des Untergrunds stark verzweigt ist. Die Landnutzung im Südtteil des Einzugsgebiets der Flussgebietseinheit Weser ist vielfach an diese Standortbedingungen angepasst. Die wenig fruchtbaren Böden der Hochflächen sind weitestgehend von Waldflächen bedeckt, wobei die Talböden zumeist unter Grünlandnutzung stehen. Ackerbaulich genutzt sind vor allem Beckenbereiche (z. B. Hessische Senke), in denen es regional zu einer Bodenbildung auf Löss gekommen ist.

Im Übergangsbereich der Mittelgebirge zum norddeutschen Flachland treten fruchtbare Parabraunerden auf (z. B. Hildesheimer Börde), die sich auf weichselzeitlichen Lösseinwehungen entwickelt haben. Aufgrund ihrer hohen Wasserkapazität, dem ausgeglichenen Wasser- und Lufthaushalt sowie der guten Basenversorgung werden diese Standorte bevorzugt ackerbaulich genutzt. Die landwirtschaftlich genutzte Acker- und Grünlandfläche beträgt entsprechend der verwendeten Bodennutzungsdaten der Agrarstrukturerhebung ca. 2,3 Mio. Hektar.

Der gesamte Nordteil der Flussgebietseinheit Weser gehört zum Norddeutschen Tiefland, welches sich seit dem Tertiär senkt und große Sedimentmassen aufgenommen hat. Die dort auftretenden glazialen Sedimente stammen aus der Elster- und Saalekaltzeit. In der letzten Eiszeit kam es dort durch periglaziale Prozesse einerseits zu bedeutenden Abtragungsprozessen und andererseits zur Akkumulation von Sedimenten in den Niederungen. Aufgrund dessen sind die alten glazialen Formen bereits deutlich verwischt, und es herrscht ein flaches Relief vor, aus dem allein Endmoränenzüge (Geestrücken) morphologisch herausragen. Aufgrund der fortschreitenden Verwitterung der oberflächennahen Sedimente wurden die Böden durch bodenbildende Prozesse der Verbraunung, Entkalkung, Lessivierung und Podsolierung weiterentwickelt. Der Geschiebemergel ist meist 3 bis 4 m, bei geringeren Mächtigkeiten sogar vollständig, entkalkt. Das Flusssystem dieser als Altmoränengebiet bezeichneten Landschaft ist normal und hierarchisch ausgebildet.

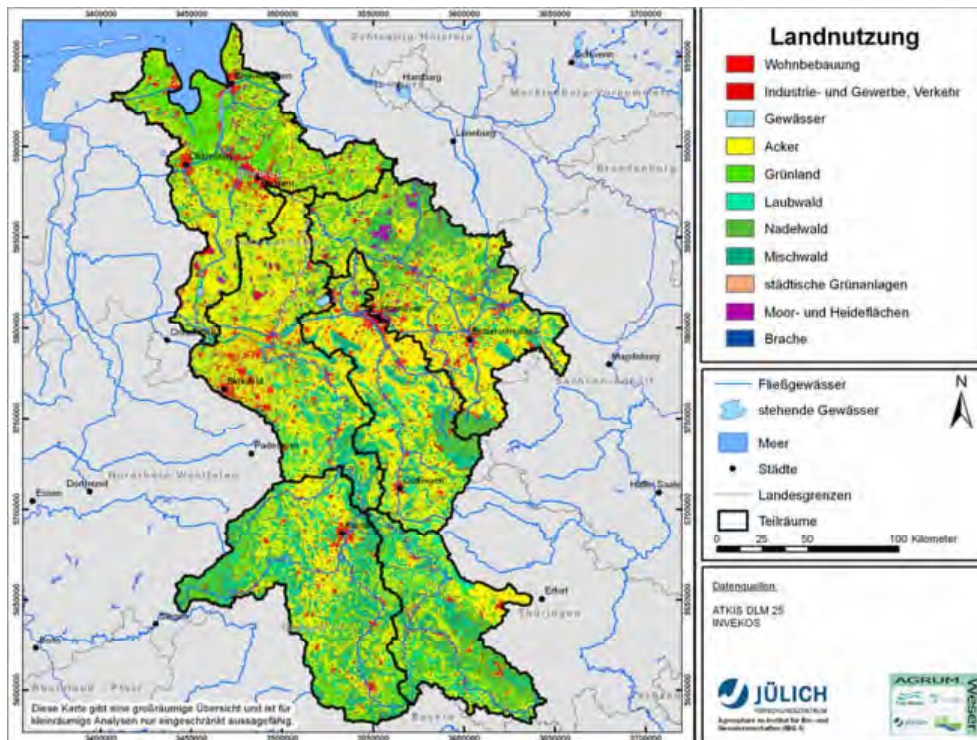
In vielen Regionen des Norddeutschen Tieflandes treten meist Sandböden, anmoorige Böden und stauwasserbeeinflusste Lehmböden auf. Die Landnutzung (siehe Karte 4) ist agrarisch geprägt, wobei in den Marschgebieten Grünland und in den Lehmgebieten Ackerland dominiert. Während sich auf den Geestrücken schwerpunktmäßig grundwasserferne Podsole und Braunerden entwickelt haben, treten in den Niederungsregionen vorrangig Gleye und vergleyte Podsole sowie Nieder- und Hochmoore auf.

Die umfassende landwirtschaftliche Nutzung der Niederungsregionen lässt auf ausgedehnte Meliorationsmaßnahmen, v. a. Dränagen, schließen. In der Vergangenheit wurde dort das Einkommen aus landwirtschaftlicher Tätigkeit durch Veredlungswirtschaft, vor allem in den niedrig gelegenen Sandverbreitungsgebieten, abgesichert. Dies erklärt ebenfalls den hohen Ackeranteil im nördlichen Teil des Einzugsgebiet der Flussgebietseinheit Weser (vgl. Karte 4), trotz der mit Ackerzahlen von ca. 10 bis 40 (von maximal 100 möglichen Punkten) zum Teil relativ geringen Bodenqualitäten. In den 1980er- und 1990er-Jahren wurden in erheblichem Umfang Grünlandumbrüche durchgeführt, um Futterbau, v. a. mit Mais, betreiben zu können. Daher ist eine enge Korrelation der Bodenverhältnisse mit landwirtschaftlichen Nutzungstypen, wie sie z. B. im Festgesteinsbereich leicht möglich ist, im nördlichen Weser-Einzugsgebiet nur sehr vereinzelt festzustellen.

In ihrem Unterlauf durchströmt die Weser eine durch holozäne Meerestransgressionen entstandene ebene Marschlandschaft, in der tonreiche bindige Böden dominieren. Auch diese Böden wären ohne intensive Meliorationsmaßnahmen (Rohr- und Grabenentwässerung) nicht landwirtschaftlich nutzbar. Aufgrund der ungünstigen Bodenwasserverhältnisse dominiert dort die Grün-

landnutzung. Bedingt durch die Entwässerungssysteme gibt es in einigen Bereichen der unteren Weser keine scharfen hydrologischen Wasserscheiden.

Karte 4: Landnutzung im Einzugsgebiet der Flussgebietseinheit Weser



Die Flussgebietseinheit Weser ist aufgrund ihrer Ausdehnung über unterschiedliche Landschaftseinheiten (Niedersächsisch-Hessisches Bergland, Norddeutsches Tiefland) sowohl im Hinblick auf die bodenkundlichen und hydrologischen Standortbedingungen als auch hinsichtlich der aktuellen Landnutzungsstrukturen und Problemkonstellationen im Zusammenhang mit der Nährstoffbelastung der Gewässer unterschiedlich zu bewerten. Es ist daher zu erwarten, dass sich agrarpolitische Maßnahmen zur Reduzierung der Stickstoff- und Phosphorbelastung der Oberflächengewässer in ihrer Effektivität auch regional unterschiedlich auswirken. Insbesondere im Hinblick auf die Möglichkeiten der Übertragung der im Modellvorhaben AGRUM entwickelten Untersuchungsmethodik auf andere Landschaftsräume ist die Abdeckung der verschiedenen landwirtschaftlichen Aktionsräume und naturräumlichen Standortbedingungen eine wichtige Voraussetzung.

2.2 Landwirtschaftliche Landnutzung und Tierhaltung

Nährstoffbilanzüberschüsse, die einen potenziellen Eintrag in die Gewässer darstellen, werden im Wesentlichen von der landwirtschaftlichen Landnutzung und Tierhaltung bestimmt. In der Regel gehen hohe Viehbesatzdichten mit hohen Nährstoffbilanzüberschüssen einher, da ein Großteil der im Wirtschaftsdünger enthaltenen Nährstoffe nicht sofort pflanzenverfügbar ist. Um einen Überblick über die regionalen Schwerpunkte der landwirtschaftlichen Produktion in der Flussge-

bietseinheit Weser zu geben, werden im folgenden Abschnitt die Flächennutzung und Tierhaltung im Jahr 2007 dargestellt.

2.2.1 Struktur der Landnutzung im Untersuchungsgebiet

Die Bedeutung der landwirtschaftlichen Landnutzung für die Gewässerqualität wird nachstehend in die gesamte Flächennutzung in der Flussgebietseinheit Weser eingeordnet.

Flächennutzung

Informationen zur Landnutzung und landwirtschaftlichen Flächennutzung liefern im Wesentlichen die Flächenerhebung sowie die Bodennutzungshaupterhebung. Beide Erhebungsverfahren unterscheiden sich in Zweck, Inhalt, Datengrundlage und Erhebungsprinzip und führen daher zu unterschiedlichen Ergebnissen (Erhard et al., 2002). Bei der *Flächenerhebung* werden Daten nach Art der geplanten Nutzung (Flächennutzungsplan) und nach Art der tatsächlichen Nutzung auf Grundlage des Liegenschaftskatasters erhoben. Daraus ergibt sich die Landwirtschaftsfläche (LN). Demgegenüber wird die *Bodennutzungshaupterhebung* als Teil der Agrarstrukturhebungen in Form einer Vollerhebung der Betriebe durchgeführt, die eine Fläche von mindestens 2 ha landwirtschaftlich nutzen. Hieraus wird die landwirtschaftlich genutzte Fläche (LF) abgeleitet. Die Methodik beider Erhebungsverfahren wurde in der Vergangenheit geändert, sodass eine Betrachtung des zeitlichen Verlaufs der Flächennutzung nur eingeschränkt möglich ist.

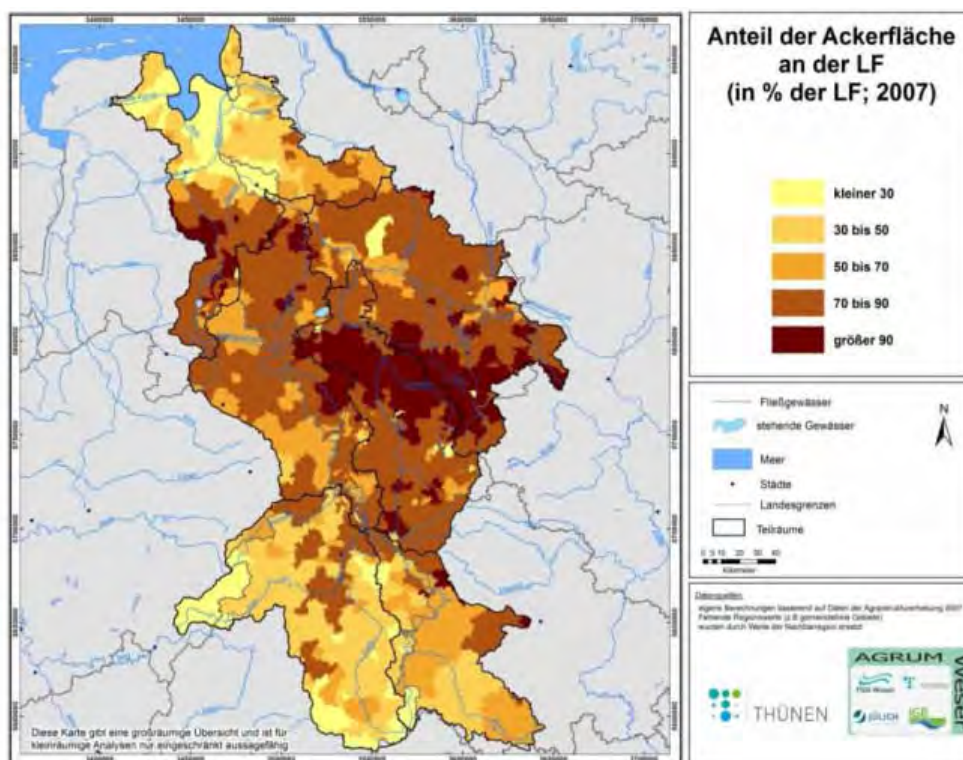
Während sich der Anteil der Siedlungs- und Verkehrsfläche in der Flussgebietseinheit Weser nicht vom Bundesdurchschnitt unterscheidet, liegt der Anteil der Landwirtschaftsfläche mit rund 55 % an der Gesamtfläche über dem Durchschnitt und die Waldfläche mit etwa 28 % darunter. Somit ist die Landwirtschaft wichtigster Flächennutzer in Deutschland und in der Flussgebietseinheit Weser. Allerdings nahm diese Bedeutung in den letzten 30 Jahren deutlich ab, da die Landwirtschaftsfläche (LN) jährlich um rund 0,3 % im früheren Bundesgebiet, vor allem zugunsten der Siedlungs- und Verkehrsfläche, verringert wurde.

Zwischen der landwirtschaftlich genutzten Fläche (LF) im Jahr 2007 und der mit ATKIS- und InVe-KoS-Daten ermittelten Landwirtschaftsfläche (LN) im Jahr 2007 besteht in der Flussgebietseinheit Weser eine Differenz von ca. 244.000 ha. Diese Differenz resultiert aus dem unterschiedlichen Erfassungsbereich (z. B. Abschneidegrenze bei der Erfassung landwirtschaftlicher Betriebe) und in der unterschiedlichen Erhebungsmethodik beider Statistiken (siehe auch Erhard et al., 2002). Das heißt, dass für über 16 % der LN keine spezifischen Informationen zur Art der landwirtschaftlichen Nutzung wie bei der Bodennutzungshaupterhebung vorliegen. Den weiteren Analysen der Landnutzung durch die Landwirtschaft liegt die LF zugrunde.

Landwirtschaftlich genutzte Fläche (LF)

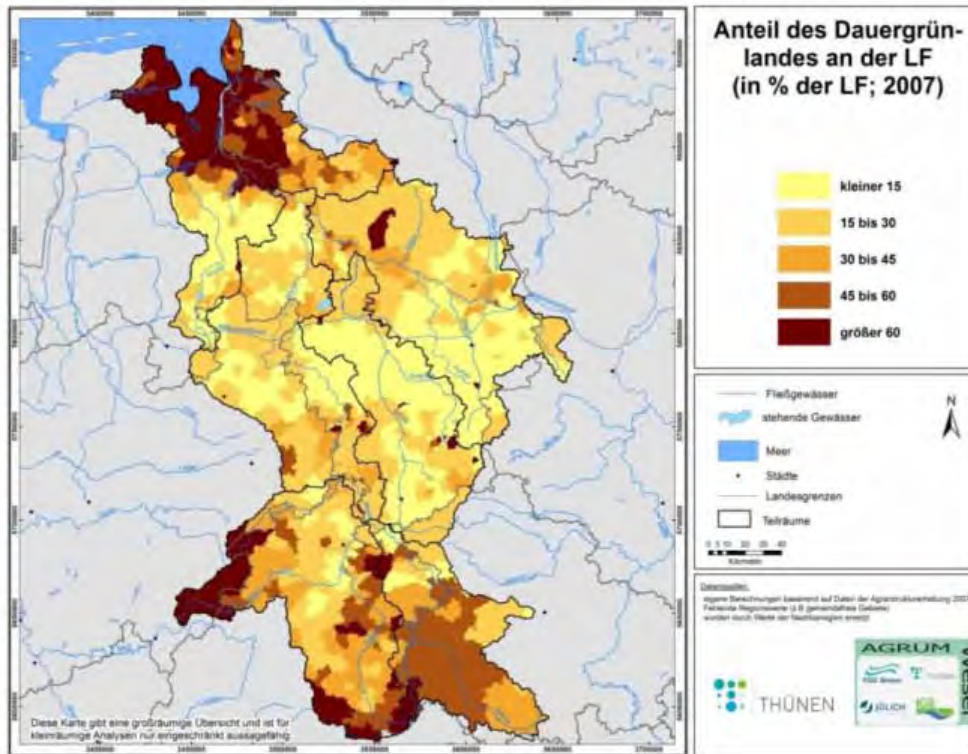
Die wichtigsten Hauptgruppen der LF sind Ackerland und Dauergrünland. Im Vergleich zu Deutschland weist die sektorale landwirtschaftliche Landnutzung in der Flussgebietseinheit Weser keine wesentlichen Unterschiede auf. Auf dem Ackerland, das rund 67 % der LF beträgt, sind im Wesergebiet die Flächenanteile für Getreide und für Hackfrüchte leicht höher als im Bundesdurchschnitt. Demgegenüber fällt der Ackerfutterbau mit insgesamt 10 % der LF etwa 4 % geringer aus. Der Flächenanteil des Silomaises ist hingegen mit 11 % der LF um 2 % höher als der Bundesdurchschnitt.

Karte 5: Regionale Ackerflächenanteile in der Flussgebietseinheit Weser (2007)



Aufgrund der in Kapitel 2.1 beschriebenen heterogenen Standortbedingungen in der Flussgebietseinheit Weser weist die regionale Landnutzungsstruktur deutliche Unterschiede auf. Entsprechend des durchschnittlichen Ackerflächenanteils von 67 % der LF weisen weite Bereiche am Mittellauf der Weser Ackerflächenanteile zwischen 70 % und 90 % der LF auf. Ausgeprägte Ackerbauregionen mit mehr als 90 % sind die Hildesheimer Börde und die Region Hannover. Demgegenüber stehen Regionen mit einem hohen Grünlandanteil von mehr als 45 % am Ober- bzw. Unterlauf der Weser, d. h. einerseits in den Mittelgebirgslagen und andererseits im norddeutschen Flachland in den Marschregionen (vgl. Kapitel 2.2).

Am Unterlauf der Weser ist der Übergang von der Geest- in die nicht ackerfähige Marschregion in Karte 5 bzw. Karte 6 deutlich erkennbar. In den Marschregionen ist der Grünlandanteil am höchsten und beträgt mehr als 60 % der LF.

Karte 6: Regionale Grünlandanteile in der Flussgebietseinheit Weser (2007)

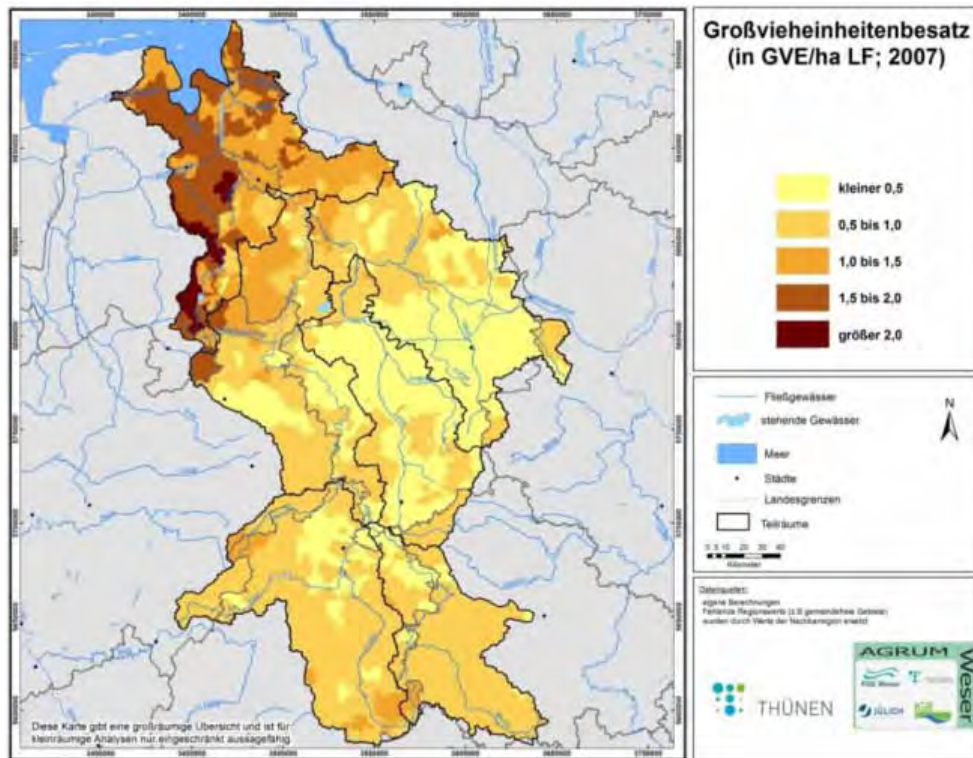
2.2.2 Struktur der Tierhaltung im Untersuchungsgebiet

Für die Nährstoffüberschüsse spielt sowohl die Höhe des Viehbesatzes je Hektar LF als auch die Viehbestandsstruktur eine große Rolle. Im Hinblick auf die Landnutzung ist bei der Tierhaltung eine Unterscheidung zwischen Raufutterfressern (z. B. Rindvieh und Schafe) und Nicht-Raufutterfressern (z. B. Schweine und Geflügel) sinnvoll. Dabei werden in Deutschland die Raufutterfresser durch den Rinderbestand dominiert, der wiederum weitgehend durch die Milchviehhaltung determiniert ist. Während Grünland ausschließlich von Raufutterfressern genutzt werden kann, unterliegt die Ackerlandnutzung diesbezüglich keinen Beschränkungen.

Die Viehhaltung in der Flussgebietseinheit weist im Vergleich zu Deutschland deutliche Unterschiede auf. Die Viehbesatzdichte lag im Jahr 2007 mit rund 0,9 Großvieheinheiten (GVE)/ha LF über dem Bundesdurchschnitt von etwa 0,8 GVE/ha LF. Auch die Struktur der Tierhaltung in der Flussgebietseinheit Weser weicht von der Struktur der Tierhaltung in Deutschland ab. Zwar entfiel in der Flussgebietseinheit Weser der größte Anteil von rund 66 % am gesamten Viehbestand auf Raufutterfresser, so lag er doch deutlich niedriger als in Deutschland, wo der Anteil etwa 73 % betrug. Somit spielte die so genannte „flächenunabhängige“ Viehhaltung von Schweinen und Geflügel in der Flussgebietseinheit Weser eine weitaus größere Rolle als im gesamten Bundesgebiet.

Innerhalb der Flussgebietseinheit Weser sind die regionalen Unterschiede der Viehbesatzdichte beachtlich (vgl. Karte 7). Während sich die Landwirtschaft in den fruchtbaren Bördegebieten auf einen intensiven Ackerbau weitgehend ohne Viehhaltung spezialisiert hat, herrscht im norddeutschen Flachland die Tierhaltung vor. Hier lagen die Viehbesatzdichten in zahlreichen Regionen zwischen 1,5 und 2 GVE/ha LF und in wenigen Regionen darüber.

Karte 7: Regionale Viehbestandsdichten in der Flussgebietseinheit Weser



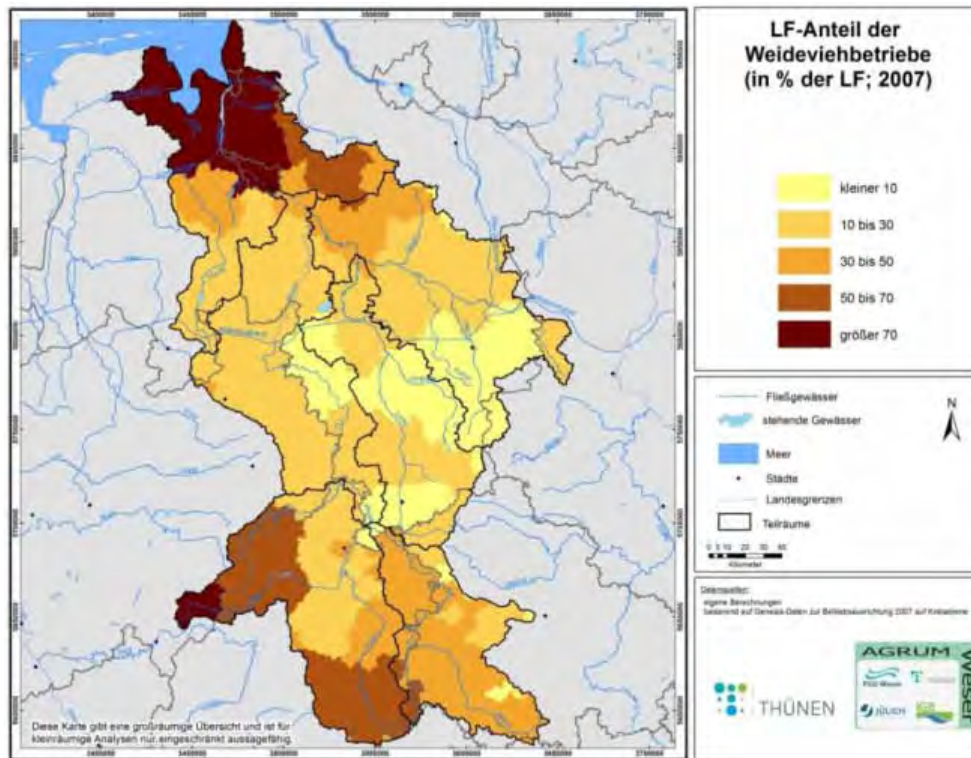
Die regionalen Unterschiede der Viehbestandsstruktur nach Raufutterfressern und Nicht-Raufutterfressern werden anhand der im Folgenden dargestellten Betriebsstruktur deutlich.

2.3 Betriebsstruktur

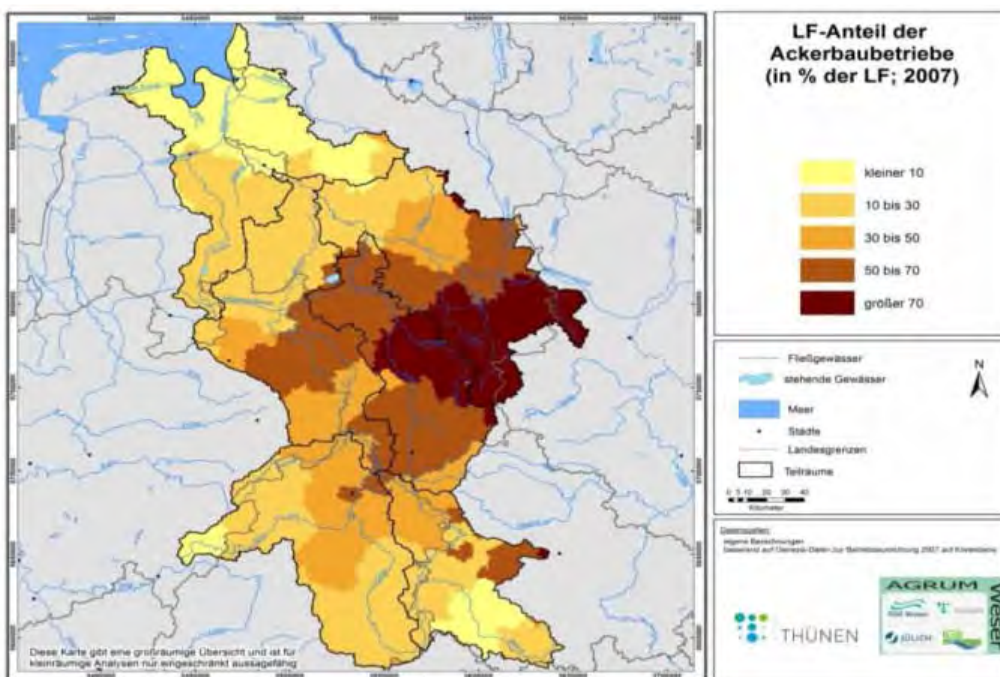
Die Struktur der landwirtschaftlichen Betriebe wird maßgeblich durch die Landnutzung und Viehhaltung determiniert. Da Grünland im Wesentlichen nur für den Futterbau genutzt werden kann, wurden im Jahr 2007 am Unterlauf der Flussgebietseinheit Weser sowie in den südlichen Mittelgebirgslagen (vgl. Karte 6) aufgrund des hohen Dauergrünlandanteils teilweise mehr als 70 % der LF erwartungsgemäß von Weideviehbetrieben bewirtschaftet (vgl. Karte 8).¹

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

Karte 8: Regionale Anteile der Weideviehbetriebe an bewirtschafteten LF in der Flussgebietseinheit Weser



Karte 9: Regionale Anteile der von Ackerbaubetrieben bewirtschafteten LF im Jahr 2007



Demgegenüber wird die LF in Ackerbauregionen wie der Hildesheimer Börde zum Großteil von spezialisierten Ackerbaubetrieben bewirtschaftet (vgl. Karte 9)². Eine Ausnahme bilden einige Regionen im Westen der Flussgebietseinheit Weser, z. B: im Raum Vechta, die durch einen hohen Ackerflächenanteil von teilweise über 80 % der LF gekennzeichnet sind, gleichzeitig aber auch hohe Viehbesatzdichten aufweisen. In diesen Regionen entfällt der überwiegende Teil der Flächen auf Veredelungsbetriebe.

² Dargestellt sind die relativen Flächenanteile der Betriebe mit der Betriebsausrichtung Ackerbaubetriebe auf Kreisebene im Jahr 2007, basierend auf Daten der Datenbanken des Gemeinsamen Neuen Statistischen Informations-System (GENESIS) des Bundes und der Länder zur amtlichen Statistik.

3 Modellverbund, Methodik

Für die Analysen im Projekt AGRUM⁺ wird ein interdisziplinärer Modellverbund, bestehend aus dem regionalisierten agrarökonomischen Modell RAUMIS, den hydrologischen/hydrogeologischen Modellen GROWA-DENUZ-WEKU sowie MEPHOS und dem Nährstoffemissionsmodell MONERIS weiterentwickelt und angewendet. In den folgenden Abschnitten werden die jeweiligen Modelle (ihre Weiterentwicklungen im Rahmen des Projektes) sowie ihr Zusammenspiel beschrieben.

3.1 Agrarökonomische Modellierung mit RAUMIS

Für die Modellierung von Nährstoffbilanzen werden in AGRUM⁺, analog zum vorherigen Modellvorhaben AGRUM, zwei Vorgehensweisen unterschieden:

Zum einen werden die Nährstoffbilanzen für das Jahr 2007 nach dem Ansatz von Schmidt et al. (2007) berechnet. Dieser Ansatz wurde auch für das Jahr 2003 im Rahmen des Modellvorhabens AGRUM (Kreins et al., 2010) und im Rahmen des WAgriCo Projektes (Schmidt et al., 2007) verwendet. Das Landesamt für Bergbau, Energie und Geologie (LBEG) in Niedersachsen verwendet auch für die landesinternen Analysen diesen Ansatz.

Zum anderen wird für die Abschätzung und Berechnung der Nährstoffbilanzen im Zieljahr 2021 das regionalisierte Agrarsektormodell RAUMIS verwendet, um die Entwicklung von Nährstoffbilanzen aufgrund von Anpassungsreaktionen der Landwirtschaft auf politisch und ökonomisch veränderte Rahmenbedingungen abzuschätzen. Das Modellsystem RAUMIS und die Vorgehensweise der Nährstoffbilanzierung wurde detailliert in Kreins et al. (2010) beschrieben und wird daher hier nur kurz dargestellt. Eine ausführliche Beschreibung der Entwicklungen, die in die Baseline bis zum Jahr 2021 eingehen, ist in Kapitel 7 aufgeführt.

3.1.1 Das Modellsystem RAUMIS

RAUMIS ist ein partielles Angebotsmodell für den landwirtschaftlichen Sektor Deutschlands (Henrichsmeyer et al., 1996), welches zum Ziel hat, eine geschlossene regional differenzierte Ex-post-Abbildung des Agrarsektors durch Zusammenführung von Informationen verschiedenster Datenherkunft vorzunehmen und auf dieser Basis Simulationen von mittel- bis langfristigen Wirkungsanalysen von alternativen Politiken zu untersuchen.

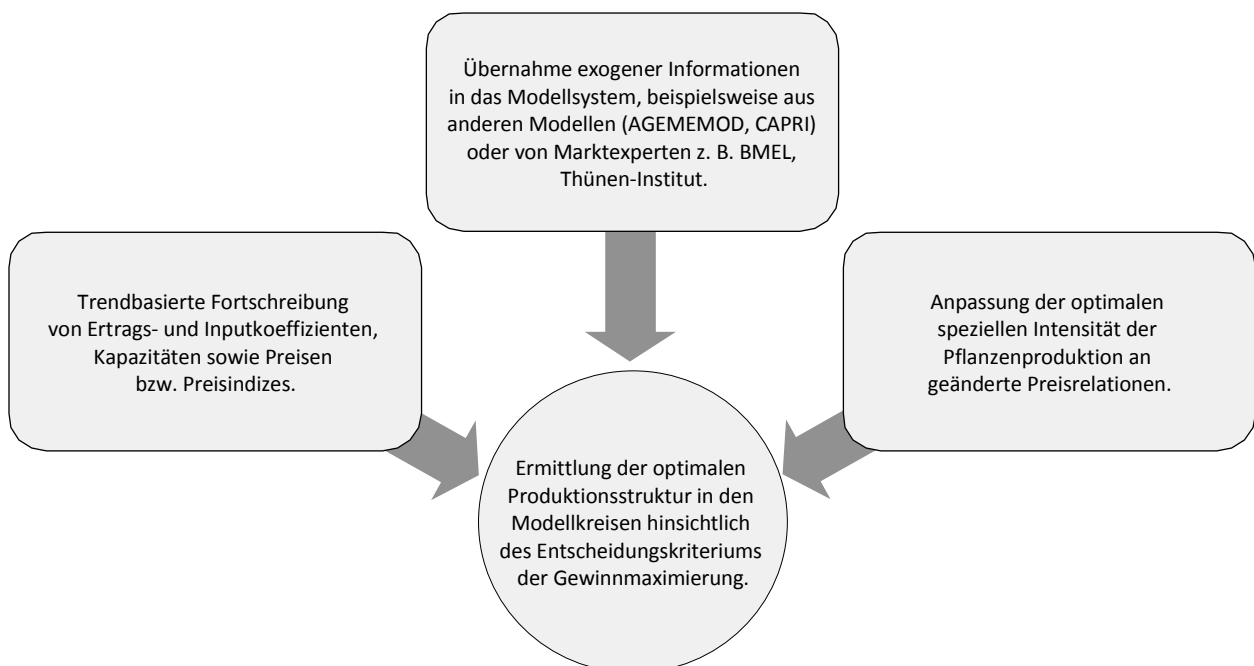
Die regionale Differenzierung von RAUMIS basiert auf der administrativen Ebene der Landkreise in Deutschland, wobei die meisten kreisfreien Städte den benachbarten Landkreisen zugeordnet werden, sodass RAUMIS derzeit 326 Modellkreise in Deutschland beinhaltet. Für jeden der Modellkreise wird eine aktivitätsanalytisch differenzierte Matrize aufgestellt. Die 326 Prozessanaly-

sematrizen der Modellkreise werden in einem Konsistenzrahmenmodell mit der Landwirtschaftlichen Gesamtrechnung abgeglichen (LGR). Zum Vergleich dienen hierbei Dreijahresdurchschnitte der LGR, um jahresspezifische Besonderheiten außen vor zu lassen. Die Abbildung der gesamten Produktion des Agrarsektors erfolgt in über 50 landwirtschaftlichen Produkten, die mit einer Positivliste der LGR übereinstimmen. Insgesamt werden im RAUMIS Produktionsumfänge von über 40 landwirtschaftlichen Aktivitäten abgebildet. Des Weiteren baut RAUMIS auf einem Technologie- und einem Futtermodul auf, um verschiedene Inputgrößen abzuleiten (vgl. Henrichsmeyer et al., 1996; Kreins et al., 2010).

Im Modellsystem RAUMIS werden so genannte Basisjahre unterschieden, die analog zur Bodennutzungshaupterhebung alle vier Jahre aktualisiert werden. Aktuell liegen im RAUMIS die Basisjahre 1979 bis 1999 sowie das Jahr 2007 vor.

Das Modellsystem RAUMIS verfolgt einen komparativ-statischen Ansatz bei der Prognose. Dabei werden zunächst die exogenen Variablen spezifiziert, um anschließend die optimale Produktionsstruktur mithilfe eines mathematischen Programmierungsmodells unter Kalibrierung anhand der Positiv Mathematischen Programmierung (Howitt, 1995) zu bestimmen (siehe Abbildung 1).

Abbildung 1: Komparativ-statischer Prognoseansatz im Modell RAUMIS



Quelle: Eigene Darstellung.

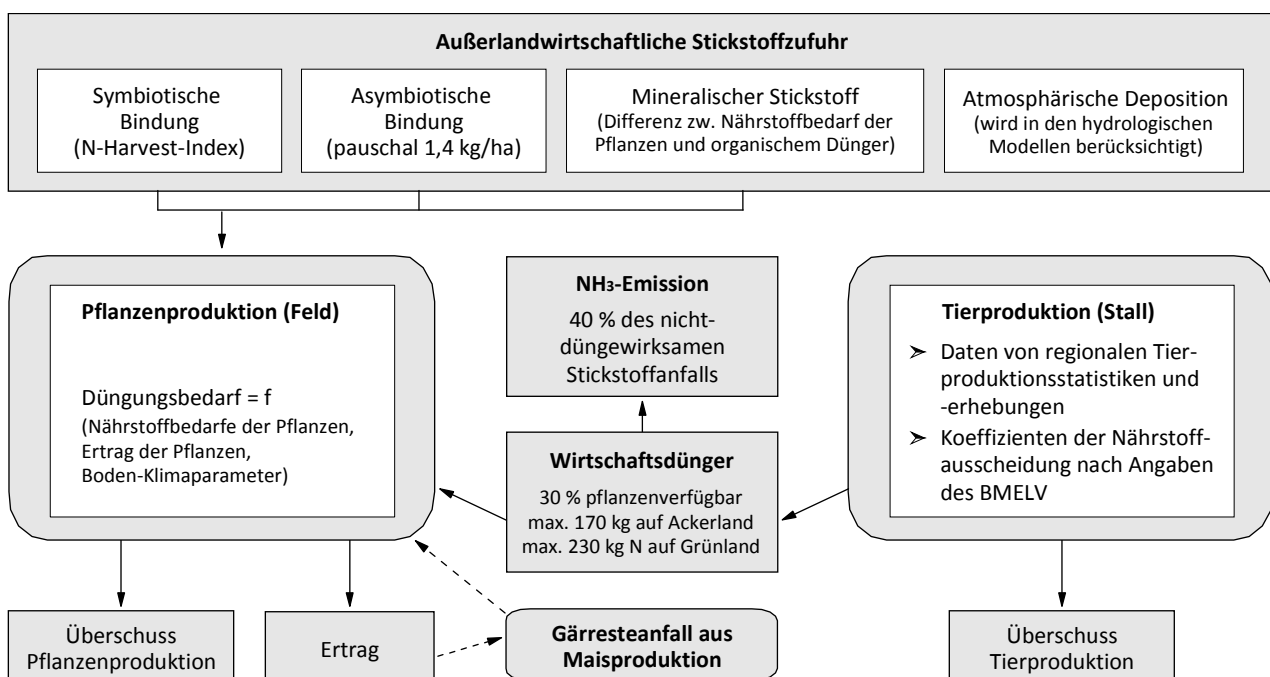
In den modellgestützten Wirkungsanalysen mit dem Informationssystem RAUMIS erfolgt zunächst eine Status-quo-Projektion zum Zieljahr. Darauf aufbauend werden Politikszenerarien formuliert und Änderungen dieser Politikparameter in Wirkungsprognosen analysiert (Kreins et al., 2004).

3.1.2 Nährstoffbilanzierung im Modell RAUMIS

Vorgehensweise der Nährstoffbilanzierung im Modell RAUMIS

Die im Modell RAUMIS angewandte Vorgehensweise zur Bilanzierung landwirtschaftlicher Nährstoffflüsse stellt eine Zwischenposition der beiden nach PARCOM (1993) unterschiedenen Methoden der nationalen Grundbilanz und der Hof- oder Sektorbilanz dar. Die Unterschiede der Methoden werden in Kreins et al. (2010) diskutiert. Ergänzend zur nationalen Grundbilanz ist die Abbildung einzelner intrasektoraler Stoffflüsse, wie z. B. die ausgebrachte Menge an Wirtschaftsdünger, möglich. Den Anspruch einer vollständigen nationalen Mineralbilanz erfüllt die Vorgehensweise im RAUMIS jedoch nur teilweise, da die Inputgrößen der Pflanzen- (Siedlungsabfälle, Klärschlamm sowie Saatgut) und Tierproduktion (Mineralfuttermittel, Futtermittel aus Importen, inländischer Verarbeitung sowie hofeigener Erzeugung) nicht differenziert ausgewiesen werden³. Des Weiteren wird im RAUMIS für das Basisjahr 2007 auch der Anfall von Gärresten aus Biogasanlagen berücksichtigt.

Abbildung 2: Vorgehensweise der Stickstoffbilanzierung im Modellsystem RAUMIS



Quelle: Eigene Darstellung auf Basis von Kreins et al. (2010).

³ Eine spezifische Bilanzierung des Teilbereiches „Stall“ ist somit im RAUMIS nicht möglich. Das regionale Aufkommen an Wirtschaftsdünger wird durch den Tierbestand der Untersuchungsregion sowie den jeweiligen tierartspezifischen Ausscheidungskoeffizienten ermittelt. Gleichwohl folgt die im RAUMIS angewandte Vorgehensweise einer Nährstoffbilanzierung nach den PARCOM-Prinzipien.

Im Agrarsektormodell RAUMIS ist die Bilanzierung der Nährstoffe Stickstoff (N), Phosphor (P) und Kalium (K) möglich (Kreins et al., 2007). Die Anzahl der zu bilanzierenden Positionen hängt von dem jeweils betrachteten Nährstoff ab und ist für Stickstoff am umfangreichsten (siehe Tabelle 3).

Tabelle 2: Positionen der Nährstoffbilanz im Modellsystem RAUMIS für Stickstoff, Phosphor und Kalium

		N	P	K
Nährstoffzufuhr	Wirtschaftsdünger	X	X	X
	Mineralischer Dünger	X	X	X
	Symbiotische Fixierung	X		
	Asymbiotische Fixierung	X		
	Atmosphärische Einträge	X		
Nährstoffentzüge bzw. -verluste	Entzüge durch das Erntegut	X	X	X
	Ammoniakverluste	X		
Nährstoffbilanzsaldo	Denitrifikation	X		
	Auswaschung / Anreicherung im Boden	X	X	X

Quelle: Kreins et al. (2010) nach Henrichsmeyer et al. (1992, S. 22).

Beschreibung der Bilanzpositionen im RAUMIS

Zur besseren Transparenz der Stickstoffbilanzierung werden im Folgenden die einzelnen Bilanzpositionen aufgelistet und näher erläutert.

Schätzung der Nährstoffbedarfe

Zur Ermittlung der Nährstoffbedarfe werden im RAUMIS lineare, ertragsabhängige Bedarfsfunktionen genutzt. Da die Ertragshöhe eines Anbaujahres zum Düngzeitpunkt noch nicht feststeht, werden regionale Ertragserwartungswerte modellendogen anhand Trendschätzungen bestimmt (Henrichsmeyer et al., 1996, S. 132). Die Ableitung von Stickstoffbedarfsfunktionen (vgl. Tabelle 3) basiert hierbei auf Angaben des Kuratoriums für Technik und Bauwesen in der Landwirtschaft e. V. (KTBL) zum Düngbedarf landwirtschaftlicher Kulturpflanzen (Kreins et al., 2010).

Tabelle 3: Nährstoffbedarfe der Pflanzenverfahren (kg/ha LF) in Abhängigkeit vom Ertrag (E) (Dezitonnen/ha)

	N		P ₂ O ₅		K ₂ O	
WWEI		2,5 * E		0,8 * E		0,6 * E
SWEI		2,5 * E		0,8 * E		0,6 * E
ROGG	20 +	2,0 * E		0,8 * E		0,6 * E
WGER	20 +	2,0 * E		0,8 * E		0,6 * E
SGER	40 +	1,0 * E		0,8 * E		0,6 * E
HAFE	40 +	1,0 * E		0,8 * E		0,8 * E
SGET	20 +	2,0 * E		0,8 * E		0,6 * E
KMAI	40 +	2,0 * E		0,8 * E		0,5 * E
HUEL				1,15		1,4 * E
FKAR	40 +	0,4 * E		0,14 * E		0,6 * E
SKAR	70 +	0,2 * E		0,1 * E		0,6 * E
ZRUE	80 +	0,2 * E				0,25 * E
SOPF	145		43		143	
RAPS	30 +	6,0 * E		1,8 * E		1,0 * E
SOEL		4,0 * E		1,8 * E		1,0 * E
GEMU	250		75		325	
OBST	85		15		100	
REBL	130		50		70	
WIES (1)	-80 +	0,6 * E		0,21 * E		0,65 * E
WEID (1)	-20 +	0,5 * E		0,21 * E		0,65 * E
HUTU (1)						
KLEE (1)	-20 +	0,2 * E		0,16 * E		0,68 * E
LUZE (1)	-20 +	0,2 * E		0,16 * E		0,68 * E
FEGR (1)		0,6 * E		0,21 * E		0,65 * E
SMAI (1)		0,4 * E		0,16 * E		0,45 * E
SHAC (1)		0,25 * E		0,08 * E		0,45 * E

(1) Für die Grundfütterverfahren wird der Ertrag in dt Frischmasse/ha zugrunde gelegt.

Quelle: Eigene Berechnungen nach KTBL: Datensammlung für die Betriebsplanung in der Landwirtschaft, 13. Auflage, Landwirtschaftsverlag Münster-Hiltrup (1993); Vetter H, Fürchte nicht K, Haase R, Glasig A, Mähl hopp R, Steffens G: Wege zur Optimierung der Düngung in Weser-Ems, Landwirtschaftsverlag Weser-Ems, Oldenburg; o. J. Winter F, Janssen H, Kennel W, Link W, Silbereisen R: Lucas' Anleitung zum Obstanbau, 30. Auflage, Verlag Eugen Ulmer, Stuttgart (1981); Storck H (1993) (Hrsg.) Taschenbuch des Gartenbaus, 3. Auflage, Verlag Eugen Ulmer, Stuttgart; Faustzahlen: Faustzahlen für die Landwirtschaft und Gartenbau, 12. Auflage Landwirtschaftsverlag Münster-Hiltrup (1993).

Aufgrund seiner chemischen Beschaffenheit steht der auf der Fläche verbleibende Stickstoff nicht zu 100 % der Folgefrucht zur Verfügung. Diesem Umstand wird im RAUMIS durch die Anwendung eines Stickstoffrücklieferungsindex begegnet. Die Stickstoffrücklieferung ergibt sich aus dem Stickstoffgehalt der Gesamtpflanze abzüglich des Stickstoffgehaltes ihres Haupternteerzeugnisses. Das Ergebnis dieser Subtraktion wird in einem zweiten Schritt mit dem jeweiligen fruchtartspezifischen Stickstoffrücklieferungsindex multipliziert.

Der symbiotischen Bindung von Luftstickstoff durch Leguminosen, die als zusätzliche Stickstoffquelle bei der Berechnung der Stickstoffbedarfsfunktionen bedacht werden muss, wird durch die Implementierung eines Nitrogen-Harvest-Index (NHI) Rechnung getragen.

Bei der Ermittlung der Nährstoffbedarfe werden im RAUMIS standortspezifische Besonderheiten der regionalen Boden- und Klimaverhältnisse berücksichtigt. Diese Vorgehensweise wird gewählt, da in Abhängigkeit des Klimas und der Bodenverhältnisse einer Region die Gefahr einer Auswaschung von Nährstoffen unterschiedlich hoch ist und insofern zur Sicherung landwirtschaftlicher Erträge ein mehr oder weniger hoher Bedarf an Nährstoffen veranschlagt werden muss.

Der potenzielle Mehrbedarf an Stickstoff hängt laut Krull (1988) von:

- der nutzbaren Feldkapazität des Bodens
- der Wasserdurchlässigkeit des Bodens sowie
- den Jahresniederschlägen

ab. Die Vorgehensweise zur Bestimmung der regionalen Bodenverhältnisse und dem dadurch angerechneten potenziellen Mehrbedarf an Stickstoff wird in Kreins et al. (2010) und in Henrichs-meyer et al. (1996) beschrieben.

Wirtschaftsdünger

Der im RAUMIS ausgewiesene Anfall tierischer Nährstoffe basiert auf den regionalen Umfängen der Tierproduktionsverfahren sowie auf den tierartspezifischen Koeffizienten der Nährstoffausscheidung. Die Umfänge tierischer Produktionsverfahren werden im RAUMIS endogen ermittelt und fußen auf statistischen Datenquellen. Die Koeffizienten der Nährstoffausscheidung wurden auf Grundlage statistischer Angaben des Bundesministeriums für Ernährung, Landwirtschaft und Verbraucherschutz (BMELV) für die Anwendung im RAUMIS erstellt.

In Anlehnung an die Vorgehensweise von Bach et al. (1997) wird eine Korrektur des Nährstoffaufkommens aus Wirtschaftsdüngern durch die Anrechnung eines „tierischen Überschusses“ vorgenommen. Der Umfang dieses Überschusses beträgt für das Basisjahr 1999 bei Stickstoff 13 % der jeweiligen, im RAUMIS festgestellten Nährstoffmenge aus wirtschaftseigenen Düngemitteln. Die so ermittelte Residualgröße „tierischer Überschuss“ geht ergänzend in die Berechnung des Nährstoffaufkommens aus Wirtschaftsdünger mit ein.

Der somit ermittelte Umfang organischer Nährstoffe aus der Tierhaltung wird im RAUMIS der Deckung des Nährstoffbedarfs landwirtschaftlicher Kulturarten zugeschrieben. Da die in wirtschaftseigenen Düngemitteln enthaltenden Nährstoffe unterschiedlichen Ausnutzungsgraden unterliegen, werden im RAUMIS nährstoffspezifische Mineraldüngeräquivalente errechnet.

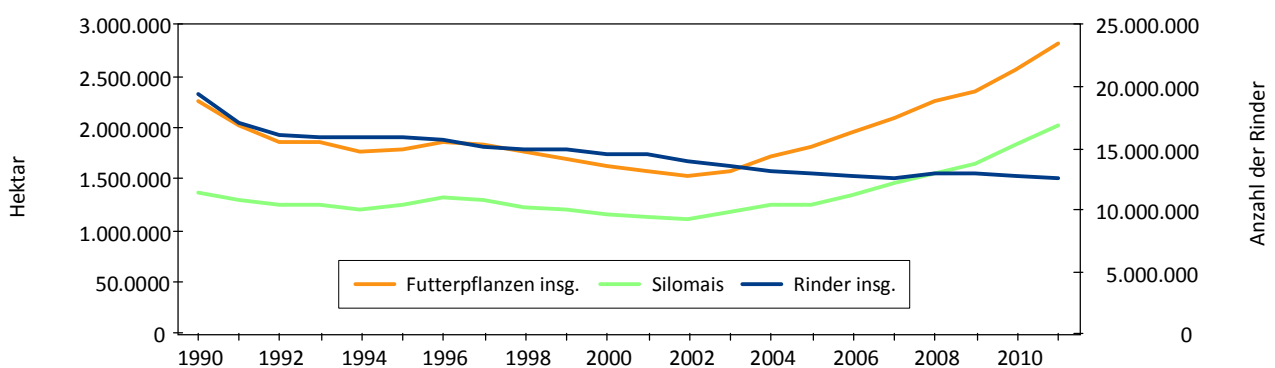
Die Höhe des Mineraldüngeräquivalents hängt bei Stickstoff zunächst von der Art des ausgebrachten Wirtschaftsdüngers ab. Es wird die Ausbringung von Rinder-, Schweine- und Geflügelgülle sowie von Festmist als unterschiedliches Verfahren berücksichtigt. Die Ableitung des Festmistanteils basiert auf der regionalen Bestandgrößenstruktur. Der in ihm enthaltene Stickstoff wird konstant mit einem Mineraldüngeräquivalent von 25 % angerechnet.

Zur Bestimmung des Mineräldüngeräquivalents der verschiedenen Gülleverfahren wurde im RAUMIS eigens ein Güllemodul implementiert (Tissen, 1991).

Gärreste aus Biogasanlagen

In der jüngsten Vergangenheit hat der Anbau nachwachsender Rohstoffe, insbesondere der Anbau von Energiemais, erheblich zugenommen. Abbildung 3 zeigt die Entwicklung des Anbaus von Futterpflanzen insgesamt und Silomais sowie der Rinderzahlen insgesamt der Jahre 1990 bis 2011 in Deutschland. Es wird deutlich, dass die angebaute Menge an Silomais in den letzten zehn Jahren deutlich gestiegen ist und sich seit Anfang des Jahres 2000 mehr als verdoppelt hat. Ein leichter Anstieg ist seit 2004 für weitere Futterpflanzen ohne Silomais zu verzeichnen. Demgegenüber steht ein drastischer Rückgang der Branche oder stillgelegten Fläche, sowie anderen Kulturen, wie teilweise bei Getreidearten.

Abbildung 3: Entwicklung des Anbaus von Futterpflanzen insgesamt und Silomais sowie der Rinderzahlen insgesamt seit 1990 in Deutschland



Quelle: Statistisches Bundesamt, Land- und Forstwirtschaft, Fischerei, Fachserie 3, Reihe 3 und 4 (versch. Jgg.).

Anders als bei den Marktfrüchten werden beim Anbau von Energiemais zur Verwendung in Biogasanlagen mit der Ernte die darin enthaltenen Nährstoffe dem System nur temporär entzogen und über die Gärreste wieder zugeführt. Daher ist es wichtig, den Anteil des Energiemais am Silomaisanbau quantifizieren zu können, da die verfügbaren statistischen Datenquellen hierüber keine zuverlässigen regional differenzierten Informationen bereitstellen. Für die Nährstoffbilanzierung werden die Energiemaisäquivalentanteile (analog zu Gömann 2013) unter Berücksichtigung des Grundfutteraufkommens und der Rinderhaltungsstruktur regional differenziert abgeschätzt. Dabei ergibt sich eine Menge an angebautem Energiemais von rund 68.000 ha LF im Jahr 2007 und 120.000 ha LF im Jahr 2010. Auf Basis dieser abgeschätzten Energiemaismenge, den für Silomais abgeschätzten Erträgen und dem Anteil an Stickstoff bzw. Phosphor im Erntegut, wird die Menge an Stickstoff in den Gärsubstraten berechnet. Die Gärsubstrate werden dann analog zur Verwendung von Gülle auf dem Feld ausgebracht. Dabei werden pauschal Gesamtverluste von 10 % veranschlagt. Des Weiteren werden Ammoniakverluste von 27 % als Entzüge angerechnet. Die Berechnung des Anbaus von Energiemais in diesem Bericht anhand der Raufuttermenge spiegelt die Menge an Energiemais durch die gesamte nicht durch Tiere konsumierte Futtermen-

ge wider und kann daher als Energiemaisäquivalent verstanden werden. Somit werden auch Gärreste aus anderen Futteranbauverfahren wie Klee gras oder Luzerne mit berücksichtigt, die in Biogasanlagen Verwendung finden. In die Berechnungen geht nicht die Menge an Energiemais ein, die aus anderen Bundesländern oder anderen EU-Staaten, wie z. B. aus Dänemark oder den Niederlanden importiert wird, da keine Angaben über deren Höhe vorlagen.

Mineraldünger

Die Höhe des Mineraldüngereinsatzes wird auf nationaler Ebene durch statistische Quellen ausgewiesen. Daten über regionale Aufwandmengen liegen jedoch nicht vor, sodass ein Verfahren zur Verteilung des mineralischen Düngers auf die Modellkreise im RAUMIS entwickelt wurde.

Bei der Ermittlung regionaler Mineraldüngereinsatzmengen wird für die verschiedenen Nährstoffe von teilweise unterschiedlichen Einflussfaktoren ausgegangen. Diese Einflussfaktoren lassen sich mithilfe der folgenden zwei Gleichungen beschreiben:

$$(1) \quad \text{Bed_N}_{\text{minr}} = f(\text{E}_{\text{fr}}, \text{SBFN}_r, \text{NRL}_f, \text{NWD}_r, \text{NMDÄ}_r, \text{KFN})$$

$$(2) \quad \text{Bed_P}_{\text{minr}} = f(\text{E}_{\text{fr}}, \text{PAUS}_f, \text{PWD}_r, \text{PMDÄ}_r, \text{KFP})$$

Bed_N_{minr}, Bed_P_{minr}: regionale Mineraldüngerbedarfe Stickstoff, Phosphor
 E_{fr}: regions- und fruchtartenspezifische Erträge
 SBFN_r: regionspezifischer Stickstoffbedarfsfaktor
 NRL_f: fruchtartenspezifische Stickstoffrücklieferung
 NWD_r, PWD_r: regionaler Wirtschaftsdüngeranfall Stickstoff, Phosphor
 NMDÄ_r: regionale Mineraldüngeräquivalente für Wirtschaftsdünger Stickstoff
 PMDÄ_r: Mineraldüngeräquivalente für Wirtschaftsdünger Phosphor
 PAUS_f: fruchtartenspezifische Auswaschung Phosphor
 KFN, KFP: Korrekturfaktoren für den Mineraldüngereinsatz Stickstoff, Phosphor

Die Höhe der Gesamtzufuhr von organischem und mineralischem Dünger wird in Abhängigkeit der jahresspezifischen Ertragsersparung für die verschiedenen Feldfrüchte unter Berücksichtigung regionaler Boden- und Klimaverhältnisse berechnet. Zur Erfüllung des Gesamtbedarfs eines Nährstoffes wird zunächst der pflanzenverfügbare Anteil des Wirtschaftsdüngers herangezogen. Die Deckung des verbleibenden Defizits wird im RAUMIS durch die Anrechnung mineralischer Düngemittel erreicht. Die auf Grundlage dieser Vorgehensweise berechneten regionalen Mineraldüngermengen werden in einem zweiten Schritt über alle Regionen und Verfahren aggregiert und anhand der aus der Offizialstatistik bekannten Sektorwerte kalibriert.

Zusätzliche Positionen der Stickstoffbilanz

Zusätzliche Positionen zur Bilanzierung landwirtschaftsbürtigen Stickstoffs im RAUMIS sind

- die symbiotische Stickstofffixierung sowie
- die asymbiotische Stickstofffixierung

Die Anrechnung des symbiotisch fixierten Stickstoffs richtet sich nach dem regionalen Anbauumfang an Leguminosen. Für asymbiotisch fixierten Stickstoff wird pauschal ein Wert von 1,4 kg N/ha LF veranschlagt. Der atmosphärische Stickstoffeintrag findet in den hydrologischen Modellen Berücksichtigung.

Nährstoffentzüge

Der Entzug von Nährstoffen wird im RAUMIS für den Bereich „Boden“ auf Grundlage der regionalen Umfänge der pflanzlichen Produktionsverfahren sowie der Koeffizienten zu den Nährstoffgehalten im Erntegut ermittelt. Die Koeffizienten zu den Nährstoffgehalten im Erntegut beruhen auf Angaben des BMEL.

Des Weiteren werden die bei Lagerung und Ausbringung des Wirtschaftsdüngers entstehenden Verluste an Stickstoff als Nährstoffentzug berücksichtigt. Hierbei wird angenommen, dass 40 % des nicht düngewirksam werdenden Stickstoffanfalls aus der Tierproduktion in Form von Ammoniak entweicht.

Nährstoffbilanzsalden

Nährstoffzufuhr und Nährstoffentzug bzw. -verlust werden bei der Bilanzierung gegenüber gestellt, um somit den Nährstoffsaldo eines Landkreises bzw. einer Gemeinde zu errechnen. Ein hierdurch ermittelter Nährstoffüberschuss kann als potenzielle Gefahrenquelle diffuser Nährstoffeinträge in Gewässer interpretiert werden.

Die in der Düngeverordnung (DüV)⁴ (2007) vorgeschriebene Feld-Stall-Bilanz lässt großen Spielraum für Pauschalwerte (beispielsweise Erträge) zu und enthält im Vergleich zu bisher gültigen Verfahren höhere Abschläge für gasförmige Stickstoffverluste. Aus diesen Gründen dürften diese Bilanzen tendenziell geringer ausfallen.

3.1.3 Weiterentwicklung der Stickstoffbilanzierung für die Beschreibung des Ist-Zustands

Bilanzierungsmethode

Im Rahmen eines Vorprojektes zum WAgriCo-Projekt des Landes Niedersachsen wurde die Berechnungsmethodik von Stickstoffbilanzen modifiziert. Auf Basis einer Vielzahl von einzelbetrieblichen Informationen wurden im Wesentlichen Koeffizienten zum Ausnutzungsgrad des Wirtschaftsdüngers und zum Mineraldüngereinsatz geschätzt, wobei Teile dieser Koeffizienten in Ab-

⁴ Verordnung über die Anwendung von Düngemitteln, Bodenhilfsstoffen, Kultursubstraten und Pflanzenhilfsmitteln nach den Grundsätzen der guten fachlichen Praxis beim Düngen (Düngerverordnung - DüV) in der Fassung der Bekanntmachung vom 27. Februar 2007 (BGBl. I S. 221), die zuletzt durch Artikel 5 Absatz 36 des Gesetzes vom 24. Februar 2012 (BGBl. I S. 212) geändert worden ist.

hängigkeit der Betriebsgruppe und der jeweiligen Rinder- bzw. Schweinebesatzdichte ermittelt wurden. Die detaillierte Vorgehensweise kann im Arbeitsbericht des Projektes nachgelesen werden (Schmidt et al., 2007).

Zu Beginn des Modellvorhabens AGRUM Weser im Jahr 2005 wurde sich darauf geeinigt, diese Methodik für die Ist-/Zustandsbeschreibung der Flussgebietseinheit Weser zu übernehmen, um eine bessere Vergleichbarkeit der Ergebnisse beider Projekte zu erzielen. Auch im Rahmen der Fortführung der Berechnungen in AGRUM⁺ war es das Ziel, die Berechnungen analog zu den vorherigen Berechnungen durchzuführen, um die Modellergebnisse besser vergleichen zu können.

Bei der Übertragung der Methodik auf die übrigen Bundesländer der Flussgebietseinheit Weser sowie auf das Basisjahr 2007 wurde aus mehreren Gründen von der Methodik abgewichen:

1. **Datengrundlage:** Die nicht flächendeckend vorliegenden Informationen zur Rinder- und Schweinebesatzdichte in den einzelnen Betriebsgruppen erforderte eine Abänderung der Vorgehensweise. Der Einfluss dieser Bilanzgrößen wurde durch betriebsgruppenunabhängige Koeffizienten zur regionalen Schweine- und Rinderbesatzdichte ersetzt. Hierzu wurde ein funktionaler Zusammenhang zwischen den regionalen betriebsgruppenabhängigen Koeffizienten und den regionalen Schweine- und Rinderbesatzdichten geschätzt. Trotz der unterschiedlichen Vorgehensweise korrelierten die regionalen Stickstoffbilanzen für 2003 mit $r^2 = 0,98$ sehr stark, sodass diese Vorgehensweise auch für das Jahr 2007 übernommen wurde.
2. **Kalibrierungsfaktor für Mineraldüngereinsatz:** Der normativ ermittelte Mineraldüngereinsatz wird durch einen Kalibrierungsfaktor auf das beobachtete Niveau der länderspezifischen Mineraldüngereinsatzmenge laut Großhandelsstatistik skaliert. Die Verwendung dieser Statistik ist mit einigen Unsicherheiten behaftet. So können beispielsweise durch die bundesländerübergreifende Verflechtung der Handelsunternehmen, Mineraldüngermengen, die in einem Bundesland über ein Handelsunternehmen bezogen werden, letztendlich in einem anderen Bundesland an den Endverbraucher ausgeliefert werden. Eine geeignetere Statistik ist nicht verfügbar. Einen Hinweis auf solche Verzerrungen kann die Höhe des Skalierungsfaktors geben, der für die Bundesländer der Flussgebietseinheit Weser sehr unterschiedlich ausfällt. Diese auf Länderebene recht unterschiedlichen Korrekturfaktoren würden bei Anwendung nur noch eine begrenzte Vergleichbarkeit der Bilanzen zwischen den Bundesländern zulassen. Aus diesem Grund wurde der Skalierungsfaktor nicht auf Bundesländerebene, sondern auf Ebene aller Bundesländer der Flussgebietseinheit Weser ermittelt. Dieser Weser-weite Skalierungsfaktor fällt jedoch für das Jahr 2007 höher aus als für das Jahr 2003, was darauf schließen lässt, dass es insgesamt zu einer Verschiebung zwischen Erträgen, eingesetzten Mineraldüngermengen und Anfall von Wirtschaftsdünger bzw. Ausnutzungsgrad von Wirtschaftsdünger gekommen ist. Diese Verschiebung könnte sich in den kommenden Jahren noch verstärken und müsste bei einem aktuelleren Zieljahr besser berücksichtigt werden.

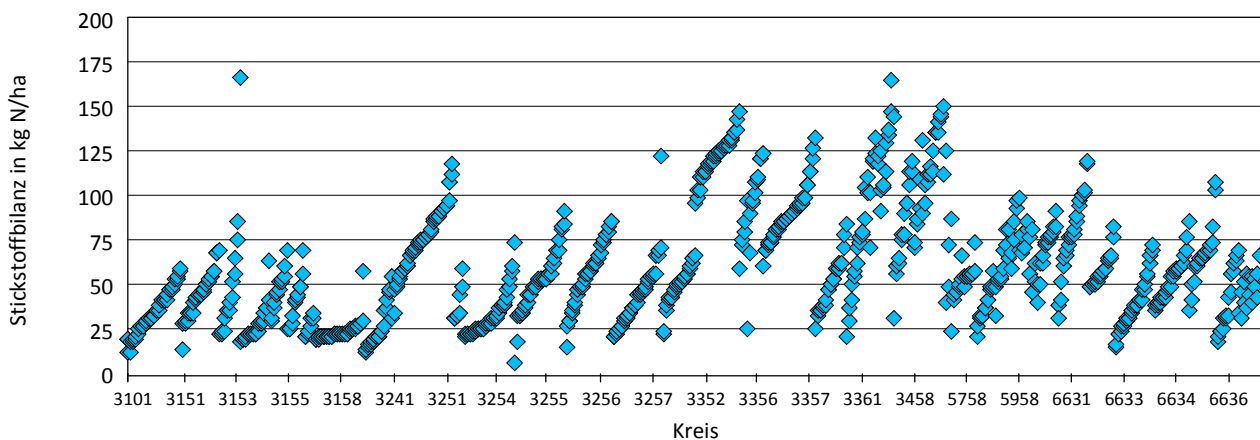
3. Atmosphärische Deposition: Im WAgriCo-Projekt wird zur Berücksichtigung der atmosphärischen Einträge ein regional einheitlicher pauschaler Wert unterstellt. Für das Modellvorhaben AGRUM und das Projekt AGRUM⁺ sollen flächendeckend regional differenzierte Angaben des Gauger-Modells genutzt werden (Datengrundlagen: Gauger et al., 2002). Die hier dargestellten Stickstoffbilanzüberschüsse berücksichtigen noch nicht die atmosphärischen Stickstoffdepositionen. Diese werden von den hydrologischen Modellen, differenziert nach der Flächennutzung, für die Berechnung der Gesamtstickstoffeinträge addiert.
4. Für die Berechnung der Stickstoff- und Phosphorbilanzen für das Jahr 2007 wurden nicht die tatsächlichen Erträge des Jahres zugrunde gelegt. Es wurden Trenderträge berücksichtigt, die sich in einem Jahr mit durchschnittlichem Witterungsverlauf wahrscheinlich eingestellt hätten.
5. Der Anfall von Gärresten aus Biogasanlagen aus der Maisproduktion wurde als organischer Dünger mit berücksichtigt. Die Menge an Gärresten wurde in die Mineraldüngerbedarfsermittlung integriert. Dabei wurde angenommen, dass die Gärreste in der Gemeinde anfallen, in der auch der Energiemais angebaut wird.
6. Da sich die im RAUMIS-Modell berechneten Stickstoff- und Phosphorbilanzen auf die landwirtschaftlich genutzte Fläche beziehen, wurden sie für die Verrechnung in den hydrologischen Modellen auf die Landwirtschaftsfläche (LN) umgerechnet.

Regionale Differenzierung

Um Gefährdungspotenziale einzelner Regionen zu differenzieren, reicht eine Unterteilung der Gebiete auf der Aggregationsebene der Landkreise, wie es ursprünglich im RAUMIS vorgenommen wurde, oftmals nicht aus. Aufgrund starker Heterogenitäten innerhalb eines Landkreises bezüglich Viehbesatzdichten, Düngungsintensitäten und Ertragspotenzialen zeigen die daraus errechneten Stickstoffbilanzen in den Gemeinden eines Landkreises große Unterschiede. Eine Disaggregation der Daten auf Basis der Gemeindeebene ist daher zur Abschätzung der Gefährdung einzelner Regionen und zur Überprüfung, inwieweit die Umsetzung verschiedener Maßnahmen zur Minderung der Stickstoffüberschüsse beiträgt, von großer Bedeutung.

Für die Bundesländer Niedersachsen, Nordrhein-Westfalen und Hessen wurden Stickstoffbilanzen auf Gemeindeebene berechnet und jeweils nach ansteigendem Saldo sortiert. Durch diese Darstellungsweise (siehe Abbildung 4) wird die Heterogenität bezüglich der Stickstoffbilanzen innerhalb der einzelnen Modellregionen (Landkreise) deutlich. So ergeben sich beispielsweise für die Region Diepholz (Kreisnummer 03251) rechnerische Stickstoffbilanzsalden zwischen rund 30 und 110 kg N/ha. Demgegenüber ist die Heterogenität in der Region Wolfenbüttel (Kreisnummer 03158) weit weniger ausgeprägt. Hier liegen die Stickstoffbilanzsalden zwischen 20 und 60 kg N/ha.

Abbildung 4: Stickstoffbilanzen in den Gemeinden der Flussgebietseinheit Weser, gruppiert nach Landkreisen (kg N/ha LF; 2007)



Quelle: Eigene Darstellung.

3.1.4 Implementierung des Stickstoffvergleichs laut Düngeverordnung

Für die Entwicklung der Nährstoffbilanzüberschüsse bis zum Jahr 2021 spielt die Düngeverordnung von 2006 eine wesentliche Rolle. Darin ist der zulässige Stickstoffbilanzüberschuss in landwirtschaftlichen Betrieben ab dem Jahr 2009 auf maximal 60 kg N/ha LF begrenzt. Der betriebliche Nährstoffüberschuss ist nach einem festgelegten Nähr-/Stickstoffvergleich zu ermitteln. Da landwirtschaftliche Betriebe die Bilanzierung in der Komplexität, wie beispielsweise in RAUMIS, nicht durchführen können, wurden in der Düngeverordnung (DüV) an die Praxis angepasste Auflagen festgelegt.

Neben den Verhaltensregeln der DüV zur guten fachlichen Praxis, die sich in der Regel nicht quantitativ modellieren lassen und deren Wirkung (sofern vorhanden) schwer einschätzbar sind, beinhaltet die DüV zwei konkrete Restriktionen, die das Düngemanagement beeinflussen und in § 4 (Bestimmte Düngemittel, Bodenhilfsstoffe, Kultursubstrate oder Pflanzenhilfsmittel) und § 5 (Nährstoffvergleiche) der DüV festgelegt werden. Von diesen Restriktionen, die in das RAUMIS-Modell integriert wurden, wird nach Einschätzung der Experten die wesentliche Wirkung der DüV ausgehen. Im RAUMIS-Modell wurde die DüV wie folgt umgesetzt:

1. **Maximale Ausbringungsmenge von Wirtschaftsdünger:** Im RAUMIS wurde eine zusätzliche Restriktion bzgl. der maximalen Ausbringungsmenge von Wirtschaftsdünger in Höhe von 170 kg N/ha Ackerfläche und 230 kg N/ha⁵ Grünlandfläche integriert. Bei den Berechnungen wurde der erlaubte Verlustabzug im Stall und Lager berücksichtigt, so wie sie in der Anlage

⁵ Die Düngeverordnung gibt vor, dass unter besonderen Bedingungen und auf Antrag Wirtschaftsdünger bis zu 230 kg N/ha Grünland ausgebracht werden dürfen.

„Kennzahlen für die sachgerechte Bewertung zugeführter Stickstoffdünger“ der DüV beschrieben sind. Die Ausbringung von Wirtschaftsdünger auf Dauerkulturflächen (z. B. Obstflächen) wurde bei den Analysen nicht zugelassen.

2. **Stickstoffvergleich:** Die DüV schreibt vor, dass abgesehen von wenigen Ausnahmen von allen Betrieben ein Stickstoffvergleich zu erstellen ist. Hierbei wird die Stickstoffzufuhr durch Wirtschaftsdünger nach Abzug der Stall-, Lagerungs- und der Ausbringungsverluste (z. B. bei Rindergülle bis 30 %, Rindermist bis 40 %, bei Weide bis 75 %) berechnet. Zusätzlich sind unvermeidbare Verluste anrechenbar. Im RAUMIS-Modell wird in Abhängigkeit der Betriebsstruktur eine Einschätzung über den Anteil der Fest- und Flüssigmistverfahren vorgenommen. Diese Information kann zur Berechnung der Ausbringungsverluste herangezogen werden. Keine Informationen liegen hingegen für den Anteil der Tierhaltung vor, die mit Weidegang gehalten werden. Hier wurde ein regional einheitlicher Verlustkoeffizient von 40 % für die Verfahren, wie zum Beispiel die Milchkuhhaltung oder Färsenaufzucht, unterstellt.

3.2 Modellierung der Nährstoffeinträge mit GROWA-DENUZ-WEKU-MEPhos

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

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

Im Gegensatz zum Nitrat wird Phosphat unter den in Böden auftretenden Bedingungen im Allgemeinen nicht abgebaut. Phosphat wird häufig adsorptiv an Bodenpartikel gebunden und in gelöster Form nur in ganz geringen Mengen in das Grundwasser eingetragen. Aus diesem Grund treten Phosphateinträge in die Vorfluter über das Grundwasser kaum auf. Phosphat gelangt in der Regel ausschließlich über die Komponenten des Direktabflusses in die Vorfluter. Dies geschieht entweder gebunden an Bodenpartikel über die Bodenerosion oder über Abspülung, wenn die Aufenthaltszeit im Boden kurz ist, sodass keine adsorptive Anlagerung an Bodenpartikel stattfinden konnte.

Die Simulation der hydrologischen Verhältnisse in den Untersuchungsgebieten ist daher eine Grundvoraussetzung für eine nach den Austragspfaden differenzierende Modellierung der Stickstoff- und Phosphoreinträge in die Vorfluter. Im FZJ erfolgte dies basierend auf dem Modell GROWA (Kunkel und Wendland, 2002).

3.2.1 Simulation der austragsrelevanten Abflusskomponenten mit dem Wasserhaushaltsmodell GROWA

3.2.1.1 Hydrologische Grundbegriffe und Definitionen

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

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

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

Bei langjährigen Betrachtungen kann die Vorratsänderung vernachlässigt werden.

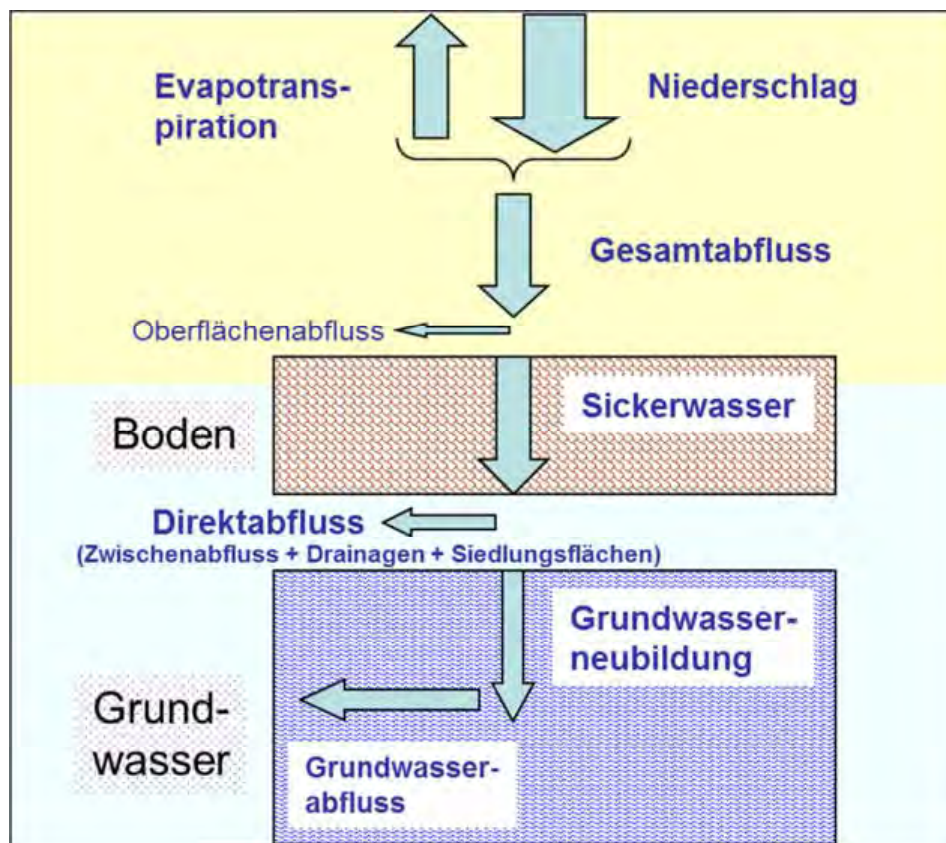
Der Gesamtabfluss Q_{ges} entspricht damit der Differenz zwischen der Niederschlagshöhe und der Höhe der realen Verdunstung und lässt sich in verschiedene Abflussanteile aufgliedern, die den Vorflutern auf der Erdoberfläche oder im Boden und Grundwasserbereich mit unterschiedlichen Fließzeiten zuströmen.

Als Oberflächenabfluss (Q_o) wird nach DIN 4049 der Teil des Abflusses gekennzeichnet, der, ohne in den Boden eingedrungen zu sein, oberirdisch einem Vorfluter zuströmt (siehe Abbildung 5). Nach einem Niederschlagsereignis erreicht der Oberflächenabfluss den Vorfluter im Allgemeinen nach wenigen Stunden (Baumgartner und Liebscher 1990). Von Peschke (1997) und Schwarze et al. (1991) wird dieser Abflussanteil als „schneller Direktabfluss“ bezeichnet.

Beim Eindringen in den Boden gelangt das Wasser entweder in den Grundwasserbereich oder an eine wenig wasserleitende Schicht über dem eigentlichen Aquifer. Im letzten Fall wird das infiltrierende Wasser (Sickerwasser) gestaut und fließt hangparallel dem größten Gefälle folgend oberhalb des eigentlichen Grundwasserbereiches in der wasserungesättigten Zone dem Vorfluter zu. Diese Abflusskomponente wird als natürlicher Zwischenabfluss (Q_i) bezeichnet und in DIN 4059 als der Teil des Abflusses definiert (siehe Abbildung 5), der dem Vorfluter unterirdisch mit nur geringer Verzögerung zufließt. Die Fließzeit des Zwischenabflusses bis zum Eintritt in den

Vorfluter ist länger als die des Oberflächenabflusses und bewirkt ein späteres Ansteigen und 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 und Liebscher, 1990). Peschke (1997) und Schwarze et al. (1991) bezeichnen diese Abflusskomponente als „verzögerten Direktabfluss“. Die Fließzeit des Zwischenabflusses im Untergrund liegt meist in der Größenordnung von einem bis zu mehreren Tagen.

Abbildung 5: Die Komponenten des Abflusses in GROWA



Bei grundwasserbeeinflussten oder staunässebeeinflussten Böden wurde der Wasserabfluss aus dem oberen Bodenbereich (Wurzelbereich) in vielen Regionen durch die Installation von Dränagesystemen (Rohrdrainagen, Grabendränagen) beschleunigt. Hydraulisch stellen Dränagesysteme schnelle Abflusswege dar, die in ihrer Wirkung mit dem natürlichen Zwischenabfluss vergleichbar sind. Dränageabfluss ($Q_{Drä}$) und natürlicher Zwischenabfluss werden daher beide den Direktabflüssen zugeordnet.

Die Summe aus Oberflächenabfluss, Zwischenabfluss und Dränageabfluss wird in der DIN 4059 als Direktabfluss (Q_D) bezeichnet (siehe Gl. 2). Der Direktabfluss ist damit die Summe aller Abflusskomponenten, welche mit nur geringer Zeitverzögerung nach einem Abfluss auslösenden

Niederschlagsereignis den Vorfluter erreichen. Für die vorliegende Untersuchung wurde dieser Definition gefolgt:

$$Q_D = Q_O + Q_I - Q_{Dr\ddot{a}} \quad \text{Gl. 2}$$

mit:	Q_D =	mittlere Direktabflusshöhe	(mm/a)
	Q_O =	mittlere Oberflächenabflusshöhe	(mm/a)
	Q_I =	Höhe des mittleren natürlichen Zwischenabflusses	(mm/a)
	$Q_{Dr\ddot{a}}$ =	Höhe des mittleren Drainageabflusses	(mm/a)

Nach DIN 4049 bezeichnet der Begriff der Grundwasserneubildung den Zugang von infiltriertem Wasser durch den Sickerraum zum Grundwasser. Während die Infiltration an der Obergrenze des durchwurzelten Bodenraums gemessen wird, findet die eigentliche Grundwasserneubildung an der Oberfläche des oberflächennahen Grundwasserkörpers statt (Abbildung 5). Grundwasserneubildung findet nur im obersten Grundwasserstockwerk statt, da die Speisung von tieferen Stockwerken als Zusickerung definiert ist.

Als Basisabfluss (Q_B) wird nach DIN 4059 der Teil des Abflusses bezeichnet, der nicht zum Direktabfluss eines die Anschwellung (eines Vorfluters) auslösenden Ereignisses zählt. Die Fließzeiten des Basisabflusses sind im Allgemeinen deutlich höher als die der Direktabflusskomponenten. Zum Basisabfluss gehören die Abflussanteile, die in den Boden infiltrieren und den Grundwasserraum erreichen. Dieses Wasser bewegt sich als grundwasserbürtiger Abfluss (Q_G) dem hydraulischen Potenzial folgend dem Vorfluter zu. Im langjährigen Mittel ist die Höhe des grundwasserbürtigen Abflusses nahezu gleich bleibend, sodass man bei Betrachtung größerer Zeiträume von einem Gleichgewicht zwischen der aus infiltrierten Niederschlägen dem Grundwasserraum zufließenden und der aus dem Grundwasserraum in die Vorfluter abströmenden Wassermenge sprechen kann. Als Teil des Wasserhaushalts eines Gebietes entspricht der grundwasserbürtige Abfluss nach DIN 4049 der Grundwasserneubildung.

Peschke (1997) und Schwarze et al. (1991) unterscheiden den Basisabfluss in den „kurzfristigen“ Basisabfluss (verzögerter Zwischenabfluss) und den „langfristigen“ Basisabfluss (grundwasserbürtiger Abfluss). Der langfristige Basisabfluss entspricht dabei weitestgehend der Grundwasserneubildung (Q_{gw}) (Peschke, 1997). Die mittlere Grundwasserneubildungsrate in einer Landschaft kann somit durch die folgende Gleichung bilanziert werden:

$$Q_{gw} = N - ET_{real} - QD \quad \text{Gl. 3}$$

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

Die Simulation der hydrologischen Situation in der Flussgebietseinheit Weser erfolgte basierend auf dem GROWA-Modell, welches von im Rahmen des BMBF-Förderschwerpunktes „Elbe-Ökologie“ zur Simulation der austragsrelevanten Abflusskomponenten und des Nitratabbauvermögens im Boden entwickelt und auf das gesamte Einzugsgebiet der Elbe angewendet worden ist (Kunkel und Wendland, 1998, 2002). In den Folgejahren wurde das GROWA-Modell sowohl kontinuierlich erweitert, z. B. zur expliziten Berücksichtigung gedränkter Flächen (Tetzlaff et al., 2008), als auch auf andere Landschaftsräume übertragen, z. B. auf die Bundesländer Niedersachsen und Nordrhein-Westfalen sowie die Metropolregion Hamburg (Dörhöfer et al., 2001; Bogena et al., 2003; Tetzlaff et al., 2003, 2004; Kunkel et al., 2006). Aus diesem Grunde wird an dieser Stelle auf eine ausführliche Beschreibung des GROWA-Modells verzichtet und nur die grundlegende Verfahrensweise dargestellt. Ausführlichere Modellbeschreibungen finden sich in den oben angegebenen Literaturstellen.

3.2.1.2 Berechnung der Gesamtabflusshöhe

Das Wasserhaushaltsmodell GROWA (Kunkel und Wendland, 2002) ist ein empirisches Verfahren, mit dem verschiedene Wasserhaushaltskomponenten flächendifferenziert berechnet werden können: reale Verdunstungshöhe, Gesamtabflusshöhe, Direktabflusshöhe und Grundwasserneubildungshöhe. Die Berechnung der realen Verdunstungshöhe basiert auf der Beziehung von Renger und Wessolek (DVWK, 1996), die aus umfangreichen Feldversuchen zur Ermittlung der realen Verdunstung für verschiedene Landnutzungsarten (Ackerland, Grünland, Laubwald, Nadelwald) abgeleitet wurde. Der Gültigkeitsbereich der von Renger und Wessolek angegebenen Beziehung ist auf Ebene, grundwasserferne und unversiegelte Standorte beschränkt. Hennings (2000) gibt für das Verfahren eine maximale Hangneigung von 3,5 % an. Darüber hinaus gelten noch klimatologische Einschränkungen. Bei landwirtschaftlicher Nutzung soll der Jahresniederschlag 800 mm und bei forstwirtschaftlicher Nutzung 1.300 mm nicht überschreiten.

Um eine flächendeckende Berechnung der Gesamtabflusshöhen zu gewährleisten, wurden von Kunkel und Wendland (2002), Bogena et al. (2003) und Tetzlaff et al. (2004) Erweiterungen der Methodik im Hinblick auf die Berücksichtigung von Relief, Grundwassereinfluss, Versiegelung und Geologie vorgenommen. Die Gesamtabflusshöhen werden nach diesem Ansatz nach der folgenden Beziehung berechnet:

$$\begin{aligned}
 Q_{ges} &= N_j - ET_{real} \\
 &= N_j - f_h \cdot \left[a \cdot N_{So} + b \cdot N_{Wi} + c \cdot \log(W_{pfl}) + d \cdot ET_{pot} + e \cdot V + g \right]
 \end{aligned}
 \tag{Gl. 4}$$

mit:	ET_{real}	mittlere jährliche Höhe der realen Verdunstung	(mm/a)
	f_h	topographischer Korrekturfaktor	(-)
	N_j	Jahresniederschlagshöhe	(mm/a)
	N_{So}	Niederschlagshöhe im hydrologischen Sommerhalbjahr	(mm/a)
	N_{Wi}	Niederschlagshöhe im hydrologischen Winterhalbjahr	(mm/a)

W_{pfl} :=	pflanzenverfügbare Bodenwassermenge	(mm)
ET_{pot} :=	mittlere jährliche potenzielle Verdunstung	(mm/a)
V :=	Versiegelungsgrad	(%)
a, \dots, g :=	bodenbedeckungsabhängige Koeffizienten	

Als Basisdaten werden klimatische Größen (Niederschlag und potenzielle Verdunstung), Bodenparameter (pflanzenverfügbares Bodenwasser) und die Versiegelung benötigt. Die Regressionskoeffizienten (a, \dots, g) sind abhängig von der jeweils vorliegenden Bodenbedeckung. Die Werte können Tabelle 4 entnommen werden

Tabelle 4: Konstanten für die Verdunstungsberechnung

Landnutzung	a	b	c	d	e
Ackerland	0,08	0,39	153	0,12	-109
Grünland	0,10	0,48	286	0,10	-330
Nadelwald	0,29	0,33	166	0,19	-127
Laubwald	0,05	0,05	0	0,02	430,1

Quelle: Nach Renger und Wessolek (DVWK, 1996).

Den Definitionen nach DIN 4049 folgend wird der Gesamtabfluss im GROWA-Modell in die vier Abflusskomponenten Oberflächenabfluss, Dränabfluss, (natürlicher) Zwischenabfluss und Grundwasserneubildung aufgeteilt:

$$Q_{Ges} = Q_O + Q_D + Q_Z + Q_{Gw} \quad \text{Gl. 5}$$

mit:	Q_{Ges} :=	mittlere jährliche Gesamtabflusshöhe	(mm/a)
	Q_O :=	mittlere jährliche Oberflächenabflusshöhe	(mm/a)
	Q_D :=	mittlere jährliche Dränabflusshöhe	(mm/a)
	Q_Z :=	mittlere jährliche Zwischenabflusshöhe	(mm/a)
	Q_{Gw} :=	mittlere jährliche Grundwasserneubildungshöhe	(mm/a)

Diese Abflusskomponenten werden durch zeitlich konstante Abflussanteile beschrieben, die jeweils von verschiedenen Standortkenngrößen abhängig sind:

$$Q_{Ges} = r_o \cdot Q_{Ges} + r_d \cdot Q_{Ges} + r_z \cdot Q_{Ges} + r_b \cdot Q_{Ges} \quad \text{Gl. 6}$$

mit:	Q_{Ges} :=	Oberflächenabfluss	(mm/a)
	r_o :=	Oberflächenabflussanteil	(-)
	r_d :=	Dränabflussanteil	(-)
	r_z :=	natürlicher Zwischenabflussanteil	(-)
	r_b :=	Basisabflussanteil	(-)

3.2.1.3 Berechnung der Höhe des Oberflächenabflusses

Die Oberflächenabflusshöhe ist eine wichtige Grundlage für die Bestimmung der durch Abschwemmung und Erosion in die Oberflächengewässer transportierten Nährstoffe. Vor allem als Eintragspfad für Phosphor spielt die Abschwemmung eine wesentliche Rolle.

Das Auftreten von Oberflächenabfluss ist im Allgemeinen an Starkregenereignisse gebunden und auf stark reliefierte Mittelgebirgsregionen und grundwassernahe Standorte beschränkt. Aus diesem Grund erfolgt die Ermittlung des Oberflächenabflusses bei hydrologischen Fragestellungen in der Regel mit zeitlich hoch aufgelösten Modellen.

Hierzu werden weitere Eingangsdaten benötigt, die für Modellierungen auf Bundesländerebene in der erforderlichen Qualität und Quantität nicht zur Verfügung stehen. Zudem interessieren für die vorliegende Fragestellung langjährige mittlere Wasserhaushaltsverhältnisse, weshalb ein vereinfachter Ansatz des US Soil Conservation Service (1972) verwendet wurde, in dem die Höhe des Oberflächenabflusses als von der Niederschlagshöhe abhängiger Anteil an der Gesamtabflusshöhe ausgedrückt wird:

$$Q_O = Q_{ges} \cdot 2 \cdot 10^{-6} \cdot (N_{Jahr} - 500)^{1,65} \quad \text{Gl. 7}$$

mit:	$Q_O =$	mittlere jährliche Oberflächenabflusshöhe	(mm/a)
	$N_{Jahr} =$	mittlere jährliche Niederschlagshöhe	(mm/a)
	$Q_{Ges} =$	mittlere jährliche Gesamtabflusshöhe	(mm/a)

Nach dieser Gleichung wird für Gebiete mit weniger als 800 mm Jahresniederschlag (wie z. B. in der Hildesheimer Bucht) ein sehr geringer Oberflächenabfluss berechnet. Bei Niederschlägen von 1.000 mm/a beträgt der Anteil des Oberflächenabflusses am Gesamtabfluss ca. 5 % und steigt bis auf über 10 % bei Jahresniederschlägen von 1.500 mm, was den Verhältnissen in den Höhenlagen der Mittelgebirge nahe kommt.

3.2.1.4 Berechnung der Sickerwasserhöhe

Die Sickerwasserrate, die die Höhe der Nitratkonzentration im Sickerwasser maßgeblich beeinflusst, ergibt sich aus der Differenz von Gesamt- und Oberflächenabflusshöhe:

$$Q_{SW} = Q_{ges} - Q_O \quad \text{Gl. 8}$$

mit	$Q_{SW} =$	Sickerwasserrate	(mm/a)
	$Q_{Ges} =$	mittlere jährliche Gesamtabflusshöhe	(mm/a)
	$Q_O =$	mittlere jährliche Oberflächenabflusshöhe	(mm/a)

3.2.1.5 Separierung von Grundwasserneubildung, natürlichem Zwischenabfluss und Abfluss aus Dränagen

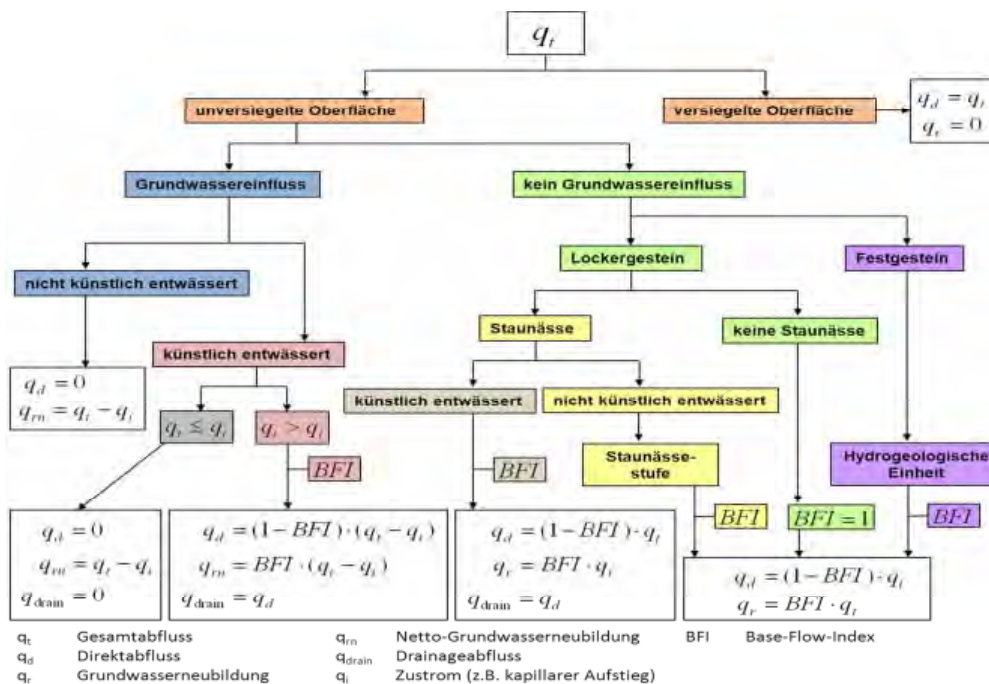
Die in den Boden einsickernden Abflussanteile gelangen als Zwischenabfluss, Drainageabfluss oder als Grundwasserabfluss in die Oberflächengewässer. Zur Ermittlung der Zusickerungsraten zum Grundwasser (Grundwasserneubildungshöhe) wird im GROWA-Modell eine Abflussseparation auf der Basis statischer Basisabflussanteile durchgeführt. Hierbei wird die Basisabflusshöhe im langjährigen Mittel als konstanter, von bestimmten Flächeneigenschaften abhängiger Anteil an der Gesamtabflusshöhe beschrieben:

$$Q_{gw} = BFI \cdot Q_{ges} \tag{Gl. 9}$$

- mit:
- Q_{gw} = mittlere jährliche Grundwasserneubildungshöhe (mm/a)
 - BFI = Basisabflussanteil (-)
 - Q_{ges} = mittlere jährliche Gesamtabflusshöhe (mm/a)

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

Abbildung 6: Hierarchie der abflussrelevanten Gebietseigenschaften zur Ableitung der BFI-Werte im GROWA-Modell



Quelle: Hermann et al. (2013).

Zunächst wird für den betreffenden Standort bestimmt, ob eine nennenswerte Versiegelung vorliegt. Liegt keine Versiegelung vor, wird überprüft, ob eine künstliche Entwässerung landwirtschaftlich genutzter Flächen zu erwarten ist. In diesem Fall werden nach dem Ansatz von Kuhr (2006) und Tetzlaff et al. (2008a) 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 abflusswirksamer Standortparameter angesehen.

Für die sechs abflussrelevanten Gebietseigenschaften (Abbildung 6) wurden unterschiedliche Standortklassen definiert, denen jeweils ein BFI-Wert zugeordnet wurde. Dies sind im Detail:

- Versiegelungsklassen zur Ausweisung der Grundwasserneubildung in urbanen Regionen entsprechend des Versiegelungsgrades
- Klassen zur Berücksichtigung künstlich entwässerter Regionen
- Klassen zur Unterscheidung des Einflusses des Grundwasserflurabstandes (in Lockergesteinsbereichen)
- Klassen zur Differenzierung des Staunäseeinflusses (in Lockergesteinsbereichen)
- Neigungsklassen zur Berücksichtigung des Einflusses der Hangneigung (in Lockergesteinsbereichen)
- Klassen zur Berücksichtigung des Einflusses der geologischen Untergrundverhältnisse (in Festgesteinsbereichen)

Die Basisabflussanteile wurden anhand gemessener Abflusswerte für die betrachtete Zeitreihe einzugsgebietsbezogen kalibriert. Hierzu wurde die Summe der BFI-Werte jedes Standortparameters eines Einzugsgebietes, gewichtet mit dem jeweiligen Flächenanteil, mit den beobachteten BFI-Werten verglichen. Die BFI-Werte der Standortmerkmale wurden in einem nächsten Schritt so variiert, dass die Übereinstimmung zwischen den berechneten und gemessenen einzugsgebietsbezogenen Werten für alle betrachteten Einzugsgebiete optimal war. Das bestimmende Maß hierfür war das Minimum der kleinsten Fehlerquadrate (Maximum Likelihood). Zur Abtrennung der Grundwasserneubildung aus den gemessenen Pegelwerten wurde in Lockergesteinsregionen das Verfahren nach Wundt (1958) und in Festgesteinsgebieten das Verfahren nach Kille (1970) angewandt. Als Ergebnis der Kalibrierung ergab sich ein Satz von BFI-Werten, der für die Gesamtheit der betrachteten Einzugsgebiete zu einer optimalen Anpassung führt. Dieser Parametersatz wurde anschließend flächendeckend angewendet.

Aufgrund von Boden- und Landnutzungsverhältnissen kann die Intensität der Dränung variieren. Dies wird bei der Wasserhaushaltsmodellierung durch die Unterscheidung von vier Standorttypen berücksichtigt: „Marschen“, „Gleye und Moore“, „verrohrte Flächen“ und „sonstige Dränflächen“. Die Anteile ergeben sich aus der Kalibrierung an gemessenen Abflussdaten, wobei sich die

Kalibrierung jedoch in dem Rahmen zu bewegen hat, der durch Literaturangaben zu veröffentlichten Messergebnissen belegt ist. Eine Literaturlauswertung 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*-erreichten Werte zwischen 20 und 30 % (0,2 bis 0,3).

3.2.1.6 Datengrundlagen

Für die Wasserhaushaltsmodellierung wurden umfangreiche klimatische, topographische, pedologische und hydrogeologische Datengrundlagen sowie ein flächendeckender Datensatz zur Bodennutzung benötigt (siehe Tabelle 5). Die Daten wurden bestehenden digitalen thematischen Datenbeständen der Länder entnommen. Bei der Auswahl der Datensätze war entscheidend, dass sie einerseits flächendeckend für die Pilotgebiete verfügbar waren und andererseits eine hohe räumliche Auflösung aufwiesen.

Tabelle 5: Verwendete Datengrundlagen zur Wasserhaushaltsmodellierung mit GROWA

	Datengrundlagen	Maßstab
Bodenbedeckung	Landnutzungskategorie	1 : 25 000
Klima	Niederschlag (Mai – Oktober) Niederschlag (November – April) Potenzielle Verdunstung	Rasterwerte, disaggregiert auf 50 m
Topographie	Hangneigung Hangexposition	50 x 50 m ²
Bodenparameter	Pflanzenverfügbares Bodenwasser Grundwassereinfluss Staunässeinfluss	1 : 50 000
Geologie	Hydrogeologische Gesteinseinheiten	1 : 200 000
Grundwassergleichen	Flurabstand	1 : 200 000

Quelle: Tetzlaff (2006).

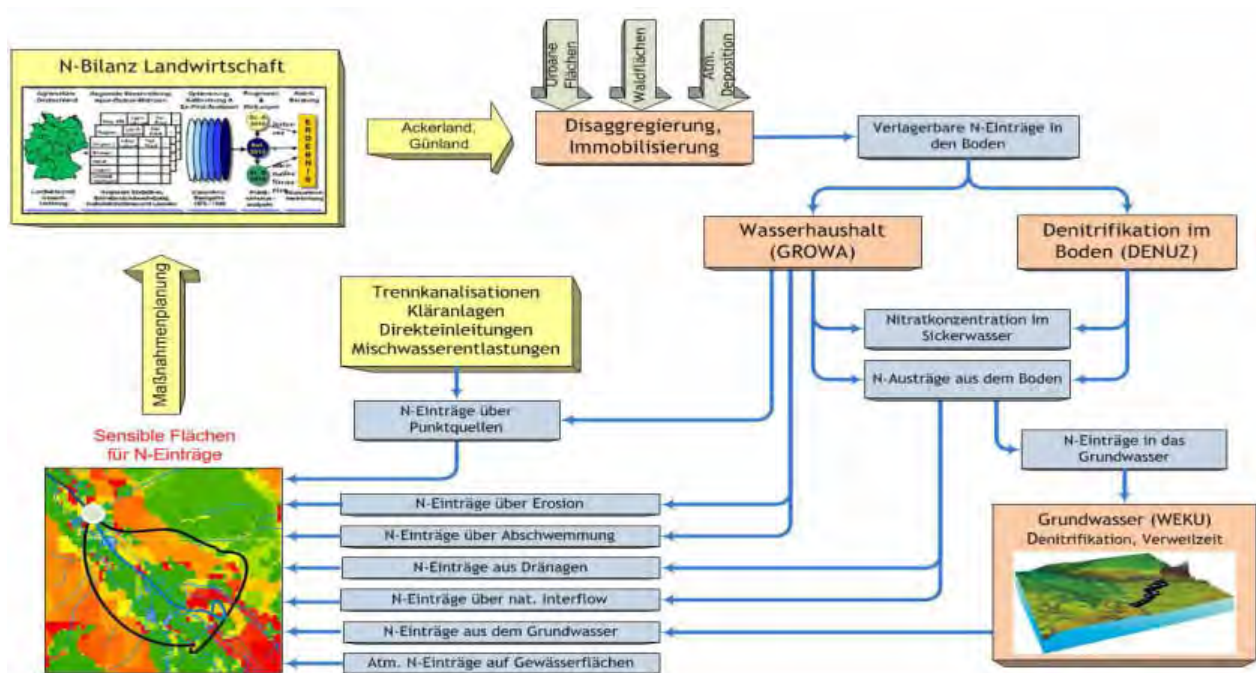
Die Eingangsdaten lagen teilweise im Vektorformat, teilweise aber auch als Rasterdaten mit einer Zellengröße zwischen 50 und 250 m vor und wurden im Vorfeld der Modellierung auf ein Raster mit der für die Modellierung verwendeten Zellengröße von 100 m vereinheitlicht. Das Aufbereiten, Vorhalten und Darstellen der Daten erfolgte mit ArcGIS.

3.2.2 Simulation der diffusen Stickstoffeinträge in das Grundwasser und in die Oberflächengewässer

Mit den gekoppelten Modellen GROWA-DENUZ-WEKU des FZJ wird eine flächendifferenzierte Modellierung der diffusen Stickstoffeinträge in das Grundwasser und die Oberflächengewässer über die verschiedenen Austragspfade unter Berücksichtigung des Nitratabbaus in Boden und Grundwasser vorgenommen. Hierzu werden die Modelle DENUZ (Kunkel und Wendland, 2006) und WEKU (Kunkel und Wendland, 1997), die in Kapitel 3.2.2 und 3.2.3 erläutert werden, mit flächendifferenzierten Angaben zur verlagerbaren Stickstoffmenge im Boden verknüpft.

Abbildung 7 zeigt schematisch die Kopplung der einzelnen Modellbausteine zur Quantifizierung der diffusen Stickstoffeinträge in die Grund- und Oberflächengewässer. Grundlage für eine nach den Abflusskomponenten differenzierende, eintragspfadbezogene Quantifizierung der diffusen Stickstoffeinträge in das Grundwasser und die Oberflächengewässer ist die flächendifferenzierte Simulation der Wasserhaushaltssituation mit dem GROWA-Modell (siehe Kapitel 3).

Abbildung 7: Schematische Darstellung diffuser Stickstoffeinträge in das Grundwasser und die Oberflächengewässer (GROWA-DENUZ-WEKU-Modell)



Quelle: Eigene Darstellung.

Aus dem Gesamtabfluss werden die Abflusskomponenten Oberflächenabfluss, natürlicher Zwischenabfluss, Dränabfluss und Grundwasserneubildung (Basisabfluss, Grundwasserabfluss) bestimmt, welche die Hauptaustragspfade für Stickstoff darstellen. Gekoppelt an die Abflusskomponenten gelangt Stickstoff mit unterschiedlicher Zeitverzögerung nach seinem Eintrag in die

Oberflächengewässer. Auf seinem Transport in der ungesättigten Zone und im Grundwasserraum unterliegt die wichtigste verlagerbare Stickstoffverbindung im terrestrischen System, das Nitrat, Abbauprozessen. Durch diesen Prozess können die Belastungen unterliegender Gewässersysteme mit Stickstoff je nach Standortbedingung deutlich verringert werden, sofern die Abbaukapazität der Gesteins- und Sedimentformationen nicht erschöpft ist.

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

Zur Bestimmung der grundwasserbürtigen Stickstoffeinträge in die Flüsse wird zunächst eine flächendifferenzierte Analyse der Fließwege und Verweilzeiten im Grundwasser, basierend auf dem WEKU-Modell, durchgeführt. Diese Verweilzeitenanalyse ist vor allem für die Modellierung der u. a. zeitabhängigen Nitratabbauvorgänge im Grundwasser reduzierter Grundwässer entscheidend. Die Einstufung in reduzierte Aquifere und oxidierte Aquifere erfolgt auf der Basis von Grundwassergütedaten.

Die modellierten Stickstoffeinträge in die Oberflächengewässer werden anhand von im Flusslauf gemessenen Stickstoffkonzentrationen auf Plausibilität überprüft. Bei der Plausibilitätsüberprüfung der Modellrechnungen ist zu berücksichtigen, dass die in einem Flusslauf realisierten Stickstofffrachten sich nicht nur aus den diffusen Einträgen zusammensetzen, sondern immer auch einen Anteil an punktuellen Einträgen aufweisen. Dementsprechend werden die Stickstoffeinträge über Trennkanalisationen, kommunale Kläranlagen und industriellen Direkteinleitungen sowie über Mischwasserentlastungen gesondert ausgewiesen.

3.2.2.1 Quantifizierung der atmosphärischen Stickstoffdeposition auf Wasserflächen

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

Die durch atmosphärische Deposition auf Wasserflächen eingetragenen Stickstoffmengen wurden basierend auf den von Gauger et al. (2008) ermittelten Werten der atmosphärischen Stickstoffdeposition abgeleitet (vgl. Kapitel 4.5). Gebietskulisse hierfür waren sämtliche Wasserflächen des DLM25, die an Fließgewässer angeschlossen sind. Dies sind einerseits explizit als Polygone ausgewiesene Wasserflächen, wie z. B. Binnenseen und große Ströme, und andererseits als Linien dargestellte Wasserflächen, wie z. B. kleine Flussläufe, Gräben und Kanäle.

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

Die Quantifizierung der atmosphärischen Stickstoffdeposition auf Wasserflächen erfolgte dann nach Einzugsgebieten getrennt durch Verknüpfung der flächenhaft für das Bundesland vorliegenden Stickstoffdepositionswerte mit den ausgewiesenen Wasserflächen. Hieraus wurde dann ein Mittelwert der Stickstoffdeposition auf den Gewässerflächen des jeweiligen Einzugsgebietes bestimmt.

3.2.2.2 Quantifizierung der Stickstoffeinträge in die Oberflächengewässer über Abschwemmung

Über die Abschwemmung wird gelöster Stickstoff mit dem Oberflächenabfluss (d. h. an der Erdoberfläche) in den Vorfluter eingetragen. Die flächendifferenzierte Modellierung der Stickstoffeinträge über Abschwemmung setzt daher eine Modellierung der Höhe des Oberflächenabflusses voraus (vgl. Kapitel 3.3). Zu nennenswerten Abschwemmungsprozessen bis in das Oberflächengewässer kommt es aber nur von Flächen mit folgenden Standortbedingungen:

- Böden mit Lehm im Oberboden: Hierbei wird davon ausgegangen, dass sich in Lehmböden aufgrund ihrer geringen Durchlässigkeit im Oberboden wassergesättigte Verhältnisse ausbilden können, die Abschwemmungsprozesse begünstigen.
- Landwirtschaftlich genutzte Flächen: Hierbei wird unterstellt, dass es nur auf Acker- und Grünlandflächen zur Bildung von Oberflächenabfluss und damit zu Abschwemmungsprozessen kommt.
- Flächen ohne künstliche Entwässerung: Künstliche Entwässerungssysteme wurden angelegt, um die Versickerung und den Transport von Wasser im Boden zu beschleunigen. Folglich ist davon auszugehen, dass Abschwemmungsprozesse nur auf Flächen auftreten, die nicht künstlich entwässert werden.
- Flächen mit einer Hangneigung über 2 %: Hierbei wird unterstellt, dass nur Flächen mit einer Hangneigung $>2\%$ nennenswerte Oberflächenabflusshöhen aufweisen.

- Flächen mit direkter Anbindung an ein Oberflächengewässer: hierbei wird unterstellt, dass nur Flächen mit einer direkten Anbindung an ein Oberflächengewässer Abschwemmungsprozessen unterliegen.

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

Für die nach der oben beschriebenen Vorgehensweise identifizierten Teilflächen wird anschließend der Anteil des Oberflächenabflusses am Gesamtabfluss, basierend auf der mittleren mit dem Wasserhaushaltsmodell GROWA modellierten Oberflächenabflusshöhe, bestimmt. Für diese Teilflächen wird dann unterstellt, dass ein dem Anteil des Oberflächenabflusses entsprechender Anteil der verlagerbaren Stickstoffmenge im Boden über Abschwemmung in die Oberflächengewässer gelangt.

3.2.2.3 Quantifizierung der Stickstoffeinträge in die Oberflächengewässer über Erosion

Zur Modellierung des Stickstoffeintrags über Erosion müssen diejenigen Ackerflächen bekannt sein, die an Fließwege angeschlossen sind. Hierzu werden diese im GIS mit einer Bandbreite versehen. Sedimentliefergebiete sind dann ausschließlich erodierende Ackerflächen mit direktem Anschluss an die reliefbedingten Fließwege. Durch diese Vorgehensweise wird sichergestellt, dass einerseits die Liefergebiete von Sediment und partikulärem Stickstoff räumlich verortet werden können und andererseits das Sedimenteintragsverhältnis, d. h. das Verhältnis von in die Oberflächengewässer eingetragener Sedimentfracht zur Bodenabtragssumme, räumlich differenziert berechnet werden kann.

Die Höhe der partikulären Stickstoffeinträge ist neben der in das Gewässer eingetragenen Sedimentmenge auch vom Stickstoffgehalt des erodierten Oberbodens abhängig (Gl. 20). Diese Daten müssen als Gehalte in Gesamtstickstoff zur Verfügung stehen. Teilweise stehen regionalspezifische Untersuchungen zur Verfügung, die für die Studie genutzt werden können. Ansonsten wird auf Standardwerte zurückgegriffen, die im Rahmen eigener Studien ermittelt wurden.

3.2.2.4 Quantifizierung des Nitratabbaus im Boden (DENUZ-Modell)

Die im Boden vorliegenden Stickstoffüberschüsse gelangen im Allgemeinen nicht vollständig in das Grundwasser bzw. in die Oberflächengewässer. Durch mikrobielle Umsetzungsprozesse im Boden kann ein Teil der organischen und mineralischen Stickstoffverbindungen in reduzierte gasförmige Stickstoffverbindungen umgewandelt werden, die den Bodenraum in die Atmosphäre verlassen können. Das Ausmaß und die Kinetik der Denitrifikation im Boden hängen in komplexer Weise von einer Vielzahl verschiedener Einflussfaktoren ab. Begünstigend für eine Denitrifikation im Boden sind beispielsweise eine hohe Bodenfeuchte, hohe Bodendichte und hohe Bodentemperaturen. Im Gegensatz dazu ist mit einer gehemmten Denitrifikation bei zur Versauerung neigenden Böden und reduziertem Humusgehalt zu rechnen (siehe auch Hoffmann, 1991; Wendland, 1992; Köhne und Wendland, 1992; Wendland et al., 1993; Kunkel und Wendland, 2006; Kreins et al., 2010). Für die Modellierung der Denitrifikation im Boden wird eine Michaelis-Menten Kinetik zugrunde gelegt (siehe Tabelle 6):

$$\frac{dN(t)}{dt} + D_{\max} \cdot \frac{N(t)}{k + N(t)} = 0 \quad \text{Gl. 10}$$

mit:	$N_{(t)}$:	Nitratgehalt im Bodens nach der Verweilzeit t	(kg N/(ha·a))
	t:	Verweilzeit	(a)
	D_{\max} :	maximale Denitrifikationsrate	(kg N/(ha·a))
	k:	Michaelis-Konstante	(kg N/(ha·a))

D_{\max} bezeichnet hierbei die von den Milieubedingungen abhängige maximale Denitrifikationsrate eines Bodens, die sich aus Bodeneigenschaften ableiten lässt. Hierzu wurde auf eine in Niedersachsen erstellte Studie (Wienhaus et al., 2008) zurückgegriffen, in der die Nitratabbaueigenschaften von Böden auf Basis der Bodenkarte 1 : 50.000 ausgewiesen worden sind. Dabei wurden in Abhängigkeit von Bodentyp und Grundwasserbeeinflussung fünf Klassen unterschiedlicher Denitrifikationsbedingungen bzw. maximaler Denitrifikationsraten festgelegt.

Die Michaelis-Konstante (k), welche die Kinetik der Denitrifikation im Bereich geringer Konzentrationen bestimmt, wurde nach Köhne und Wendland (1992) auf Werte zwischen 18,7 kg N/(ha·a) (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.

Tabelle 6: Denitrifikation in der Wurzelzone von Böden

Denitrifikationsstufen		Jährlicher Nitratabbau kg N/ha·a	Grund-/ Stauwassereinfluss	Geologische Ausgangssubstrate	Bodentypen (Beispiele)
Nr.	Bezeichnung				
1	sehr gering	< 10 [10]	[Trocken] Ganzjährig keine Wassersättigung	[Gering humos] Flachgründig verwitterte Festgesteine, tiefgründig verwitterte sandige Festgesteine, sandige Lockergesteine	Felshumusboden, Syrosem ¹⁾ , Ranker, Regosol ¹⁾ , Rendzina, Braunerde ¹⁾ , Podsol ¹⁾
2	gering	10-30 [20]	[Trocken] Ganzjährig keine Wassersättigung	[Humos] Alluvium, Kolluvium, schluffige und tonige Lockergesteine, erhöhte Humusgehalte, auch im Unterboden	Pararendzina ¹⁾ , Parabraunerde ¹⁾ , Pelosol, Tschernosem ²⁾ , Auenboden ²⁾ , Kolluvisol ¹⁾ , Plaggensch ¹⁾
			[Zeitweise nass] Grund- oder Stauwassereinfluss	[Gering humos] Sandige Lockergesteine, geringe Humusgehalte	Podsol-Gley (Sand-Gley), Pseudogley
3	mittel	30-50 [40]	[Zeitweise nass] Grund- oder Stauwassereinfluss	[Gering humos] Schluffig-lehmige Lockergesteine, geringe Humusgehalte	Gley-Pseudogley, Pseudogley-Gley, Haftenäsepsseudogley
4	hoch	50 -> 150 [60]	[Zeitweise nass] Grund- oder Stauwassereinfluss	[Humos] Nicht sandige, fluviale, limnogene und marine Lockergesteine	Gley, Stagnogley, Gley-Auenboden ³⁾
			[Zeitweise nass] Grundwasser nur zeitweise im Torfkörper	[Torfe] Hoch- und Niedermoor-torfe	Niedermoor, Hochmoor
5	sehr hoch	>> 150 [100]	[Nass] Ganzjähriger Grundwassereinfluss (MHGW ≤ 6 dm)	[Humos-reduzierter Schwefel] Tschernosem, fluviale, limnogene und marine Lockergesteine, (Gesteine mit hohem Anteil an C und reduziertem S ⁴⁾)	Gley-Tschernosem, Marschböden
				[Torfe] Torfe, torfhaltige Substrate, organische Mudden	Niedermoor, Hochmoor, Moorgley, Organomarsch

(GÄTH et al. 1997, NLFb-Arbeitskreis „Bodenkundliche Beratung in WSG“, modifiziert).

1) Bei mittleren bis starken Gley- oder Pseudogleymerkmalen eine Stufe höher.

2) Bei mittleren bis starken Pseudogleymerkmalen eine Stufe höher.

3) Bei organischer Substanz > 1 % oder Sulfitvorkommen im gesättigten Bereich eine Stufe höher.

4) Zum Beispiel: Lias, Untere Kreide und Braunkohle- bzw. pyrithaltige Geschiebelehne.

Quelle: Nach Wienhaus et al. (2008).

Die Verweilzeit des Sickerwassers im Boden (Gl. 11) wird dabei aus der Feldkapazität des Bodens und der Sickerwasserrate abgeleitet (Hennings, 2000; Müller und Raissi, 2002; Müller, 2004), wobei der Index i dabei über alle denitrifizierenden Schichten des Bodenprofils läuft:

$$t_{\text{Boden}} = \frac{1}{Q_{\text{SW}}} \sum_i nFK_i \cdot d_i \quad \text{Gl. 11}$$

mit::	t_{Boden}	Verweilzeit des Sickerwassers im Boden	(a)
	Q_{sw} :	Sickerwasserrate	(mm/a)
	nFK_i :	Wasserspeichervermögen (nutzbare. Feldkapazität)	(mm/dm)
	d_i	Schichtmächtigkeit	(dm)

Die Denitrifikation im Boden, in der nachfolgenden Gleichung als d_{Boden} bezeichnet, ergibt sich dann aus dem Verhältnis des Nitrat-N-Austrags aus dem Boden, der durch (numerisches) Lösen von Gl. 12 berechnet werden kann, und der verlagerbaren Stickstoffmenge.

$$d_{\text{Boden}} = \frac{N(D_{\text{max}}, k, N_0, t_{\text{Boden}})}{N_0} \quad \text{Gl. 12}$$

mit:	d_{Boden}	relative Denitrifikationsverluste im Boden	(-)
	N :	Auswaschungsgefährdete Nitrat-N-Menge unterhalb der Wurzelzone	(kg N/(ha·a))
	N_0 :	Verlagerbare Stickstoffmenge im Boden	(kg N/(ha·a))

3.2.2.5 Modellierung der Nitratkonzentration im Sickerwasser

Durch Kombination der Verweilzeit des Sickerwassers im Boden mit den Stickstoffüberschüssen im Boden (RAUMIS-Modellergebnis des Thünen-Institutes) und den Denitrifikationsbedingungen im Boden werden durch (numerisches) Lösen die Denitrifikationsverluste im Boden berechnet und die verlagerbaren Stickstoffausträge aus dem Boden quantifiziert. Durch Kombination der Stickstoffausträge aus dem Boden mit der vom GROWA-Modell ausgewiesenen Sickerwasserrate lässt sich hieraus die Nitratkonzentration im Sickerwasser (c_{NO_3}) berechnen.

$$c_{\text{NO}_3} = \frac{443 \cdot d_{\text{Boden}}}{Q_{\text{SW}}} \quad \text{Gl. 13}$$

mit:	c_{NO_3} :	Potenzielle Nitratkonzentration im Sickerwasser	(mg/l)
	$N(t)$:	Nitrat-Stickstoffausträge aus dem Boden nach Verweilzeit t	(kg N/(ha·a))
	Q_{SW} :	Sickerwasserrate	(mm/a)

3.2.2.6 Ankopplung der verlagerbaren Stickstoffmenge im Boden an die austragsrelevanten Abflusskomponenten

Eine Reihe von Untersuchungen belegen, dass in der ungesättigten Zone unterhalb des durchwurzelten Bodenbereichs kein nennenswerter Nitratabbau stattfindet (z. B. Voss, 1985; Schulte-Kellinghaus, 1987; Obermann, 1982; Fraters, 2006; Broers et al., 2004). Die verlagerbare Stickstoffmenge im Boden wird entweder mit der Grundwasserneubildung in das Grundwasser oder über den Direktabfluss (Dränageabfluss oder natürlicher Zwischenabfluss) in die Vorfluter eingetragen.

Geht man davon aus, dass die verlagerbare Stickstoffmenge aus dem Boden nach der Passage der Wurzelzone festgelegt ist, d. h., dass die Denitrifikation in tieferen Schichten der ungesättigten Zone vernachlässigt werden kann, so teilen sich die Stickstoffeinträge in das Grundwasser bzw. die Oberflächengewässer entsprechend den Ergebnissen des GROWA-Modells für das Verhältnis Grundwasserneubildung/Direktabfluss auf. Ein Teil gelangt über den Direktabfluss, d. h. die schnell abfließenden Wasserhaushaltskomponenten (natürlicher Zwischenabfluss und Dränabfluss), ohne weitere Denitrifikation in die Oberflächengewässer, der andere Teil gelangt über die Grundwasserneubildung in den Aquifer. Wenn die Wasserhaushaltsmodellierung mit GROWA also ergeben hat, dass eine Rasterzelle zu 80 % Direktabfluss durch natürlichen Zwischenabfluss oder Dränageabfluss aufweist, so bedeutet dies gleichsam, dass 80 % der Stickstoffausträge aus dem Boden über den Direktabfluss in die Oberflächengewässer gelangen.

Für die übrigen 20% der aus dem Boden ausgewaschenen Stickstoffmenge, ist in diesem Fall also der reaktive Stickstofftransport im Aquifer zu berücksichtigen. Dies erfolgt über das Modell WEKU (Kunkel und Wendland, 1997,2000, 2006; Wendland et al., 2004). Auf diese Weise wird der beim Transport des Grundwassers im Aquifer in einigen Regionen stattfindende Nitratabbau berücksichtigt.

3.2.3 Simulation der grundwasserbürtigen Stickstoffeinträge in die Oberflächengewässer (WEKU-Modell)

Gelangt Nitrat mit dem neu gebildeten Grundwasser in den Aquifer, so ist dessen Ausbreitung, neben den hydrogeologischen Bedingungen, auch von Abbauprozessen im Aquifer abhängig. Nitrat kann über mikrobiell gesteuerte Redox-Reaktionen mineralisiert, also in N_2O oder N_2 reduziert werden. Die Denitrifikation kann anhand der Stoffwechselart der beteiligten Bakterien in die heterotrophe Denitrifikation und die autotrophe Denitrifikation unterschieden werden. Denitrifikationsprozesse, die auf organische Kohlenstoffquellen angewiesen sind, werden als heterotroph bezeichnet (Obermann, 1982). Erfolgt der Nitratabbau dagegen unter Beteiligung von Pyrit, so spricht man von autotropher Denitrifikation (Kölle, 1989).

Die Reaktionskinetik der autotrophen Denitrifikation wurde von Böttcher et al. (1985, 1989) auf der Basis umfangreicher mehrjähriger Geländeuntersuchungen im Anströmungsbereich eines Brunnens des Wasserwerks Fuhrberg unter Berücksichtigung wichtiger Randbedingungen (z. B. Höhe der Grundwasserneubildung, Stoffkonzentration im neu gebildeten Grundwasser, 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 Stickstoffeinträge in die Oberflächengewässer müssen daher im Wesentlichen drei Größen bekannt sein

1. Stickstoffeinträge in den Aquifer
2. Denitrifikationsbedingungen bzw. Nitratabbauvermögen im Aquifer
3. Verweilzeit des Grundwassers im Aquifer

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

3.2.3.1 Modellierung der Grundwasserverweilzeiten im oberen Aquifer

Bei der Modellierung der grundwasserbürtigen Stickstoffeinträge in die Oberflächengewässer spielt, neben den kinetischen Parametern der Denitrifikation im Grundwasser, insbesondere das Weg-/Zeitverhalten der grundwasserbürtigen Abflusskomponente eine entscheidende Rolle.

Zur Modellierung der Verweilzeiten ist es erforderlich, eine Vorstellung über die im Aquifer ablaufenden Strömungsvorgänge zu entwickeln. Bei mikro- und mesoskaligen Untersuchungsgebieten kann dies durch eine numerische Grundwassermodellierung erfolgen, bei der die Druckverhältnisse im Aquifer durch Berücksichtigung von Erkenntnissen aus Bohrdaten, Grundwasserständen und/oder hydrogeologischen Schnitten tiefenaufgelöst nachgebildet werden können.

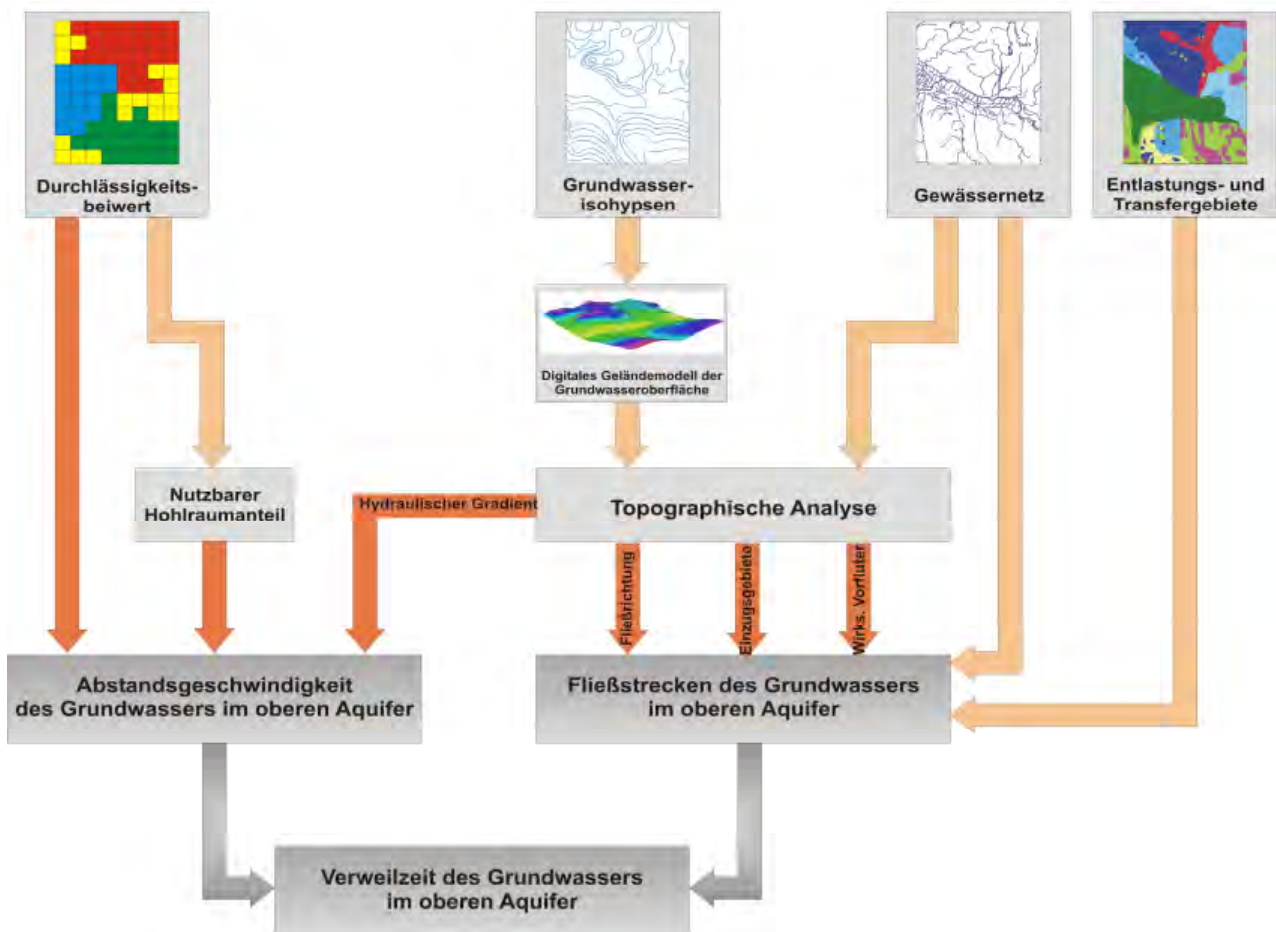
Für gesamte Bundesländer stehen hingegen im Allgemeinen nur Datengrundlagen ohne detaillierte Tiefenauflösung zur Verfügung. Da auch keine Bohrprofile, Grundwasserstände oder hydrogeologische Schnitte in ausreichender Menge auf Landesebene vorliegen, kann lediglich eine zweidimensionale Modellierung der Verweilzeiten des Grundwassers bzw. des reaktiven Nitrattransports im Grundwasser vorgenommen werden. Hierbei wird vereinfachend angenommen, dass das Grundwasser entlang der Grundwasseroberfläche in ein Oberflächengewässer abströmt.

Das WEKU-Modell (Wendland, 1992; Kunkel, 1994; Kunkel und Wendland, 1997; Kunkel und Wendland, 1999; Wendland et al., 2004) bietet die Möglichkeit, eine realistische Abbildung des Weg-/Zeitverhaltens der grundwasserbürtigen Abflusskomponenten basierend auf zweidimensionalen, landesweit verfügbaren Datengrundlagen vorzunehmen. Mit dem WEKU-Modell

kann abgeschätzt werden, welche Zeiträume das in den Aquifer eingesickerte Wasser benötigt, um nach der Passage der grundwasserführenden Gesteinseinheiten einen Fluss, einen See oder das Meer zu erreichen. Das Modell ist für die Betrachtung meso- und makroskaliger Einzugsgebiete entwickelt worden, arbeitet rasterbasiert und ist auf den oberen Aquifer bezogen.

Die hierzu benötigten Informationen können aus Grundwassergleichenplänen und hydrogeologischen Übersichtskarten abgeleitet werden. Die natürliche Heterogenität der betrachteten Aquifere, aber auch Unsicherheiten in den Datengrundlagen, werden durch eine stochastische Betrachtungsweise berücksichtigt (Kunkel, 1994; Kunkel und Wendland, 1997). Auf diese Weise kann der Einfluss der Variabilitäten der Modelleingabegrößen auf die berechneten Fließstrecken und Grundwasserverweilzeiten quantifiziert werden. Als Ergebnis erhält man eine Verteilung von Fließstrecken bzw. Grundwasserverweilzeiten für jede Eintragszelle. Dies ermöglicht es, neben der Angabe mittlerer Werte auch Aussagen über Streubreiten und Vertrauensbereiche zu treffen. In Abbildung 8 ist der Verfahrensgang der WEKU-Verweilzeitenmodellierung schematisch dargestellt.

Abbildung 8: Schematischer Überblick über den Verfahrensgang und die Datengrundlagen für die WEKU-Verweilzeitenmodellierung



Quelle: Eigene Darstellung.

Die Modellierung umfasst drei Schritte. In einem ersten Schritt wird zunächst aus Grundwassergleichenplänen und anderen Datengrundlagen ein digitales Höhenmodell der Grundwasseroberfläche des oberen Aquifers erstellt. Aus diesem Höhenmodell wird für jede Rasterzelle der hydraulische Gradient nach Betrag und Richtung sowie die grundwasserwirksamen Vorfluter ermittelt.

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

$$\bar{v}_a = - \frac{k_f}{n_f} \cdot \bar{\nabla} j \quad \text{Gl. 14}$$

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

Bei der Modellierung von Strömungsvorgängen im Grundwasserleiter stellt der Durchlässigkeitsbeiwert eine zentrale Kenngröße dar. Für die Flussgebietseinheit Weser liegen diesbezüglich Wertebereiche in der Hydrogeologischen Karte 1 : 20.000 vor. 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 adhesiv gebundenes Wasser belegt ist, der also effektiv für die Grundwasserbewegung zur Verfügung steht. Da Daten zu nutzbaren Hohlraumanteilen im Allgemeinen nicht flächendeckend zur Verfügung stehen, ist man auf Abschätzungen angewiesen. Für Lockergesteine wurde eine durch eine Potenzfunktion beschriebene Korrelation von Durchlässigkeitsbeiwert und nutzbarem Hohlraumanteil nach Ahuja et al. (1988) verwendet, während für Festgesteinsregionen im Allgemeinen Literaturwerte herangezogen werden müssen (Kunkel, 1994; Kunkel und Wendland, 1999).

Im dritten Schritt wird aus den ermittelten Abstandsgeschwindigkeiten der einzelnen Rasterzellen zunächst die Verweilzeit des Grundwassers in den einzelnen Rasterzellen berechnet. Anschließend wird die Verweilzeit des Grundwassers vom Eintritt in den Aquifer bis zum Eintritt in einen Vorfluter ermittelt (Gl. 13).

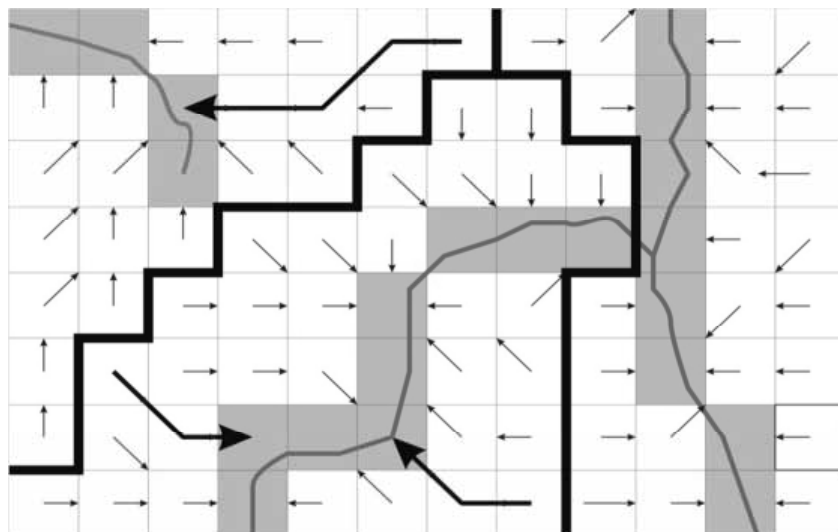
Bei der Analyse des Weg-/Zeitverhaltens des Grundwassers im oberen Aquifer wird also immer der gesamte Fließweg betrachtet, den das Grundwasser von der Einsickerung in den oberen Aquifer

fer bis zum Austritt in den jeweiligen grundwasserwirksamen Vorfluter zurücklegt. Das digitale Höhenmodell der Grundwasseroberfläche ist dabei die zentrale Grundlage zur Nachbildung des lateralen Wassertransports im Aquifer, da aus ihm die Fließrichtung in jeder Elementarzelle direkt bestimmt werden kann. Aus den abgeleiteten Fließrichtungen ergeben sich die Fließpfade und Fließstrecken.

Die prinzipielle Vorgehensweise zur Ableitung der Fließwege des Grundwassers vom Eintrittsort in den Aquifer bis zum Eintritt in ein Oberflächengewässer ist in Abbildung 9 illustriert. Schematisch dargestellt sind ein Ausschnitt des digitalen Höhenmodells der Grundwasseroberfläche, die grundwasserwirksamen Vorfluter und schattiert die Rasterzellen mit Vorfluterbesatz im digitalen Höhenmodell. Durch Pfeile sind die Fließrichtungen des Grundwassers in jeder Rasterzelle sowie exemplarisch drei vollständige Fließwege dargestellt.

Die dick gezeichneten Linien geben die sich aus dem Höhenmodell ergebenden Einzugsgebietsgrenzen wieder. Die Verweilzeiten des Grundwassers ergeben sich durch die Addition der für die Einzelzellen berechneten Abstandsgeschwindigkeiten bzw. Verweilzeiten entlang des Fließwegs vom Eintrag in das Grundwasser bis zum Eintrag in den Vorfluter.

Abbildung 9: Ermittlung der Fließwege des Grundwassers im WEKU-Modell



Quelle: Eigene Darstellung.

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

Gl. 15

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

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

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

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

3.2.3.2 Modellierung des Nitratabbaus im Grundwasserleiter

Der Prototyp eines nitratabbauenden Grundwassers weist Nitratgehalte von weniger als 1 mg NO_3/l auf (DVWK, 1992). Die weitgehende Nitratfreiheit dieser Grundwässer ist zumeist mit einer Sauerstofffreiheit verbunden, während in der Regel hohe Gehalte an zweiwertigem Eisen und Mangan (mehr als 0,2 mg $\text{Fe(II)}/\text{l}$) bzw. mehr als 0,05 mg $\text{Mn(II)}/\text{l}$) auftreten. 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 in Anlehnung an DVWK (1992), Hannappel (1996), Obermann (1982), Hölting (1996) und Wendland und Kunkel (1999) Konzentrationsbereiche für die wesentlichen „Indikatorparameter“ des Denitrifikationsvermögens im Aquifer definiert, die als Grenze für ein denitrifizierendes Milieu angesehen werden können. Diese sind in Tabelle 7 aufgeführt, wobei allerdings beachtet werden muss, dass es sich hierbei nicht um genau definierte Grenzkonzentrationen von

reduzierten und oxidierten Grundwässern handelt. In der Regel überlappen beide Grundwassertypen, sodass die in Tabelle 7 dargestellten Konzentrationen als Orientierungswerte zu betrachten sind.

Tabelle 7: Konzentrationsbereiche der wesentlichen Indikatorparameter zur Identifizierung des Denitrifikationsvermögens im Aquifer

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

Quelle: Wendland und Kunkel (1999).

Das hydrochemische Milieu des Grundwassers hängt insbesondere von Wechselwirkungsprozessen des Wassers mit den durchströmten Gesteinen während der Untergrundpassage ab und kann über längere Zeiträume als wenig veränderlich angenommen werden. Fasst man Gesteine gleicher Lithologie und gleicher Hydrodynamik zusammen, so kann erwartet werden, dass die so ausgewiesenen Gesteinseinheiten auch einen ähnlichen Lösungsinhalt aufweisen (vgl. Hannappel und Voigt, 1999; Gabriel und Ziegler, 1997; Kunkel et al., 2004; Wendland et al., 2008). Bei Vorliegen einer genügend großen Anzahl von Grundwassermessstellen (bzw. -gütedaten) für eine hydrogeologische Gesteinseinheit ist es möglich, das hydrochemische Milieu bzw. das Nitratabbauvermögen für die betreffende Gesteinseinheit auf Basis der Lösungsinhalte der in Tabelle 7 aufgeführten relevanten Parameter zu charakterisieren.

Die Differenzierung des Nitratabbauvermögens im Grundwasser erfolgte in vier Schritten:

1. In einem ersten Schritt wurde eine digitale, flächendeckende Karte der hinsichtlich ihres Nitratabbauvermögens zu unterscheidenden grundwasserführenden Gesteinseinheiten generiert.
2. Parallel hierzu wurden die zur Verfügung stehenden Grundwasseranalysen in einer GIS-Datenbank zusammengefasst.
3. Die Grundwasseranalysen wurden auf die grundwasserführenden Gesteinseinheiten bezogen und die Lösungsinhalte der betrachteten Grundwasserinhaltsstoffe für die jeweilige Gesteinseinheit statistisch ausgewertet.
4. Auf Basis der statistischen Auswertung wurde schließlich das Nitratabbauvermögen in der jeweiligen grundwasserführenden Gesteinseinheit ausgewiesen.

Die Abnahme des Nitratgehaltes im Aquifer wird durch eine Reaktion erster Ordnung beschrieben:

$$\frac{dN(t)}{dt} + k_n N(t) = 0 \quad \text{Gl. 16}$$

mit: $N(t)$: Nitratgehalt im Grundwasser nach der Verweilzeit t
 t : Verweilzeit des Grundwassers im Aquifer
 kn : Denitrifikationskonstante

Die Lösung der Differentialgleichung für den Anfangswert $N(t=0)=N_0$ ist:

$$N(t) = N_0 \cdot \exp(-k_n \cdot t) \quad \text{Gl. 17}$$

Die Denitrifikation nach einer Kinetik erster Ordnung hat also eine Reduzierung des Nitratgehaltes im Grundwasser exponentiell mit der Verweilzeit im Grundwasser zur Folge. Wie auch schon bei den Grundwasserverweilzeiten erfordert die Berechnung der grundwasserbürtigen Stickstoffeinträge in die Vorfluter die vollständige Betrachtung des Fließwegs des Grundwassers vom Eintrag in den Aquifer bis hin zum Eintrag in den jeweiligen Vorfluter. Die Diskretisierung der Modellierung des Nitratabbaus erfolgt analog zur Verweilzeiten-berechnung auf Rasterbasis, sodass sich der (verbleibende) Nitratgehalt nach dem Durchlaufen des Grundwassers durch eine Zelle aus der Grundwasserverweilzeit innerhalb der Zelle, dem Nitrateintrag aus der Vorläuferzelle und der Denitrifikationskonstante ergibt.

Die Denitrifikationsbedingungen in den Grundwasser führenden Gesteinseinheiten wurden auf Basis von Grundwasseranalysen qualitativ ermittelt, wobei in drei Stufen (schlechte, mittlere und gute Abbaubedingungen) unterschieden wurde. Für Gesteinseinheiten mit guten Abbaubedingungen können auf Basis einer Reihe von Untersuchungen Werte für die Denitrifikationskonstante abgeleitet werden. Aus den Arbeiten von Böttcher et al. (1989) im Fuhrberger Feld in der Nähe von Hannover lässt sich beispielsweise eine Reaktionskonstante zwischen $0,34$ und $0,56 \text{ a}^{-1}$ ableiten, was einer Halbwertszeit der Denitrifikation zwischen $1,2$ und $2,1$ Jahren entspricht. Untersuchungen von van Beek (1987) aus den Niederlanden ergaben eine Denitrifikationskonstante von $kn \approx 0,17 \text{ a}^{-1}$, wobei der Autor davon ausgeht, dass der Nitratumsatz mit leicht metabolisierbarem Kohlenstoff in ungestörten Grundwasserleitern schneller abläuft (Faktor 2) als ein Nitratumsatz mit reduzierten Schwefelverbindungen. Leicht metabolisierbare Kohlenstoffe treten nach Rohmann und Sontheimer (1985) in vielen Grundwasserleitern jedoch häufig in nur geringen Konzentrationen auf, und/oder sind, wie Obermann (1982) am Beispiel des Wasserwerks Hussum zeigen konnte, durch den gestiegenen Eintrag von Nitrat in den Grundwasserleiter bereits weitgehend verbraucht. Neuere Untersuchungen von Walther et al. (2003) im Emsgebiet ergaben sehr vergleichbare Werte für k_n zwischen $0,2 \text{ a}^{-1}$ und $0,5 \text{ a}^{-1}$. Für reduzierte Aquifere, in denen eine Denitrifikation möglich ist, wurde daher für Regionen mit guten Abbaubedingungen von einer Denitrifikationskonstante von $k_n = 0,34 \pm 0,1 \text{ a}^{-1}$ ausgegangen. In Regionen mit schlechten De-

nitrifikationsbedingungen wurde eine Denitrifikationskonstante von $k_n < 10^{-3} \text{ a}^{-1}$ angesetzt; der Mischtyp wurde mit $k_n = 0,2 \pm 0,1 \text{ a}^{-1}$ berücksichtigt.

Um den Einfluss der Unsicherheiten bei der Bestimmung der Denitrifikationskonstante und den Grundwasserverweilzeiten berücksichtigen zu können, wurde der bereits bei der Betrachtung der Grundwasserverweilzeiten verfolgte Ansatz erweitert. Vergleicht man die Streubreiten der Größen, die zur Modellierung der Denitrifikation notwendig sind, so stellt man fest, dass die Unsicherheiten der Denitrifikationskonstante bzw. der Fließstrecke deutlich gegen die der Abstandsgeschwindigkeiten zurücktreten. Es wurde bereits dargelegt, dass die Abstandsgeschwindigkeiten als logarithmisch normalverteilte Größe beschrieben wurde, sodass der Exponentialterm ($k_n \cdot t$) in Gl. 18 ebenfalls (annähernd) log normal verteilt ist. Die Verteilung des Nitratgehalts in einer Rasterzelle als Funktion der Verweilzeit kann daher folgendermaßen beschrieben werden (Kunkel, 1994):

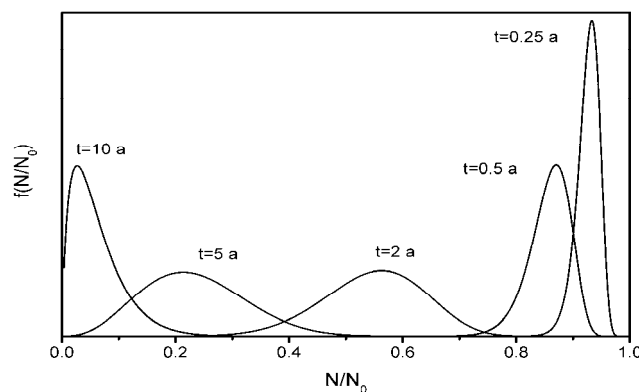
$$f(w) = \frac{-1}{\sqrt{2\pi} \cdot w \cdot \ln(w) \cdot \sigma_{KT}} \cdot \exp \left[-\frac{1}{2} \cdot \left[\frac{\ln(-\ln(w)) - \mu_{KT}}{\sigma_{KT}} \right]^2 \right] \quad \text{Gl. 18}$$

Wobei gilt:

$$\begin{aligned} w &= \frac{N(t)}{N_0} \\ \mu_{KT} &= \ln(k_n \cdot t) - 0.5 \cdot \sigma_{KT}^2 \\ \sigma_{KT}^2 &= \ln \left[\left(\frac{\sigma_{k_n}^2}{k_n^2} + 1 \right) \cdot \left(\frac{\sigma_t^2}{t^2} + 1 \right) \right] \end{aligned} \quad \text{Gl. 19}$$

In Abbildung 10 ist der Verlauf der Verteilung der Nitratgehalte nach verschiedenen Grundwasserverweilzeiten exemplarisch für gute Abbaubedingungen ($k_n = 0,34 \pm 0,1 \text{ a}^{-1}$) und einer Streuung der Grundwasserverweilzeiten von 0,2 logarithmischen Dekaden dargestellt.

Abbildung 10: Verlauf der Verteilung der Stickstoffgehalte im Grundwasser für unterschiedliche Grundwasserverweilzeiten



Quelle: Eigene Abbildung.

Bei sehr geringen Verweilzeiten von $t = 0,25$ a ist der verbleibende Nitratgehalt im Grundwasser (erwartungsgemäß) noch sehr hoch; die Breite der Verteilung ist relativ schmal. Mit steigender Verweilzeit nimmt der Nitratgehalt im Grundwasser zwar ab, aufgrund der Unsicherheiten in der Denitrifikationskonstante und der Verweilzeit nimmt die Breite der Verteilung deutlich zu. Erst bei großen Verweilzeiten, nach denen der überwiegende Anteil des Nitrats abgebaut wurde, nimmt der Einfluss der Streuung der Eingabegrößen wieder ab.

In den letzten Kapiteln wurden die wesentlichen Komponenten der Modelle GROWA/WEKU zur Modellierung des reaktiven Stickstofftransports im Boden und Grundwasser beschrieben bzw. diskutiert. Die hierbei zentralen Komponenten sind zum einen die Denitrifikation in Boden und Grundwasser sowie die regionale Aufteilung der Wasserhaushaltskomponenten Direktabfluss und Grundwasserabfluss.

Abschließend werden die Ergebnisse der Modellierung zusammengefasst und als Stickstoffeinträge in die Oberflächengewässer über die jeweiligen Austragspfade quantifiziert und in Kartenform dargestellt. Die nach der Denitrifikation verbleibenden Stickstoffeinträge in die Oberflächengewässer werden in den Karten hierbei jeweils für die Ausgangszelle dargestellt, für die der Eintrag in den Boden erfolgte.

3.2.3.3 Datengrundlagen

Die Datengrundlagen zur WEKU-Modellierung wurden bestehenden digitalen thematischen Datenbeständen der Länder entnommen (vgl. Tabelle 8). Bei der Auswahl der Datensätze war entscheidend, dass sie einerseits flächendeckend für die Pilotgebiete verfügbar waren und andererseits eine hohe räumliche Auflösung aufwiesen.

Tabelle 8: Verwendete Datengrundlagen zur Modellierung des reaktiven Stickstofftransports im Grundwasser mit WEKU

Datengrundlagen		Maßstab
Hydrogeologie	Durchlässigkeitsbeiwert	1 : 200.000
Topographie	Hangneigung, Hangexposition	50 x 50 m
Hydrochemie	Grundwassergütedaten	/
Geologie	Gesteinstypen	1 : 200.000
Grundwassergleichen	Flurabstand	1 : 200.000

Quelle: Eigene Zusammenstellung.

Die Eingangsdaten für das WEKU-Modell lagen im Vektorformat vor und wurden im Vorfeld der Modellierung auf ein Raster mit der für die Modellierung verwendeten Zellengröße von 100 m vereinheitlicht. Das Aufbereiten, Vorhalten und Darstellen der Daten erfolgte mit ArcGIS.

3.2.4 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). 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 11). Auf die Eintragspfade zur Abbildung von Punktquellen wird in Kapitel 3.2.5 näher eingegangen. Die zur Anwendung von MEPhos benötigten Eingangsdaten, v. a. des großen und mittleren Maßstabsbereichs werden standardmäßig bei Bundes- und Landesbehörden vorgehalten bzw. im Forschungszentrum Jülich selbst erzeugt, z. B. Dränagekarte. Das Ziel der MEPhos-Anwendung besteht in der flächendifferenzierten Ermittlung der Phosphorbelastung und im Ausweisen von räumlichen Belastungsschwerpunkten (Hot-spots) innerhalb von Flussgebieten. Für diese Teilräume können dann zielgerichtet effiziente Reduktionsmaßnahmen vorgeschlagen werden.

Zur Quantifizierung und Georeferenzierung der Modellparameter werden flächendeckende Raster-Datensätze benutzt, die entweder selbst oder durch Bundes- und Landesbehörden bereitgestellt wurden. Die für die Eintragsmodellierung über die wassergebundenen Pfade erforderlichen Daten zur mehrjährigen mittleren Höhe der jeweiligen Abflusskomponenten werden mit dem Wasserhaushaltsmodell GROWA (Kunkel und Wendland, 2002) flächendifferenziert berechnet, das hierzu an das Phosphormodell MEPhos angekoppelt wird. Eine Übersicht über die verwendeten Datengrundlagen und ihre Herkunft liefert Kapitel 4.

Abbildung 11: Schematische Darstellung der Modellierung des mehrjährigen mittleren Phosphoreintrags mit MEPhos



Quelle: Eigene Darstellung.

Durch Multiplikation der Stoffkonzentrationen der Phosphotope (Teilflächentypen) mit den Abflusshöhen nach GROWA ergeben sich rasterzellenweise die mittleren jährlichen Einträge in der Einheit $\text{kg}/(\text{ha}\cdot\text{a})$. Die Modellierung erfolgt im Rasterformat, da die Modellergebnisse des Wasserhaushaltsmodells GROWA diese Form der räumlichen Diskretisierung vorgeben. Die Phospho-

tope besitzen als meist größere, zusammenhängende Flächen den Charakter von Raster-Clustern. Die multiplikative Verknüpfung auf Rasterbasis erfolgt separat für einzelne Pfade.

Dagegen wird der erosionsbürtige Eintrag von Gesamtphosphor durch Multiplikation des Boden-erosionspotenzials eines Phosphotops nach ABAG, dem Sedimenteintragsverhältnis, dem Phosphorgehalt im Oberboden sowie dem Anreicherungsfaktor bestimmt. Die Einträge über Trennkana-lisation können aufgrund der Datenlage nicht flächendifferenziert berechnet werden. Daher werden sie auf der Ebene der zur Validitätsüberprüfung verwendeten Sub-Einzugsgebiete aggregiert ermittelt.

Als punktuelle Eintragspfade werden Mischwasserentlastungen, kommunale Kläranlagen sowie industrielle Direkteinleiter berücksichtigt. Analog zu Einträgen über Trennkana-lisation müssen auch Einträge aus Mischwasserüberläufen aggregiert auf Sub-Einzugsgebietsniveau berechnet werden. Einträge aus Kläranlagen und Industriebetrieben können dagegen anlagenbezogen er-mittelt werden.

Nach Berechnung des Phosphoreintrags über alle diffusen und punktuellen Pfade werden die einzelnen Emissionen zur Berechnung der Phosphorbelastung aufsummiert. Um die Validität der modellierten Phosphoreinträge eines Einzugsgebiets überprüfen zu können, werden diese mit Frachten verglichen, die für Gütemessstellen nach Anwendung der OSPAR-Methode ermittelt wurden.

Nachfolgend werden die Modellansätze beschrieben, die im Modell MEPhos allgemein zum Ein-satz gelangen. Wenn z. B. aufgrund der projektspezifischen Datenlage abweichende Ansätze ver-wendet werden, wird hierauf gesondert eingegangen.

3.2.4.1 Ansatz zur Modellierung des Phosphoreintrags über Dränagen

Die Höhe des mehrjährigen mittleren Eintrags von Gesamt-P aus gedränten Teilflächen ist abhän-gig von der Höhe des Dränabflusses und der Konzentration im Dränwasser. Die mittlere Dränab-flusshöhe als künstlicher Zwischenabfluss wird mit dem Wasserhaushaltsmodell GROWA in Ver-bindung mit der Karte der künstlich entwässerten Flächen räumlich differenziert berechnet.

Die Konzentration im Dränwasser hängt wesentlich von der Phosphorsättigung des Unterbodens (60 bis 90 cm Tiefe) und damit vom pedogenen Sorptionsvermögen des Bodens für Phosphor und seinem Phosphorgehalt ab (Schoumans, 2004; Früchtenicht et al., 1996; Heathwaite, 1997). Im Gegensatz zu kleinräumigen Untersuchungen kann die pedogene Sorptionskapazität des Bodens im meso- und makroskaligen Untersuchungsgebieten aufgrund mangelnder Datenverfügbarkeit nicht quantifiziert werden (Pihl, 1999). Ersatzweise muss deshalb das bodenbedingte Sorptions-vermögen auf Basis flächendeckender Informationen zum Bodentyp und der Bodenart integrativ charakterisiert werden. Diese Daten liegen im Untersuchungsgebiet vollständig in hoher Auflö-

sung vor. Aufgrund des unterschiedlichen bodenchemischen Verhaltens wird das pedogene Sorptionsvermögen der Böden durch folgende Kombinationen aus Bodentyp und Bodenart klassenweise differenziert: Hochmoorböden, Niedermoorböden, Marschböden, tonarme Sandböden und bindige 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. Die gebildeten Phosphotope werden im Folgenden näher diskutiert, wobei nicht alle Phosphotope für jedes Untersuchungsgebiet relevant sein müssen.

Phosphotop „Gedränkte Hochmoorböden unter Grünland“

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

Phosphotope „Gedränkte Niedermoorböden unter Ackernutzung“ und „Gedränkte Niedermoorböden unter Grünlandnutzung“

Die Phosphordynamik von Niedermoorböden ist stark vom pH-Wert des Grundwassers abhängig. Basenreiche Niedermoore sowie durchschlickte oder vererdete Niedermoore mit aschereichen Krümmen 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 Phosphor im Unterboden, sodass ihre Phosphordynamik der von Mineralböden ähnelt (Scheffer, 2002). Höhere Phosphoreinträge aus Niedermooren, die mit der Höhe des eingebrachten Düngers korrelieren, sind bislang nur aus stark sauren Niedermooren mit pH-Werten zwischen 3 und 4 bekannt (Blankenburg, 1983; Blankenburg und Scheffer, 1985). Außerdem kann überhöhte Düngung, z. B. durch Gülle, zu erhöhten Phosphoreinträgen führen, da Phosphor im Niedermoorboden nicht so stark gebunden wird wie im Mineralboden (Scheffer und Blankenburg, 2004).

Eine genaue räumliche Differenzierung der auftretenden Niedermoor-Typen musste angesichts nicht verfügbarer räumlich differenzierterer Datengrundlagen unterbleiben. Es wird jedoch angenommen, dass die auftretenden Niedermoore grundsätzlich Phosphor in hohem Maße sorbieren können, da sie entweder von kalkreichem Grundwasser durchströmt werden oder, bei Lage in weitgehend entkalkten Lockergesteinsregionen- Niedermoorböden, meist hohe Eisen und Alumi-

niumgehalte aufweisen, an deren Oxide und Hydroxide Phosphor sorbiert werden kann (Roeschmann, 1960; Kuntze, 1988; Scheffer und Foerster, 1991).

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

Phosphotop „Gedränte Marschböden unter Ackernutzung“ und „Gedränte Marschböden unter Grünlandnutzung“

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

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

wassers 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.

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 Phosphorsorption bestehen hier v. a. über Eisen- und Aluminium-Kationen, die in unreinen Quarzfraktionen enthalten sind (Blankenburg, 1983). Dessen ungeachtet ist die Sorptionsfähigkeit tonarmer Sandböden im Vergleich zu der bindiger Mineralböden als deutlich niedriger einzuschätzen, was sich auch im Vergleich der Literatur-Referenzwerte von durchschnittlich etwa 0,3 mg TP/l bei Sandböden zu ca. 0,03 mg/l bei bindigen Mineralböden widerspiegelt. Dies führte dazu, für tonarme Sandböden unter landwirtschaftlicher Nutzung ein separates Phosphotop zu bilden. Hinweise auf Einflüsse der Landnutzung auf die Höhe des Phosphoraustrags über Dränagen waren der Literatur nicht zu entnehmen, sodass eine weitergehende Differenzierung unterblieb.

Phosphotop „Gedränkte bindige, terrestrische Mineralböden unter landwirtschaftlicher Nutzung“

Aus bindigen, d. h. lehmigen, terrestrischen Mineralböden sind bislang sehr geringe Phosphoreinträge festgestellt worden, was auf die hohen Gehalte an Ton und Humus sowie an Kationen von Eisen, Aluminium und Calcium zurückgeführt wird (Lammel, 1990; Hasenpusch, 1995; Wichtmann, 1994; Lennartz und Hartwigsen, 2001; Foerster und Neumann, 1981). Einflüsse der Landnutzung oder der Düngungshöhe auf die Höhe der Phosphorkonzentration im Dränwasser sind nicht bekannt. 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 Phosphoreinträge über präferentiell 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. Phosphoreinträge aus bindigen terrestrischen Mineralböden über Dränagen sind daher in Höhe der geogenen Grundlast von 0,05 mg/l angesetzt worden (Tabelle 9).

Tabelle 9 zeigt die zur flächendifferenzierten Modellierung des mittleren Phosphoreintrags über Dränagen gebildeten Phosphotope, die der Literatur entnommenen Referenzwerte für den mittleren Phosphoreintrag für vergleichbare Standortbedingungen und für die Modellierung verwendeten Exportkoeffizienten. Bei der Auswahl der Referenzwerte wurde darauf geachtet, dass sie an Versuchsflächen in solchen Naturräumen ermittelt wurden, die denen des Untersuchungsgebiets entsprechen, d. h. Norddeutsches Tiefland und Mittelgebirgsregionen. Damit sollte sichergestellt werden, dass die Nutzungs- und Bewirtschaftungsweisen vergleichbar sind. Die Referenzwerte besitzen die Einheiten mg/l und kg/(ha·a). Nicht in allen Untersuchungen werden

Phosphorausträge in beiden Einheiten genannt, die bei bekannter Dränabflusshöhe ineinander umgerechnet werden können.

Tabelle 9: Phosphotope zur Abbildung des Eintrags über Dränagen, Spannweiten der Literatur-Referenzwerte für die Austragshöhe und kalibrierte Exportkoeffizienten (Modell MEPhos)

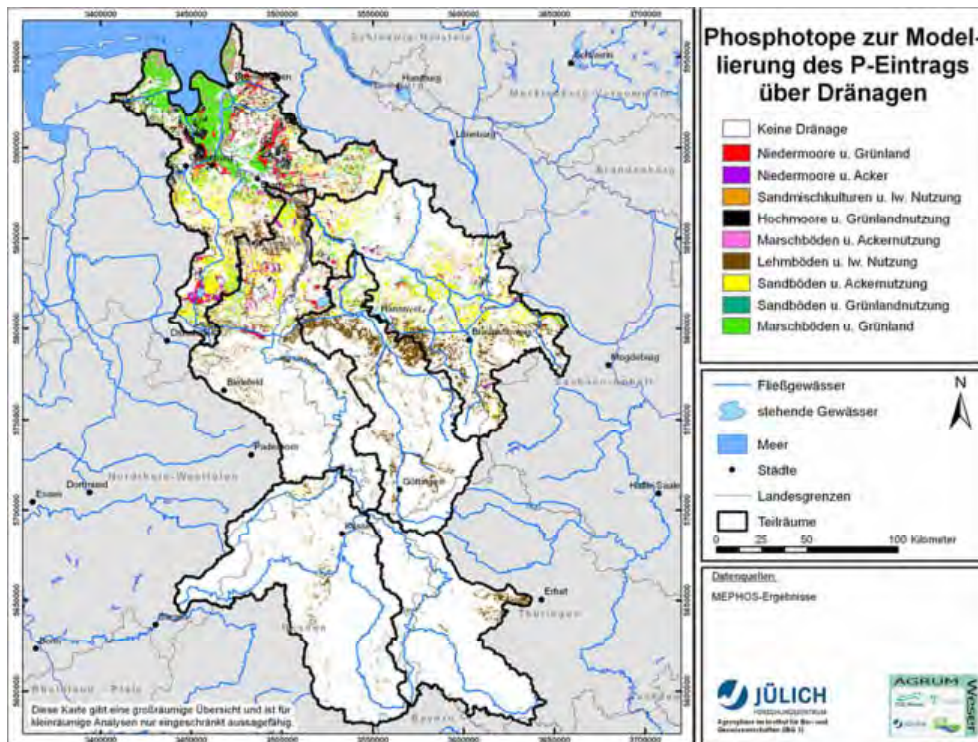
Phosphotop	Referenzwert		Exportkoeffizienten mg/l (für Modellierung verwendet)
	mg Gesamt-P/l	kg Gesamt-P/ (ha·a)	
Gedränzte Hochmoorböden unter Grünlandnutzung	3,0-5,4	3 bis >15	3
Gedränzte Sandmisch- und Sanddeckkulturen unter landwirtschaftlicher Nutzung	0,6	2,6-6	0,3
Gedränzte Niedermoorböden unter Ackernutzung	0,2-1,7	1,3	0,64
Gedränzte Niedermoorböden unter Grünlandnutzung	0,1-0,8	0,5-1,4	0,4
Gedränzte Marschböden unter Ackernutzung	0,03-1,13 i.d.R. 0,2-0,5	0,3-1,4	0,2 *
Marschböden unter Grünland	0,9	1,4-1,6	0,9 *
Gedränzte tonarme Sandböden unter landwirtschaftlicher Nutzung	0,06-0,3	1,8	0,2
Gedränzte bindige, terrestrische Mineralböden unter landwirtschaftlicher Nutzung	0,01-0,05	0,04-0,5	0,07

* aufgrund des Tideeinflusses nicht durch Kalibrierung bestimmbar, sondern aufgrund von Literaturangaben festgelegt

Quelle: Blankenburg (1983), Scheffer (2002), Scheffer und Foerster (1991), Foerster (1982, 1988), Foerster und Neumann (1981), Foerster et al. (1985), Früchtenicht (1998), Früchtenicht et al. (1996), Hasenpusch (1995), Lammel (1990), Kuntze (1983, 1988), Lennartz und Hartwigsen (2001), Munk (1972), Neuhaus (1991), Fier und Schäfer (2004), Gerds et al. (1988), Richardson (1985), Scheffer und Bartels (1980), Foerster (1973), Wichtmann (1994), Schubert (1997), Scheffer und Kuntze (1991).

Karte 10 zeigt eine Karte der räumlichen Verteilung der in Tabelle 10 genannten Phosphotope. Man erkennt eine Dominanz der gedränzten sandigen Böden im Tiefland. Darüber hinaus sind Marschböden unter Grünland von räumlicher Bedeutung. Hoch- und Niedermoore sind auf wenige Standorte beschränkt, ihr Beitrag zur P-Emission kann jedoch aufgrund hoher Konzentrationen im Dränabfluss bedeutend sein (Tabelle 11).

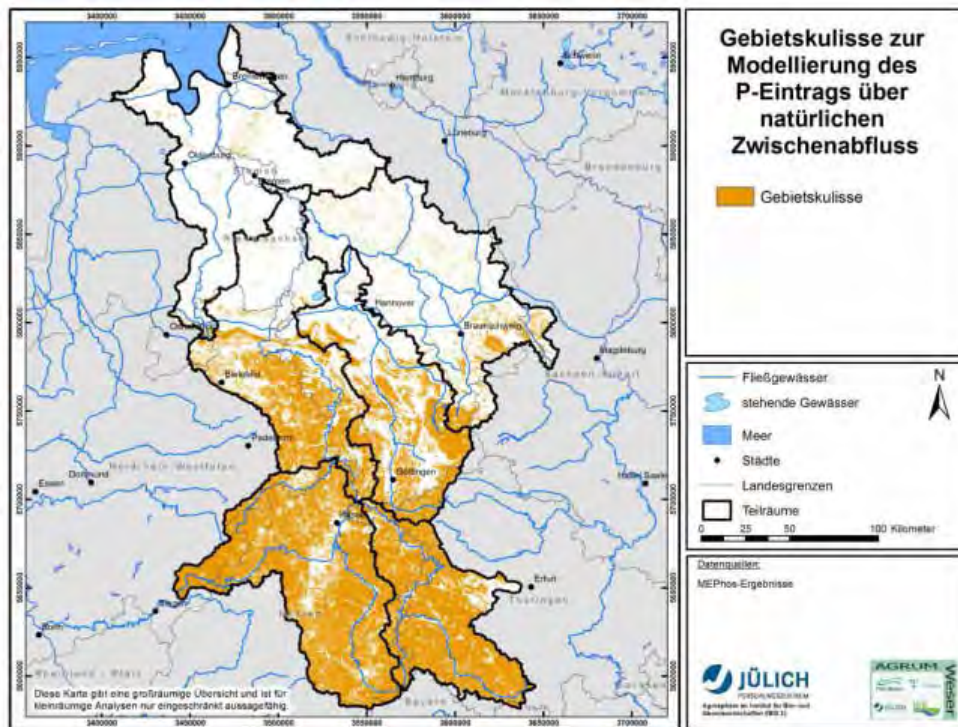
Karte 10: Phosphotope zur räumlich differenzierten Abbildung des diffusen Phosphoreintrags über Dränagen



3.2.4.2 Ansatz zur Modellierung des Phosphoreintrags über den natürlichen Zwischenabfluss

Sickerwasser auf nicht gedrähten Standorten kann dem Oberflächengewässer auch als Zwischenabfluss zuströmen, sofern lehmige Böden mit Hangneigungen über 2 % vorhanden sind. Es wird zudem Phosphor transportiert, allerdings in geringen Konzentrationen, die im Bereich der geogenen Grundlast liegen bzw. der Konzentration im Dränwasser lehmiger Böden entsprechen, die weitgehend düngungsunabhängig ist. Als Konzentration wird daher 0,03 mg TP/l angesetzt.

Karte 11: Gebietskulisse zur räumlich differenzierten Abbildung des diffusen Phosphoreintrags über Zwischenabfluss



Karte 11 zeigt die Gebietskulisse zur Abbildung des Phosphoreintrags über natürlichen Zwischenabfluss, die mit lehmigen Böden lediglich ein Phosphotop umfasst. Räumliche Dominanz besitzt der Zwischenabfluss lediglich im südlichen, von Festgesteinen geprägten, Teil der Flussgebiets-einheit Weser mit starker Waldverbreitung.

3.2.4.3 Ansatz zur Modellierung des Phosphoreintrags über den grundwasserbürtigen Abfluss

Analog zum Phosphoreintrag über Dränagen wird der mehrjährige mittlere Eintrag über Grundwasser durch die Höhe der Grundwasserneubildung bzw. des grundwasserbürtigen Abflusses und seine Konzentration an Gesamtphosphor gesteuert. Die mittlere Höhe der Grundwasserneubildung wird als flächendifferenzierter Datensatz mit dem Wasserhaushaltsmodell GROWA ermittelt. Die Konzentration im grundwasserbürtigen Abfluss ist nach Heathwaite (1997) wesentlich von der Sorptionskapazität des Bodens abhängig, die in Mineralböden und den meisten Niedermoorböden des Projektgebiets als hoch angesehen werden kann. Daher treten in der Regel niedrige Phosphatkonzentrationen im grundwasserbürtigen Abfluss auf, die sich im Bereich des geogenen Hintergrunds bewegen. Die räumliche Variabilität der Phosphatkonzentrationen im Modell MEPhos wird deshalb nicht durch die Bodenverhältnisse sondern anhand von Gesteinstypen charakterisiert.

Tabelle 10: ortho-Phosphatkonzentrationen im Grundwasser als Eingangsdaten für die Modellierung

Geologie	PO ₄ -P (mg/l)
Sandsteinfolgen des Buntsandsteins	0,09
Vulkanite	0,03
Paläozoische Sedimentgesteine	0,01
Karbonatische Wechselfolgen	0,06
Kalksteinfolgen des Muschelkalks	0,04
Marsch	0,14
Hohe Geest	0,03
Niedere Geest	0,09

Quelle Eigene Berechnung.

Um nicht ausschließlich auf Literaturwerte zurückgreifen zu müssen, um gesteinstypische Phosphatkonzentrationen zu definieren, werden Analysenergebnisse der Grundwassergüteüberwachung auf Bundeslandesebene benutzt. Aus dem Datenbestand wurden die Messwerte für den Parameter ortho-Phosphor selektiert, die im oberflächennahen Grundwasser ermittelt wurden. Messungen des Parameters ortho-Phosphatphosphor liegen für eine größere Zahl von Messstellen und mit größerer Häufigkeit vor als für Gesamtphosphor. Da der gesamte Phosphatgehalt im Grundwasser i. W. aus gelöstem anorganischem Phosphor besteht, werden beide Parameter näherungsweise gleichgesetzt. In der Regel schwanken die Gehalte im oberflächennahen Grundwasser in Abhängigkeit des Gesteinstyps in einem Rahmen von ca. 0,04 bis ca. 0,09 mg/l (Kunkel et al., 2004; Kölle, 2001). Für die einzelnen Gesteinstypen wurden folgende Phosphorkonzentrationen im Grundwasser angesetzt (Tabelle 10).

3.2.4.4 Ansatz zur Modellierung des Phosphoreintrags über Erosion

Auf Ackerflächen kann Wassererosion zu partikulären Phosphoreinträgen in die Vorfluter führen, während sich Grünlandnutzung stark erosionsmindernd auswirkt (Jung und Brechtel, 1980, Erpenbeck, 1987). Nach Auerswald und Schmidt (1986) beträgt der Abtrag von Grünland im Vergleich zu Ackerland ein Fünfundvierzigstel und kann damit vernachlässigt werden. Maßgeblichen Einfluss auf das Ausmaß der Wassererosion von Ackerflächen haben Hangneigung, Hanglänge, Bodeneigenschaften, Vegetationsart und Regenintensität, die untereinander in Wechselwirkungen stehen (Auerswald, 1993). Der partikuläre Phosphoreintrag wird außer durch die Bodenabtragsgefährdung auch durch die Höhe des Sedimenteintrags in die Vorfluter, den Phosphorgehalt des Oberbodens der Erosionsflächen sowie die Phosphoranreicherung (siehe Gl. 20) während des Abtragsvorgangs gesteuert (Frede und Dabbert, 1999; Auerswald, 1998). Dementsprechend wird der Phosphoreintrag über Erosion im Modell MEPhos nach Gl. 20 berechnet.

$$E = S \cdot PG \cdot ER$$

Gl. 20

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

Im Unterschied zu den drei Eintragspfaden Dränung, Grundwasser und Abschwemmung wird die räumliche Lage der am partikulären Phosphoreintrag beteiligten Teilflächen nicht ausschließlich durch Verschneidung von Datengrundlagen im GIS sondern auch rechnerisch ermittelt. Zunächst wird mit der Allgemeinen Bodenabtragsgleichung (ABAG) die Bodenerosionsgefährdung berechnet und damit gleichzeitig die räumliche Lage der potenziell austragsgefährdeten Teilflächen bestimmt. Mit der ABAG steht ein Ansatz zur Verfügung, der nach dem derzeitigen Stand der Wissenschaft die beste Anpassung an deutsche Verhältnisse besitzt und eine Berechnung von langjährigen mittleren Bodenabträgen maßstabsübergreifend erlaubt (Duttmann, 1999; BGR und SGD, 2000; Marks et al., 1992).

In ihrer allgemeinen Form lautet die ABAG (Schwertmann et al., 1990):

$$A = R \cdot K \cdot S \cdot L \cdot C \cdot P$$

Gl. 21

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

Nach Untersuchungen von Auerswald (1987) sowie Sommer und Murschel (1999) nimmt die Sensitivität der Faktoren bezogen auf Ackerflächen in der Reihenfolge Hangneigung, Hanglänge, Bodenerodierbarkeit und Regenerosivität ab (Abbildung 12). Dies sollte bei der Auswahl der Modelleingangsdaten berücksichtigt werden.

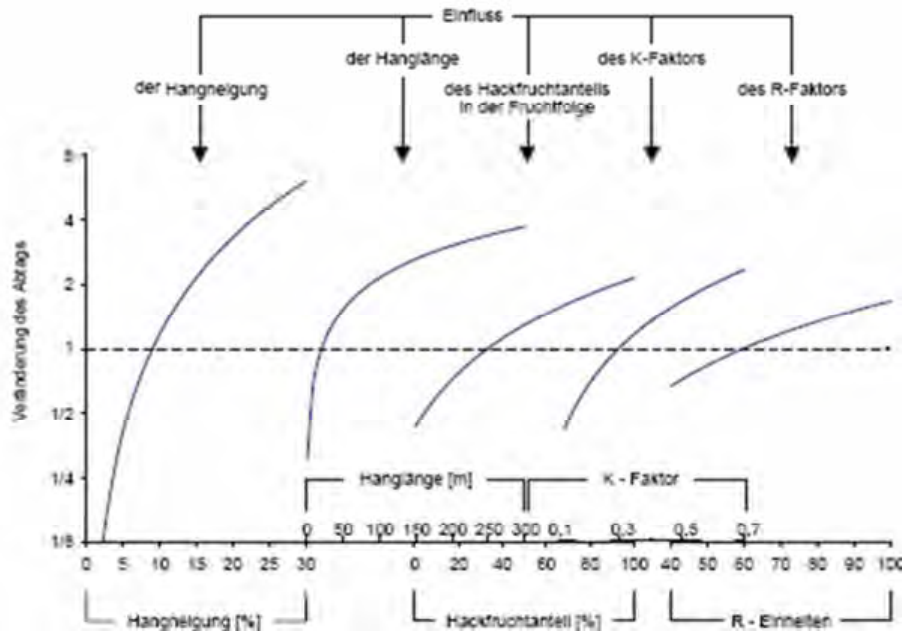
Aus den an der Flussgebietseinheit Weser beteiligten Bundesländern konnten durch die Umweltfachbehörden in unterschiedlichem Umfang Daten zur ABAG bzw. zu einzelnen ABAG-Faktoren und zum Sedimenteintrag bereitgestellt werden. Diese Daten wurden – trotz teilweise unterschiedlicher Auflösung oder methodischer Unterschiede – genutzt, um eine Konsistenz mit bereits laufenden Länderaktivitäten (Agrar-Umwelt-Maßnahmen, Cross Compliance, etc.) zu gewährleisten.

Für Niedersachsen wurden die Faktoren des LBEG sowie die an Gewässern angebondenen Flächen herangezogen. Für Sachsen-Anhalt standen Ergebnisse aus einem Auftrag des LHW an die Fa. Geoflux zur Verfügung, die auch bei der Modellierung des Stickstoff- und Phosphoreintrags in die Gewässer Sachsen-Anhalts durch das FZJ im Auftrag des LHW zu nutzen waren. Für Nordrhein-Westfalen und Hessen konnten weitgehend Ergebnisse aus vorangegangenen Arbeiten des FZJ für LANUV bzw. HLUG verwendet werden (Wendland et al., 2010; Tetzlaff et al., 2009a). Für Thüringen musste ein LS-Faktor mit dem Modell MEPhos abgeleitet werden.

Wenn keine L- bzw. S-Faktoren aus den Länderbehörden zur Verfügung gestellt werden können, werden die L- und S-Faktoren im Modell MEPhos kombiniert als LS-Faktor nach dem Algorithmus von Moore und Wilson (1992) abgeleitet (Tetzlaff, 2006). Grundlage der Ermittlung ist das hoch aufgelöste DGM10. Bei der Ableitung wurde das Verkehrswegenetz des DLM25 als lineares Fließhindernis berücksichtigt, d. h., die Verkehrsstraßen führen zu einer lokalen Verflachung des Reliefs und damit zu einer Verringerung der Hangneigung sowie der erosiven Hanglänge. In Gefälgerichtung unterhalb des Verkehrswegs wird dann mit der Berechnung der erosiven Hanglänge neu begonnen. Abbildung 13 zeigt die Auswirkungen der Berücksichtigung des Verkehrswegenetzes auf die Höhe des LS-Faktors.

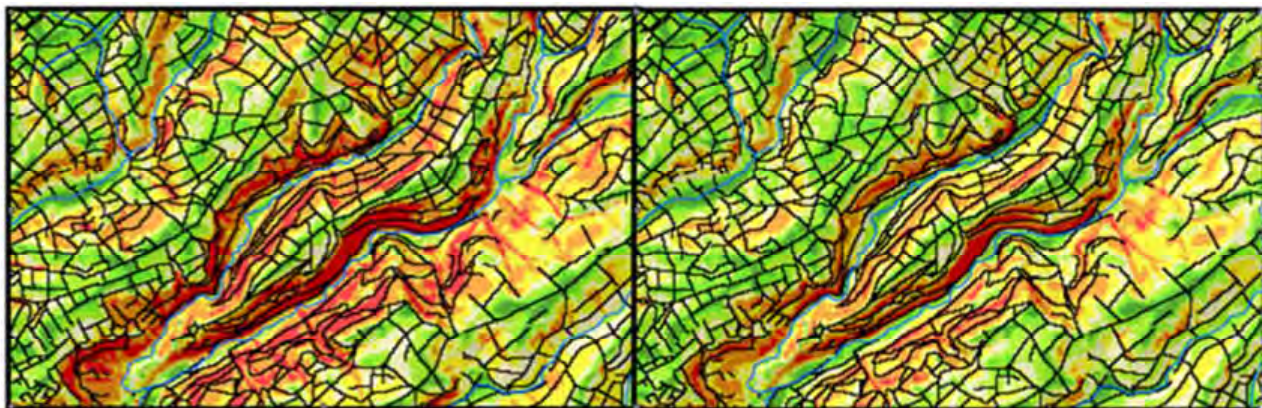
Durch die multiplikative Verknüpfung der Einzelfaktoren wird der Bodenabtrag im langjährigen Jahresmittel berechnet. Diese Größe trifft allerdings noch keine Aussage über den tatsächlichen Sedimenteintrag in das Gewässer. In Abhängigkeit der Hangmorphologie kann z. B. am Oberhang abgespültes Bodensubstrat in Senken oder Verebnungsbereichen sedimentieren, ohne dass Beeinträchtigungen der Gewässerqualität auftreten. Es ist daher zu prognostizieren, welcher Anteil des Bodenabtrags in das Fließgewässer übertritt. Dieser Anteil wird auch als Sedimenteintragsverhältnis bezeichnet. Um später zielgerichtet Maßnahmen zur Reduzierung des partikulären Phosphoreintrags vorschlagen zu können, muss eine flächendifferenzierte Berechnung des Sedimenteintrags erfolgen. Hierzu wird die erosionsgefährdete Fläche nach ABAG disaggregiert, indem sie zunächst auf die Ackerfläche reduziert wird. Da davon auszugehen ist, dass von Kolluvien und Auenböden mittel- und langfristig kein Bodenabtrag durch Flächenerosion zu erwarten ist, wird darüber hinaus das Erosionspotenzial auf diesen Flächen auf null gesetzt. Dasselbe gilt für sehr schwach geneigte Areale mit einer Hangneigung unter 2 % (Sommer und Murschel, 1999; Schwertmann et al., 1990).

Abbildung 12: Sensitivität des Bodenabtrags auf Veränderung der Faktoren relativ zum bayerischen Standardfall (9 % Neigung; 22,1 m Hanglänge; 33 % Hackfruchtanteil; K-Faktor 0,3; R-Faktor 70 (Auerswald, 1987))



Quelle: Eigene Darstellung.

Abbildung 13: Vergleich von LS-Faktoren ohne (links) und mit (rechts) Berücksichtigung des Wegenetzes (Farbverlauf von grün nach rot)



Quelle: Eigene Darstellung.

Die Konzentration des Oberflächenabflusses wie auch der daran gekoppelte Sedimenttransport erfolgen im Gelände schwerpunktmäßig in Rinnen, Rillen und reliefbedingten Tiefenlinien, an deren Auslässen es zu punkthaften Stoffeinträgen in die Fließgewässer kommt (Mollenhauer, 1987; Duttmann, 1999). Eine Simulation der größeren oberirdischen Fließwege kann auf Basis 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 Modellierung des Phosphoreintrags über Erosion müssen diejenigen Ackerflächen bekannt sein, die an Fließwege angeschlossen sind. Hierzu werden diese im GIS mit einer Bandbreite versehen (30 m Breite). Sedimentliefergebiete sind dann ausschließlich erodierende Ackerflächen mit direktem Anschluss an die reliefbedingten Fließwege. Durch diese Vorgehensweise wird sichergestellt, dass einerseits die Liefergebiete von Sediment und partikulärem Phosphor räumlich verortet werden können und andererseits das Sedimenteintragsverhältnis, d. h. das Verhältnis von in die Oberflächengewässer eingetragener Sedimentfracht zur Bodenabtragssumme, räumlich differenziert berechnet werden kann.

Die Höhe der partikulären Phosphoreinträge ist neben der in das Gewässer eingetragenen Sedimentmenge auch vom Phosphorgehalt des erodierten Oberbodens abhängig (Gl. 20). Diese Daten müssen als Gehalte in Gesamtposphor zur Verfügung stehen. Teilweise stehen regionalspezifische Untersuchungen zur Verfügung, die für die Studie genutzt werden können. Ansonsten wird auf Standardwerte zurückgegriffen, die im Rahmen eigener Studien ermittelt wurden. Nachdem bei der Modellierung des Phosphoreintrags über Erosion in Hessen (Tetzlaff et al., 2009) festgestellt wurde, dass die Methode nach Behrendt et al. (1999) zur Umrechnung langjähriger Phosphorüberschüsse in Oberbodengehalte zu massiven Unterschätzungen der Phosphorgehalte geführt hat, wurde von einer Anwendung dieser Methode abgesehen. Darüber hinaus war unter Verwendung selbst hoch aufgelöster Bodendaten in Hessen kein Zusammenhang festzustellen zwischen den Phosphorgehalten und dem Tongehalt im Oberboden, wobei letzterer wesentlicher Bestandteil der genannten Methode ist. Zur Lösung dieses Problems wurde ein einheitlicher Oberbodengehalt von 812 mg TP/kg Boden verwendet, der sich in Felduntersuchungen an ca. 200 Standorten in Hessen als Medianwert ergeben hat (Tetzlaff et al., 2009a). Als Anreicherungsfaktor ER wurde einheitlich der Wert von 1,86 verwendet, der von Wilke und Schaub (1996) nach langjährigen Geländeuntersuchungen als der Wert ermittelt wurde, mit dem 94 % aller beobachteten Ereignisse erfasst werden konnten. Die Untersuchungen erstreckten sich auf Gebiete, in denen mit dem Projektgebiet vergleichbare Bodenbedingungen und Bewirtschaftungsverhältnisse auftreten. Duttmann (1999) konnte mittlere Phosphoranreicherungsfaktoren von 1,78 bei einer Grundgesamtheit von 30 Proben im südniedersächsischen Berg- und Hügelland feststellen. Rückert (2008) ermittelte für das Einzugsgebiet der Urfttalsperre einen Anreicherungsfaktor von 1,57. Diese Arbeiten bestätigen die Größenordnung des von Wilke und Schaub (1996) genannten Werts.

3.2.4.5 Ansatz zur Modellierung des Phosphoreintrags über Abschwemmung

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

Zur Ableitung der zur Abschwemmung beitragenden Flächen sei auf Kapitel 3.2.2.2 verwiesen.

Tabelle 11: Phosphotope zur Abbildung des Eintrags über Abschwemmung, Spannweiten der Literaturreferenzwerte für die Austragshöhe und für die Modellierung verwendete Exportkoeffizienten (Modell MEPhos)

Phosphotop	Referenzwert		Exportkoeffizienten
	mg P-Gesamt/l	kg P-Gesamt/ (ha·a)	kg Gesamt-P/ha·a (für Modellierung verwendet)
Ackerland mit verschlammungs- oder sättigungsinduziertem Oberflächenabfluss und Anschluss ans Gewässernetz	0,3-1,9	0,2	0,2
Grünland mit sättigungsinduziertem Oberflächenabfluss und Anschluss ans Gewässernetz	0,75-2,0	0,8	0,8

Quelle: Erpenbeck (1987), Haider (2000), Preuße und Voss (1979), Mollenhauer (1987), Foerster (1998), Schubert (1997), Bernhardt et al. (1978).

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

3.2.4.6 Quantifizierung der atmosphärischen Phosphor deposition auf Wasserflächen

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

Als Gebietskulisse hierfür wurden sämtliche Wasserflächen des DLM25 selektiert, die an Fließgewässer angeschlossen sind. Dies sind einerseits explizit als Polygone ausgewiesene Wasserflächen, wie z. B. Binnenseen und große Ströme, und andererseits als Linien dargestellte Wasserflächen, wie z. B. kleine Flussläufe, Gräben und Kanäle. Die Polygone des DLM25 sind für die Ableitung der Wasserflächen direkt nutzbar, bei den linienförmigen Darstellungen werden die differenzierten Angaben des DLM25 zu Flussbreiten verwendet, um die entsprechenden Flächen abzuleiten.

Die Quantifizierung der atmosphärischen Phosphor deposition auf Wasserflächen erfolgte dann nach Einzugsgebieten getrennt durch Verknüpfung der ausgewiesenen Wasserflächen mit einer einheitlichen Depositionsrate von 0,5 kg/(ha·a).

3.2.5 Simulation der punktförmigen Stickstoff- und Phosphoreinträge in die Oberflächengewässer (MEPhos-Modell)

Zur vollständigen Abbildung des Eintragsgeschehens ist es erforderlich, auch die Emissionsanteile von Punktquellen zu erfassen. Unter Punktquellen werden hier Einträge aus kommunalen Kläranlagen und industriell-gewerblichen Direkteinleitungen, aus Trennkanalisation sowie durch Mischwasserüberläufe verstanden.

3.2.5.1 Stickstoff- und Phosphoreinträge aus kommunalen Kläranlagen und industriell-gewerblichen Direkteinleitern

Die zur Berechnung der mittleren eingeleiteten Jahresfracht aus kommunalen Kläranlagen und industriellen Direkteinleitern erforderlichen Daten wurden als anlagenbezogene Punktdaten von den Landesbehörden zur Verfügung gestellt und vom IGB aufbereitet. Die aufbereiteten Daten wurden dem FZJ vom IGB zur Verfügung gestellt, sodass exakt dieselben Daten zu Anlagenstandort und Einleitungsstelle, Anlagengröße sowie Nährstofffrachten im Ablauf zur Verfügung standen.

3.2.5.2 Modellierung der mittleren Stickstoff- und Phosphoreinträge über Mischwasserentlastungen

Abwasser aus Mischkanalisationen wird in Kläranlagen mehrstufig behandelt, bevor der Abwasserstrom in Fließgewässer eingeleitet wird. Entsprechend reduziert sind die Konzentrationen im Kläranlagenablauf gegenüber dem -Zulauf. Bei Starkregenereignissen steigt die Abwassermenge im Mischkanalnetz kurzfristig stark an, wobei sich das Abwasser infolge Überlagerung unterschiedlicher Prozesse als Mischung aus im Kanal bereits vorhandenem Trockenwetterabfluss, Oberflächenabfluss von versiegelten Flächen, im Kanal aufgewirbelter und verfrachteter partikulärer Ablagerungen sowie dem Abtrag aus der Sielhaut darstellt (Beichert und Hahn, 1996; Dette et al., 1996). Wenn bei Starkregenereignissen die Behandlungskapazitäten der angeschlossenen Kläranlagen überstiegen werden, muss unbehandeltes Mischwasser direkt in Vorfluter abgeschlagen werden. Hierdurch erhalten Gewässer kurzzeitig einen hohen Stoffinput, der zur Schädigung des aquatischen Ökosystems führen kann. Um beurteilen zu können, wann es bei welchen Bedingungen zu Mischwasserüberläufen kommt, müssen die Rückhaltekapazitäten im Netz, z. B. Kanalstauräume, Regenrückhaltebecken und Regenüberlaufbecken, bekannt sein. Außerdem spielen die Wechselwirkungen der unterschiedlichen Sonderbauwerke, wie Drosselstrecken oder Düker, eine große Rolle, weil durch Rückstaueffekte das Abfluss- und Stofftransportverhalten stark verändert werden kann (Dette et al., 1996).

Aus dem Dargelegten wird bereits deutlich, dass Einträge als Folge von Mischwasserentlastungen einer sehr hohen zeitlichen und räumlichen Variabilität unterliegen, wodurch eine Betrachtung mehrjähriger mittlerer Zustände auf kanalnetzübergreifender, großskaliger Ebene erschwert wird. Aufgrund der angesprochenen Vorgänge ist die Genauigkeit von Berechnungen der Hydraulik und insbesondere der Schmutzfracht bereits bei zeitlich hoch aufgelöster Betrachtung einzelner Kanalnetze stark eingeschränkt, zumal der Abfluss ungleichmäßig erfolgt und Spülstöße auftreten (Dette et al., 1996). Eine Übertragbarkeit von Untersuchungen ist wegen der Individualität von Kanalnetzen ebenfalls nur bedingt möglich. Zur einzugsgebietsbezogenen Berechnung des mittleren Eintrags über Mischwasserüberläufe ist daher ein robuster Ansatz erforderlich, der sich auf die wesentlichen und flächendeckend erfassbaren Parameter beschränkt.

Die mittlere Höhe des Eintrags hängt dabei entscheidend von der in die Fließgewässer entlasteten Abflussmenge ab, die sich aus dem Oberflächenabflusssumme der an das Mischkanalnetz angeschlossenen versiegelten Flächen, der Regenabflussspende zur Kläranlage sowie des kumulierten Rückhaltevolumens aller Speicherbauwerke ergibt. In Anlehnung an die Berechnungsmethodik des ATV-Arbeitsblatts 128 (ATV-A 128, 1992) wird im Modell MEPhos der mittlere Phosphoreintrag infolge Mischwasserentlastung wie folgt berechnet (MUNLV, 2003).

$$L_x = V_{Qr,CS} \cdot e_0 \cdot c_{x,CS} \quad \text{Gl. 22}$$

mit:	$L_x =$	entlastete Jahresfracht aus Mischwasserüberläufen des Stoffes	[t/a]
	$V_{Qr,CS} =$	jährliche Regenabflusssumme im Mischsystem	[m ³ /a]
	$e_0 =$	Jahresentlastungsrate	[%/100]
	$c_{x,CS} =$	Konzentration des Stoffes x im entlasteten Mischwasser	[mg/l]

Entsprechend den Berechnungsvorschriften zur Ermittlung der Jahresentlastungsrate nach ATV-A 128 (1992) ergibt sich L_x aus:

$$L_x = V_{Qr,CS} \cdot \left(\left(\frac{\frac{4000 + 25 \cdot qr}{0.5551 + qr}}{\frac{V_{CS}}{A_{red,CS}} + \frac{36.8 + 13.5 \cdot qr}{0.5 + qr}} \right) - 6 \right) \cdot c_{x,CS} \quad \text{Gl. 23}$$

mit:	$V_{CS} =$	kumuliertes Speichervolumen der Regenentlastungsanlagen im Einzugsgebiet	[m ³]
	$A_{red,CS} =$	kumulierte versiegelte Fläche mit Anschluss an Sonderbauwerke Mischkanalsystems	d. [ha]
	$qr =$	Regenabflussspende zur Kläranlage	[l/(s•km ²)]

In die Berechnung der jährlichen Regenabflusssumme aus dem Mischsystem geht die mit GROWA für versiegelte Flächen modellierte mittlere Direktabflusshöhe, die auf versiegelten Flächen mit dem Oberflächenabfluss gleichgesetzt werden kann, ein. Informationen zu (teil-)versiegelten Flächen werden den Landnutzungsdaten entnommen. Versiegelungsgrade von Landnutzungskategorien sind u. a. in MUNLV (2003) enthalten.

Da Eingangsdaten zur Ermittlung der Entlastungsraten in einzelnen Bundesländern nicht zur Verfügung standen, wurden Entlastungsraten als Pauschalwerte für die an der Flussgebietseinheit Weser beteiligten Bundesländer geschätzt: Niedersachsen 45 %, Hessen 35 %, Nordrhein-Westfalen 45 %, Sachsen-Anhalt 57 %, Thüringen 60 % und Bremen 40 %. Aufgrund der Datenlage und Datenstruktur können Stoffeinträge über Mischwasserentlastung weder anlagenspezifisch noch für Teilflächen oder administrative Einheiten berechnet werden. Sinnvoll durchführbar hingegen ist eine integrative Betrachtung von Flussgebieten.

Zur Berechnung der mittleren Nährstoffeinträge muss auch die mittlere Konzentration von Gesamtphosphor bzw. Gesamtstickstoff im Mischwasser bei Starkregen bekannt sein. Diese Konzentrationswerte werden der Literatur entnommen, es sei denn, es stehen Ergebnisse regionaler

Untersuchungen im betrachteten Einzugsgebiet zur Verfügung. In der vorliegenden Studie werden für Gesamtphosphor 1,35 mg/l und für Gesamtstickstoff 10,1 mg/l angesetzt.

3.2.5.3 Modellierung der mittleren Einträge über Trennkanalisationen

Unter dem Pfad Trennkanalisation werden in dieser Arbeit diffuse Stoffeinträge von versiegelten Flächen mit dem Oberflächenabfluss verstanden. Ein Eintragspotenzial ergibt sich im Wesentlichen durch Ablagerungen der atmosphärischen Deposition, Verwitterung von Dächern und Regenrinnen aus Metallen, Verwitterung von Stadtmöblierungen, Abrieb von Verkehrsmitteln (Oberleitungen, Bremsbeläge) sowie Tierkot und -kadavern.

Der Abfluss erreicht die Gewässer direkt über Regenwasserkanalisation im Trennsystem, d. h., es erfolgt keine Behandlung des Abwassers. Neben der Stoffkonzentration sind folgende Parameter ausschlaggebend für die Höhe der emittierten Fracht: Anteil versiegelter Flächen, Anschlussgrad dieser Flächen an ein Trennkanalisationsnetz sowie Abflusshöhe von versiegelten Flächen, die an Trennkanalsysteme angeschlossen sind (Beudert, 1997; MUNLV, 2010). Während die beiden Parameter Versiegelungsflächenanteil und Abflusshöhe als flächendifferenzierte Datensätze zur Landnutzung und zur Direktabflusshöhe nach GROWA vorliegen, sind Informationen über den Anschlussgrad versiegelter Flächen an die Kanalisationstypen Mischkanal bzw. Trennkanal in der Regel lediglich auf Bundeslandesebene oder für andere größere administrative Einheiten vorhanden. Die Berechnung des Nährstoffeintrags über Trennkanalisation erfolgt integrativ auf Basis von Flusseinzugsgebieten. Stoffeinträge von außerörtlichen Straßen in die Gewässer werden nicht betrachtet, weil die Ableitung des Wassers vielfach über die Böschung in Straßenbegleitgräben erfolgt, wo der Abfluss versickert oder verdunstet. Bei Autobahnen werden Straßenabflüsse auch in Rückhaltebecken geleitet, wo sie verdunsten bzw. gestaut werden, bis sie über eine Überlaufschwelle strömen und einem Gewässer zufließen. Bedingt durch die Verweilzeit im Rückhaltebecken ist ein Großteil der Schwermetalle sedimentiert.

Nachfolgend wird die Vorgehensweise zur Berechnung von Einträgen über Trennkanalisationen beschrieben. Für die total versiegelten Flächen eines Teileinzugsgebiets wird die Direktabflusshöhe mittels GROWA berechnet und dann um den Teil prozentual verringert, den die Mischkanalisation im Einzugsgebiet einnimmt. Der resultierende Direktabflussanteil wird mit einer einheitlichen Stoffkonzentration multipliziert (MUNLV, 2010).

$$L_x = (Q_{Dir, vers} \cdot (A_{TK} / 100) \cdot C_x) / 100$$

Gl. 24

mit:	$L_x =$	Einträge des Stoffes x über Trennkanalisation	[kg/(ha·a)]
	$Q_{Dir, vers} =$	mittlere Abflusshöhe von versiegelten Flächen	[mm/a]
	$A_{TK} =$	Anteil des Trennkanalsystems am gesamten Entwässerungssystem	[%]
	$C_x =$	mittlere Stoffkonzentration	[mg/l]

Nach Auswertung der aktuellen Lageberichte zur Abwasserbeseitigung aus den an der Flussgebietseinheit Weser beteiligten Bundesländern werden folgende Anteile des Trennsystems am gesamten Kanalsystem festgelegt: Niedersachsen 96 %, Hessen 24 %, Nordrhein-Westfalen 81 %, Sachsen-Anhalt 95 %, Thüringen 37 % und Bremen 48 %.

Nach Gl. 24 muss zur Berechnung der mittleren Einträge auch die mittlere Konzentration von Gesamtphosphor bzw. Gesamtstickstoff im Regenwasserablauf bekannt sein. Diese Konzentrationswerte werden der Literatur entnommen, es sei denn, es stehen Ergebnisse regionaler Untersuchungen im betrachteten Einzugsgebiet zur Verfügung. Als Konzentrationen gehen in die Modellierung $0,35 \text{ mg/l P}_{\text{ges}}$ und $4 \text{ mg/l N}_{\text{ges}}$ ein.

Wie oben ausgeführt, muss sich die Modellierung des Eintrags über Trennkanalisation aufgrund der Datenlage eines robusten Ansatzes bedienen. Die hier vorgestellte Methodik berücksichtigt diese Vorgaben und besitzt den Charakter einer Schätzung. Dennoch wird die Aussagefähigkeit des Ansatzes für Betrachtungen auf der Ebene von Gewässereinzugsgebieten als ausreichend angesehen.

3.2.6 Validierung der modellierten Nährstoffeinträge (Stickstoff und Phosphor) in die Oberflächengewässer

Für die Validierung der modellierten mittleren langjährigen diffusen und punktuellen Stickstoff- und Phosphoreinträge in die Oberflächengewässer standen langjährige pegelbezogene Messwerte (Abflussmenge und Stickstoff- bzw. Phosphorkonzentration) von 103 Einzugsgebieten zur Verfügung. Pegel, bei denen Abfluss- und Gütepegel weit auseinander lagen oder nicht genügend Messungen (weniger als 50) vorlagen, wurden in diese Auswertung nicht einbezogen. Die Frachtberechnung erfolgte nach der OSPAR-Methode (OSPAR, 1998), Details können Tetzlaff et al. (2008b) entnommen werden. Zur Validierung wurden die Stickstoff- und Phosphoreinträge aller betrachteten diffusen und punktuellen Eintragspfade aufsummiert und unter Berücksichtigung der Retention in den Oberflächengewässern mit den langjährigen pegelbezogenen Messwerten (Abflussmenge und Stickstoff- bzw. Phosphorkonzentration) verglichen.

3.3 MONERIS

Das Modell MONERIS (**MO**delling **N**utrient **E**missions in **R**iver **S**ystems) ist ein empirisch konzeptionelles Modell, welches eine räumlich und nach Eintragspfaden differenzierte Quantifizierung von Nährstoffeinträgen in die Gewässer von Einzugsgebieten ermöglicht. Die räumliche Diskretisierung der Berechnungen erfolgt auf hydrologischen Teileinzugsgebieten, sogenannten Analysegebieten (analytical units, AU), mit einer rechnerischen Mindestgröße von 1 km^2 . Die zeitliche Auflösung der Berechnungen erfolgt für Einzeljahre oder Perioden von mehreren Jahren (die Berechnung von Monatsfrachten und Konzentrationen ist durch Disaggregation der Jahres- oder

Periodendaten möglich, wenn monatliche Eingangsdaten für Abfluss, Niederschlag und Temperatur zur Verfügung stehen). Die Grundlagen für das Modell bilden einerseits Abfluss- und Gütedaten der zu untersuchenden Flussgebiete sowie ein Geographisches Informationssystem (GIS), in das sowohl zahlreiche digitale Datengrundlagen, als auch umfangreiche statistische Informationen integriert werden.

Während die punktuellen Einträge aus kommunalen Kläranlagen und von industriellen Einleitern direkt in die Flüsse gelangen, ergeben sich die diffusen Einträge von Nährstoffen in die Oberflächengewässer aus der Summe verschiedener Eintragspfade, die über die einzelnen Komponenten des Abflusses realisiert werden (vgl. Abbildung 14). Da sich die Stoffkonzentrationen und die dem Eintrag zugrunde liegenden Prozesse zumeist stark voneinander unterscheiden, ist eine Differenzierung in die folgenden Eintragspfade zu berücksichtigen:

- Erosion
- Abschwemmung
- Grundwasser/Zwischenabfluss
- Dränagen
- Atmosphärische Deposition
- Versiegelte urbane Flächen
- Punktuelle Einträge aus kommunalen Kläranlagen und durch industrielle Direkteinleiter

Abbildung 14: Eintragspfade in MONERIS



Quelle: Eigene Darstellung.

Basis für MONERIS sind zahlreiche Datengrundlagen, die einerseits über Zeitreihen als periodische Daten (z. B. atmosphärische Deposition, Stickstoff- und Phosphorbilanzen) und andererseits als statische Eingangsgrößen (z. B. Hydrogeologie, Bodeninformationen) eingehen. Mithilfe der digitalen Teileinzugsgebiete (ab 1 km² Gebietsgröße) erfolgt die Erstellung eines Abflussbaums, in dem die Entwässerungsrichtung jedes Teileinzugsgebietes festgelegt ist. Unter Berücksichtigung der AU-spezifischen Wasserbilanzen können mit dem Modell MONERIS die punktuellen und die diffusen Einträge und Herkunftsquellen in die Gewässer der Teileinzugsgebiete berechnet werden. Dazu werden die Eintragspfade wie folgt berücksichtigt:

- Erosion: Erosionsbedingte Sediment- und Nährstoffeinträge werden basierend auf der allgemeinen Bodenabtrags-Gleichung (ABAG) für geneigte und an das Gewässer angeschlossene Flächen berechnet. Es wurde an den Schwebstofffrachten der Gewässer sowie an den partikulären Phosphorfrachten der Gewässer validiert.
- Abschwemmung: Der Oberflächenabfluss für die Berechnung der Abschwemmung wird nach Carl et al. (2008) ermittelt. Die Konzentrationen der gelösten Nährstofffraktionen im Oberflächenabfluss werden als gebietsgewichtete Mittelwerte aus den Konzentrationen von Acker-, Grün- und Offenland ermittelt, wobei diese für Phosphor von der Phosphorsättigung des Oberbodens und für Stickstoff vor allem von der atmosphärischen Deposition und den Stickstoffüberschüssen bestimmt werden.
- Grundwasser/Zwischenabfluss: Die Berechnung der Einträge über den Grundwasserpfad erfolgt über eine Kopplung der Stickstoffüberschüsse der Landwirtschaft und der übrigen Flächen mit den Stickstoffkonzentrationen im Grundwasser mithilfe einer von den hydrogeologischen Gegebenheiten, der Sickerwassermenge und der Größe der Überschüsse selbst abhängigen Retentionsfunktion unter Berücksichtigung der großräumigen Verweilzeiten in den Flussgebieten. Für Phosphor werden feste Konzentrationen für die einzelnen Texturklassen angenommen.
- Dränagen: Auf Basis der vom Forschungszentrum Jülich (FZJ) ermittelten Dränflächen, der Bodentypen und der Bodenwasserverhältnisse erfolgt die Modellierung der Nährstoffeinträge in Gewässer über die nach Sommer- und Winterabflüssen differenzierte Dränspende und die Nährstoffüberschüsse der landwirtschaftlichen Flächen.
- Die atmosphärische Deposition auf Gewässerflächen wird über die Depositionswerte und die Gewässerfläche berechnet. Die Wasserflächenberechnung erfolgt über eine Gewässerbreitenberechnung und der Ableitung der Fließlängen aus den topographischen Karten.
- Die Einträge von versiegelten urbanen Flächen werden unter Berücksichtigung der regionalen Unterschiede in den Kanalisationssystemen (Misch- und Trennsystem, keine Kanalisation) sowie dem Ausbaugrad (Speichervolumen) des Mischsystems berechnet.
- Punktuelle Einträge aus kommunalen Kläranlagen und durch industrielle Direkteinleiter: Die punktuellen Einträge werden mit einer Frachtberechnung kalkuliert und können über ein eigen erstelltes deutschlandweites Inventar zu Kläranlagen abgefragt werden.

Weiterhin wurde eine Methode zur Berücksichtigung der Nährstoffrückhalte und -verluste in den Oberflächengewässern in Abhängigkeit von der hydraulischen Belastung bzw. den spezifischen Abflussspenden des Flusssysteme entwickelt (Behrendt et al., 2000) und modifiziert (Venohr, 2005; Venohr et al., 2011). Damit sind die Ermittlung der Nährstofffrachten aus den Nährstoffeinträgen in einem Flussgebiet und somit auch ein direkter Vergleich mit den aus Güte- und Abflussmessungen berechenbaren Nährstofffrachten möglich.

MONERIS wurde in den letzten Jahren für zahlreiche europäische und weltweite Flussgebiete angewandt (z. B. Elbe, Donau, Vistula, Oder; siehe Behrendt et al., 2003a; Behrendt et al., 2004; Schreiber et al., 2005, Behrendt und Dannowski, 2005) als auch für die deutschen Flusseinzugsgebiete (Behrendt et al., 2000, 2003b; Fuchs et al., 2010). Letztere wurde bisher für ganz Deutschland mit ca. 3.500 Teileinzugsgebieten berechnet. Das Einzugsgebiet der Flussgebietseinheit Weser wird mit knapp 1.400 Analysegebieten, die Oberflächenwasserkörper nach EG-Wasserrahmenrichtlinie entsprechen, deutlich höher aufgelöst abgebildet.

MONERIS wurde zuletzt von einer MS-Excel-Umgebung in eine C[#]-Programmierung überführt und verfügt über eine angeschlossene MS-Access Datenbank in der alle Eingangsdaten und Ergebnisse abgelegt werden. In diesem Zusammenhang wurde die Benutzeroberfläche komplett neu gestaltet und bietet über die tabellarische und grafische Ausgabe der Ergebnisse über eine Schnittstelle zu kartographischen Darstellungen der Ergebnisse. MONERIS verfügt ebenfalls über ein Maßnahmentool, das 25 Managementoptionen zur pfad- als auch quellenbezogenen Abbildung des Effektes auf den Stoffeintrag in die Gewässer ermöglicht (z. B. Erhöhung des Anteils der Ackerflächen mit Mulchsaat in Hessen). Somit ist die Modellierung von gebietsspezifischen Maßnahmenpaketen möglich (z. B. Auswahl unterschiedlicher Maßnahmenkombinationen für Gebiete im Ober- bzw. Unterlauf, Hot-spot-Gebiete usw.).

3.3.1 Methodische Änderungen von MONERIS Version 2.01 zu 3.01

Bei der Überführung von Excel/VBA zu C[#] ergaben sich durch die unterschiedliche Definition der Zahlenformate bereits leichte Änderungen in den absoluten Werten. Darüber hinaus wurde eine Vielzahl von kleineren programmiertechnischen Korrekturen durchgeführt. So erfolgten in Version 2.01 zum Beispiel Flächen- oder Abflussberechnungen teilweise auf Basis von Differenzen. Dies führte vor allem bei kleinen Werten teilweise zu negativen Ergebnissen, die anschließend durch Modellannahmen ersetzt wurden. In Version 3.01 wurde diese Differenzenbildung durch eine Summierung der relevanten Größen ersetzt. Eine weitere zentrale Änderung war die Umstellung auf eine komplett landnutzungsspezifische Berechnungsweise. Diese hatte, obwohl versucht wurde die Ergebnisse unverändert zu lassen, für Erosion, Dränagen und Grundwasser eine geringfügige Änderung der Ergebnisse zur Folge. Zusätzlich wurden eine Reihe von pfadspezifischen Weiterentwicklungen und Korrekturen durchgeführt, die im Folgenden kurz beschrieben werden, aber auch in Venohr et al. (2011) dargestellt sind.

Atmosphärische Deposition auf Wasserflächen

Auf Basis eines umfangreicheren Datensatzes wurde die Methodik zur Berechnung der Gewässerbreite neu kalibriert. Der neue Berechnungsansatz und die Kalibrierungsgrundlage sind in Venohr et al. (2011) dargestellt.

Abschwemmung

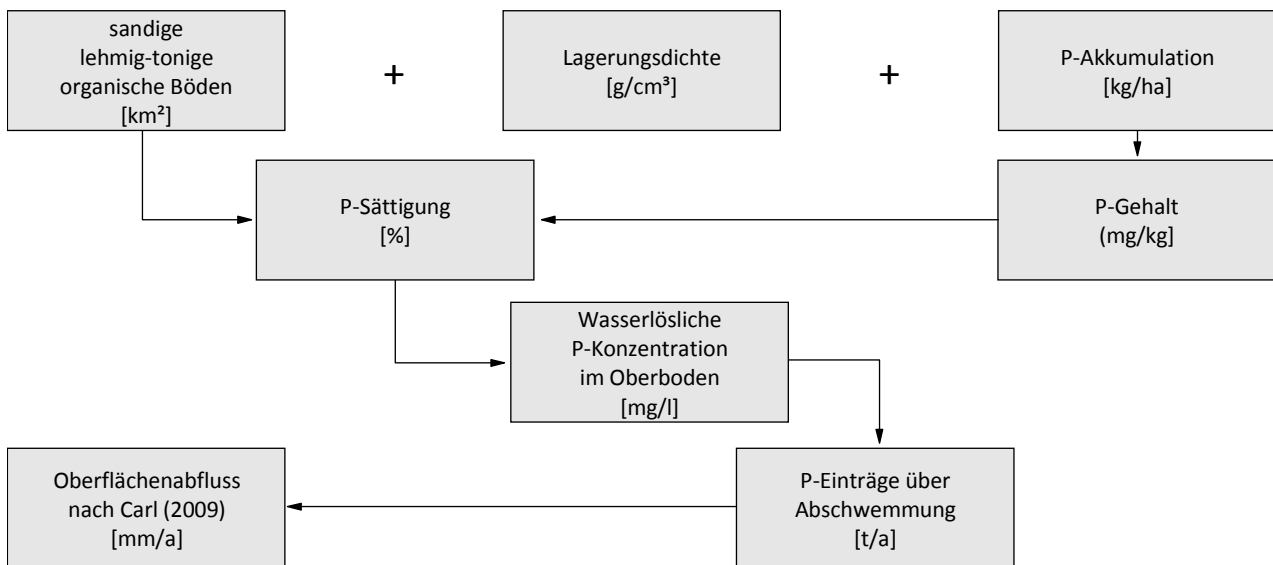
Es wurde der gesamte Abfluss eines Oberflächenwasserkörpers (analytical unit, AUs), jedoch nur die Fläche ohne den Anteil der versiegelten urbanen Flächen, für die Berechnungen verwendet. Zusätzlich wurden auch die Einleitungen aus Punktquellen bei der Berechnung des Oberflächenabflusses vom Gesamtabfluss abgezogen. Zessner et al. (2011) haben die Formel zur Berechnung des Oberflächenabflusses von vergletscherten Flächen neu kalibriert. Diese Anpassung führt zu deutlich geringeren Abflüssen von diesen Flächen. Aufgrund der räumlichen Verteilung hat diese Änderung jedoch keine Relevanz für die Flussgebietseinheit Weser.

Es erfolgte ebenfalls eine Änderung der Methodik zur räumlichen und zeitlichen Anpassung der Phosphorakkumulation. Für die Berechnung der Phosphorkonzentrationen im Oberflächenabfluss von Ackerflächen wurde in der alten Version nur die mittlere Phosphorakkumulation auf Ackerflächen verwendet. Hier wurde MONERIS so erweitert, dass nun für jede AU ein individueller Wert berücksichtigt werden kann, und so eine bessere Abbildung der räumlichen Verteilung der Einträge ermöglicht. Für die deutschlandweite Anwendung lag eine entsprechende Datenbasis jedoch nicht vor, sodass hier auch nur die bundeslandspezifischen Werte berücksichtigt wurden. Diese werden analog zur Methodik zur Korrektur des Stickstoffüberschusses erst auf das aktuelle Berechnungsjahr angepasst und anschließend in Bezug zur maximalen Akkumulation gesetzt, um die relative Sättigung für jedes AU zu ermitteln.

Zusätzlich wurde die Berechnung der Phosphorkonzentration im Oberflächenabfluss modifiziert. Dieser Ansatz benötigt bisher die Festlegung der Phosphorsättigung von Acker- und Grünlandstandorten und erfolgte über eine Modellkonstante für alle AUs. Anschließend wurde die Sättigung über das Verhältnis der aktuellen zu einer maximalen Phosphorakkumulation korrigiert um die räumliche Verteilung und die zeitliche Entwicklung der Überschüsse abbilden zu können. Die Festlegung der maximalen Phosphorakkumulation erfolgte innerhalb der Modellkalibrierung, in der Regel auf Basis von Expertenwissen, da hier häufig keine Referenzdaten vorlagen.

Der neue Ansatz berücksichtigt weiterhin die Phosphorakkumulation, berechnet die Sättigung jedoch auf Basis der bodentypischen Lagerungsdichten für das Bodenprofil in Pflughorizonttiefe (50 cm) (Abbildung 15). Die Ableitung der Phosphorkonzentration im abgeschwemmten Material erfolgt weiterhin über Pöthig et al. (2010).

Abbildung 15: Schematische Darstellung der Methodik zur Berechnung der Phosphoreinträge über Abschwemmung



Quelle: Eigene Darstellung.

Erosion

Bei der Umstellung auf eine landnutzungsspezifische Berechnungsweise wurde für Waldflächen eine Berücksichtigung des SDRs (soil delivery ratio) implementiert. Das SDR beschreibt den Flächenanteil, der an eine Oberflächengewässerangeschlossen ist und somit tatsächlich zum erosiven Nährstoffeintrag beiträgt. Hier wurde zunächst immer von einem konstanten Bodenabtrag von Waldflächen ausgegangen, nun wird hier der für landwirtschaftliche Fläche ermittelte SDR-Ansatz verwendet

Für die bessere Abbildung von Maßnahmenwirksamkeiten wird in der neuen Version der Bodenabtrag nun für fünf Hangneigungsklassen berechnet, welche in der älteren Version zusammengefasst waren. Dies kann bei sehr kleinen Werten zu leichten Unterschieden in den Ergebnissen führen.

Dränagen

Hier wurde im Rahmen der landnutzungsspezifischen Eintragsberechnung ein höherer Abbau von Stickstoff während der Bodenpassage angenommen. Die Methodik wurde im Modellvorhaben AGRUM abgeleitet.

Die landnutzungsspezifische Eintragsberechnung hat ebenfalls eine Unterscheidung in degradierte und natürliche Moore ermöglicht. Für Dränagen wurde davon ausgegangen, dass alle Moore degradiert sind. Die Phosphorkonzentrationen von Nieder- und Hochmooren wurden jedoch nicht angepasst. Daher ergeben sich keine Änderungen für Dränagen jedoch beim Eintragspfad Grundwasser.

Grundwasser

In beiden Modellversionen wird die Grundwasserneubildung jeweils als Restglied der gesamten Wasserbilanz berechnet. Hier können sich teilweise negative Werte für die Grundwasserneubildung ergeben. Diese wurden in der Version 2.01 auf einen Mindestwert von 20 mm/a korrigiert. In Version 3.01 wird die Grundwasserneubildung nun auf einen Wert von 0 mm/a gesetzt und die Differenz zum berechneten Wert später als Versickerung aus den Oberflächengewässern berücksichtigt. Für die Versickerung wird die später berechnete mittlere Konzentration (nach Retention) berücksichtigt. Im Falle einer monatlichen Berechnung wird diese Methode analog angewendet. Hier können sich jedoch für niederschlagsreiche Monate positive Wasserbilanzen ergeben. Diese Summe der monatlichen Grundwasserneubildung wird dann ebenfalls für die jährliche Berechnung verwendet.

Bei der alten Version wurde nicht zwischen intakten und degradierten Mooren unterschieden, obwohl sich hier erhebliche Unterschiede in den Nährstoffausträgen ergeben können. Hier kann nun auf AU-Ebene der Anteil der degradierten Moore eingesetzt werden. Für intakte Moore werden weiterhin die bisherigen Phosphorausstragkonzentrationen verwendet. Für degradierte Moore werden jedoch die Bedingungen unter Dränagen angenommen. Dies kann zu deutlich höheren Einträgen führen.

Im Zuge der landnutzungsspezifischen Eintragsberechnung werden Einträge über Kleinkläranlagen, die über die Boden-Grundwasserpassage einleiten, nun ebenfalls dem Grundwasserpfad zugeschlagen und nicht bei urbanen Systemen berücksichtigt.

Stickstofffixierung unter Grünland

Die landnutzungsspezifische Modellierung in MONERIS ermöglicht nun auch eine Differenzierung der Abbau- und Fixierungsprozesse unter Acker- und Grünland. Vergleicht man die Stickstoffkonzentrationen unter dräniertem Acker- und Grünland, zeigen sich signifikante Unterschiede in den Konzentrationen von anaorganisch-gelöstem Stickstoff (Tabelle 12) für Acker- und Grünlandstandorte. Die Variabilität innerhalb der Landnutzungsklassen zeigt, dass auch die Bewirtschaftungsform, der Messzeitpunkt sowie der Bodenart von großer Bedeutung sind, jedoch ist der Unterschied zwischen Acker- und Grünland deutlich größer als die Variabilität innerhalb der Nutzungsklassen. Das Niedersächsische Landesamt für Bergbau, Energie und Geologie (LBEG) hat unabhängig davon eine Studie zum Stickstoffabbau unter Grünland durchgeführt und hat dabei eine Reduktion um 60 % des Stickstoffs im Oberboden ermittelt. Dieser Abbau wurde als Nettosumme der Prozesse Denitrifikation und Fixierung ermittelt, jedoch vereinfachend als Fixierungsfaktor benannt.

Der Exponent für Denitrifizierung und Fixierung (DF) in Tabelle 12 wurde durch iterative Modellläufe von MONERIS für die Weser so angepasst, dass sich unter dräniertem Grünland eine mittlere Gesamtstickstoff-Konzentration von 5 mg/l ergibt. Dieser Wert liegt etwas höher als die in der Literatur gefundenen Werte, gilt jedoch für Gesamtstickstoff und nicht nur für die anorganisch-gelöste Fraktion. Diese Vorgehensweise ergab einen Wert für DF von 0,35. Da eine, gegenüber

Ackerlandstandorten, erhöhte Fixierung auch für nicht-dränierete Standorte angenommen werden muss. Der Exponent von 0,35 wird nicht nur für dränierete Standorte, sondern auch für nicht-dränierete Grünlandflächen verwendet.

$$CTN\text{Dränage}_{\text{Grünland}} = \frac{N\ddot{u}berschuss_{\text{Grünland}}^{DF}}{Dr\ddot{a}nspende} 100 \quad \text{Gl. 25}$$

mit:	$CTN\text{Dränage}_{\text{Grünland}}$	=	Gesamt-Stickstoff-Konzentration im Dränablauf	[mg/l]
	$N\ddot{u}berschuss_{\text{Grünland}}$	=	Stickstoff Bilanzüberschuss auf Grünland	[kg/(ha·a)]
	DF	=	Exponent der Denitrifizierung und Fixierung in der Wurzelzone unter Grünland	[-]
	$Dr\ddot{a}nspende$	=	Dränspende aus dränieretem Grünland	[in mm/a]

Tabelle 12: Ergebnisse einer Literaturstudie zu anaorganisch-gelösten Stickstoff(DIN)-Konzentrationen in Dränagen für verschiedene Standorte Deutschlands

Standorttyp	DIN (mg N/l)	Boden	Quelle
Acker, östlich Heinersdorf (Spree)	29,7	Lehm	Gelbrecht et al. (1996)
Acker, westlich Heinersdorf (Spree)	33,5	Lehm	Gelbrecht et al. (1996)
Acker, Radlow (Scharmützelsees)	34,1	Lehm	Gelbrecht et al. (1996)
Acker, Beeskower Platte	32,6	Lehm	Gelbrecht et al. (1996)
Ackerland bei Kösterbeck (Warnow)	36,3	Sandiger Lehm	Bockholt & Kappes (1994)
Ackerland nördlicher Regionen	21,0	Lehm	Grün et al. (1985)
Ackerland nördlicher Regionen Deutschlands	13,3	Sand	Grün et al. (1985)
Ackerland bei Kösterbeck (Warnow)	25,2	Sandiger Lehm	Thiele et al. (1995)
Grünland bei Kösterbeck (Warnow)	1,7	Sandiger Lehm	Bockholt et al. (1993)
Grünland bei Kösterbeck (Warnow)	1,0	Sandiger Lehm	Bockholt et al. (1993)
Grünland, Warnow	4,6	Marschen	Bockholt et al. (1993)
Grünland bei Kösterbeck (Warnow)	3,2	Marschen	Thiele et al. (1995)
Grünland bei Kösterbeck (Warnow)	1,2	Marschen	Thiele et al. (1995)
Grünland, Warnow	5,4	Marschen	Bockholt et al. (1993)
Grünland in Tiefland	3,8	Marschen	Grün et al. (1985)
Nicht genutzte Fläche bei Kösterbeck (Warnow)	10,2	Sandiger Lehm	Thiele et al. (1995)

Quelle: Eigene Zusammenstellung.

Urbane Systeme

In MONERIS wird, auf Basis der in der Landnutzungskarte ausgewiesenen urbanen Fläche, der versiegelte Anteil der urbanen Fläche ermittelt. Diese Berechnung erfolgte in MONERIS 2.01 an verschiedenen Stellen im Modell doppelt und hatte zu geringe versiegelte Flächenanteilen zur Folge.

In Version 2.01 wurden Bevölkerungsangaben aus dem Kläranlageninventar und der allgemeinen Bevölkerungsstatistik miteinander verrechnet. Daraus ergaben sich häufiger unsaubere Einwohnerbilanzen, die nachträglich korrigiert werden mussten. In Version 3.01 wird nun eine vollständige Bevölkerungsstatistik auf AU-Ebene verwendet, sodass keine Korrekturen dieser mehr nötig sind. Zusätzlich wurden einige Einheitenfehler bei Folgeberechnungen zur Bevölkerungsstatistik korrigiert.

Kläranagen und Industrie

In Version 2.01 wurden Einleitungen aus Gewerbegebieten über die Mischkanalisation und Einleitungen von Haushalten die nur an die Kanalisation (aber an keine Kläranlage) angeschlossen sind, diesem Eintragspfad zugewiesen. In Version 3.01 verbleiben diese beim Eintragspfad „urbane Systeme“.

Qualitative Abschätzung der Modellweiterentwicklungen auf die Ergebnisse

Der Effekt der Änderungen lässt sich nur sehr aufwendig im Detail beschreiben, da die einzelnen Änderungen teilweise nur unter sehr spezifischen Einzugsgebietsbedingungen (negative Wasserbilanzen, Korrektur von Flächenbilanzen) oder in Ihrem Umfang sehr unterschiedlich ausfallen, z. B. in Abhängigkeit der Bodenartenverteilung, Anwesenheit von Dränagen, Anschlussverhältnisse und Anschlussverhältnisse in urbanen Systemen). Es lässt sich jedoch allgemein qualitativ der Effekt der Änderungen beschreiben (Tabelle 13).

Tabelle 13: Zusammenfassende Darstellung der Weiterentwicklungen von MONERIS und der sich daraus ergebenden Effekte auf die Berechnungsergebnisse

Änderung	Betroffene Pfade	Gesamteffekt
Wechsel VBA → C#	Kleinere Korrekturen aller Pfade	Nur sehr geringe, nicht-systematische Beeinflussung der Ergebnisse
Landnutzungsspezifische Berechnungen	Alle Pfade	Nur sehr geringe, nicht-systematische Beeinflussung der Ergebnisse
Flächenbilanzen	Grundwasser	±
	Urbane Systeme	-
	Wasserflächen	+
Oberflächenabflusses von vergletscherten Flächen	Abschwemmung	-
SDR für Waldflächen	Erosion	-
Fixierung unter Grünland	Grundwasser, Dränagen	-
Negative Wasserbilanzen	Grundwasser	-
	Gesamtabfluss	-
Landnutzungsspezifische Berechnungen	Urb DCTP GW → Grundwasser	+ -
DCTP (mit Boden-Grundwasserpassage)	Grundwasser	+
	Urbane Systeme	-

Erläuterungen:

+ Erhöhung der berechneten Einträge

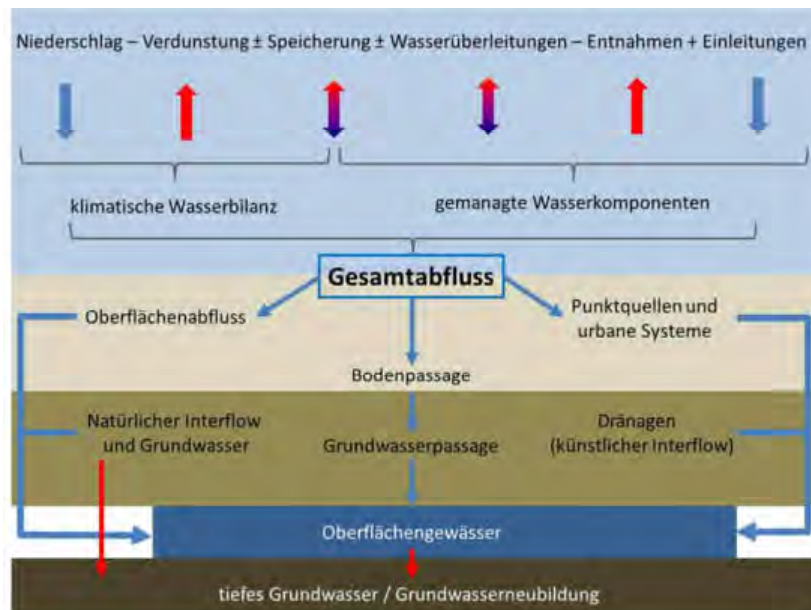
– Abnahme der berechneten Einträge

Quelle: Eigene Zusammenstellung.

3.3.2 Modellierung der Hydrologie

Folgende Abflusskomponenten werden mit MONERIS auf Grundlage des vom FZJ übernommenen Gebietsabflusses modelliert (Abbildung 16):

- Oberflächenabfluss
- Drainageabfluss
- Grundwasserabfluss/Zwischenabfluss
- Abfluss von urbanen Gebieten

Abbildung 16: Abflusskomponenten im Modell MONERIS

Quelle: Eigene Darstellung.

Aufgrund der analysegebietsbezogenen Modellierung, muss für diese zunächst ein Abflussbaum erstellt werden, welcher die Entwässerungsrichtung für jedes Analysegebiet definiert.

3.3.2.1 Abflussbaum

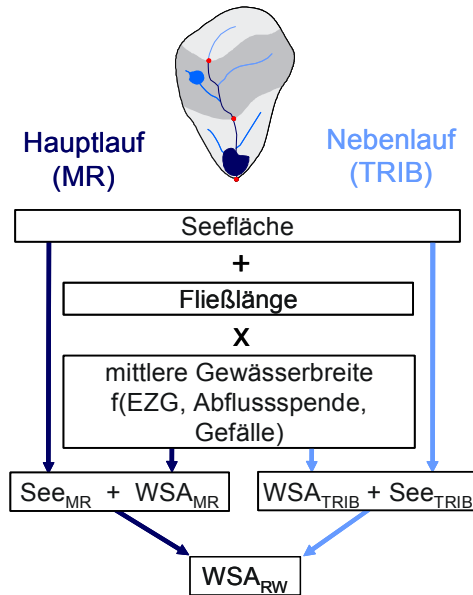
Die hierarchische Gliederung des Einzugsgebiets im MONERIS-Ansatz beginnt mit dem „Teileinzugsgebiet“ (Analytical Unit: AU) als Grundlage und kleinste Modelleinheit. Für diese Teileinzugsgebiete wurde ein Abflussbaum erstellt, welcher die Fließrichtung für jedes einzelne Teileinzugsgebiet definiert. Somit wird jedes Einzugsgebiet dem unterliegenden Einzugsgebiet zugeordnet. Sollte ein Teileinzugsgebiet in zwei verschiedene unterliegende Teileinzugsgebiete entwässern, beispielsweise durch einen Kanal oder eine Verzweigung, wird ein Splitting (über eine Split_ID) eingefügt.

3.3.2.2 Berechnung der Gewässeroberfläche

Die Gewässeroberfläche in einem Einzugsgebiet muss für die Berechnung der Nährstoffretention in Flüssen und Seen und für die Berechnung der atmosphärischen Deposition auf Gewässeroberflächen quantifiziert werden. Hierzu kam der Ansatz nach Venohr et al. (2005) zur Abschätzung der Flussbreite von Haupt- und Nebenflüssen zum Einsatz. Dieser Ansatz schätzt die Gewässeroberfläche als Produkt der Fließlänge und der Gewässerbreite ab, wobei zwischen Haupt- und Nebenläufen unterschieden wird (Abbildung 17). Für die Kalibrierung und Validierung wurden rund 500 Flusssysteme mit verschiedenen hydromorphologischen Charakteristika in Europa ver-

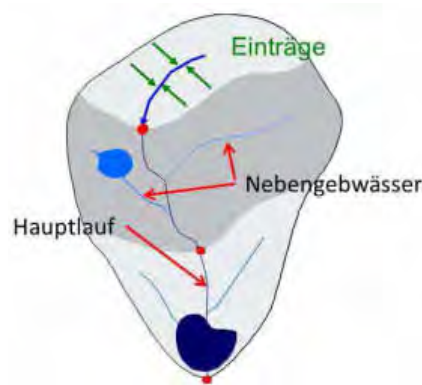
wandt. Die Kalibrierung basiert sowohl auf Messungen der Flussbreite als auch auf detaillierten hydrologischen Karten, in denen Informationen zu Flussbreite vorliegen. Die berechnete Gewässerfläche wurde verifiziert durch statistische Daten der deutschen Bundesländer.

Abbildung 17: Berechnung der Gewässerfläche (WSA) von Haupt- (MR) und Nebenläufen (TRIB) in Flusssystemen (nach Venohr et al., 2005)



Quelle: Eigene Darstellung.

Abbildung 18: Unterscheidung zwischen Haupt- und Nebengewässer in MONERIS



Quelle: Eigene Darstellung.

Die Flussbreite wird als Abhängige der gesamten Einzugsgebietsgröße, des spezifischen Abflusses und der mittleren Hangneigung des jeweiligen Teileinzugsgebietes berechnet. Die Wasserfläche der Flüsse wird – differenziert nach Haupt- (WSA_{MR}) und Nebenlauf (WSA_{TRIB}) – zur Fläche der Seen (See_{MR} , See_{TRIB}) addiert. Die Fließlänge der Nebenläufe wird für jedes Teileinzugsgebiet auf

Grundlage der Differenz zwischen allen Flusslängen der Karte und den Längen der Hauptläufe bestimmt.

Zur Berechnung der Gewässeroberfläche ist es wichtig zu beachten, dass bei größeren Maßstäben der Karten die Generalisierung ebenfalls steigt und somit kleine Flüsse und Mäander fehlen. Somit werden die reale Fließlänge, respektive die Wasserfläche, unterschätzt. Deshalb wurden die Flusslängen aus Karten unterschiedlicher Maßstäbe verglichen und Skalierungsfaktoren für Haupt- und Nebenläufe abgeleitet. Für den Vergleich wurden unterschiedliche Karten mit Maßstäben von 1 : 25.000, 1 : 100.000, 1 : 250.000 und 1 : 1.000.000 benutzt. Die Skalierungsfaktoren (Tabelle 14) wurden anhand von 87 deutschen Einzugsgebieten bestimmt. Es wurde davon ausgegangen, dass bei einem Maßstab von 1 : 25.000 die gesamte Fließlänge in den Karten dargestellt wird.

Tabelle 14: Skalierungsfaktoren für Karten unterschiedlicher Maßstäbe, unterteilt in Haupt- (MR) und Nebenlauf (TRIB)

Karten	Maßstab	Skalierungsfaktor	
		TRIB	MR
DTK25	25.000	1,00	1,00
UBA1000	100.000	1,83	1,11
UBA-OSU1000	100.000	2,10	1,11
DLM250	25.000	3,23	1,11
DLM1000	1.000.000 (250.000)	2,99	1,13
BART1000	1.000.000	8,40	1,18
DCW1000	1.000.000	6,28	1,17

Quelle: Eigene Zusammenstellung.

3.3.3 Quantifizierung von Nährstoffeinträgen

3.3.3.1 Nährstoffeinträge aus diffusen Quellen

Nährstoffeinträge auf Gewässerflächen durch atmosphärische Deposition

Eingangsdaten für die Berechnung des direkten Eintrags auf Gewässerflächen durch atmosphärische Deposition sind:

- Fläche aller an ein Flusssystem angeschlossenen Oberflächengewässer innerhalb eines Einzugsgebietes
- die Depositionsraten für Phosphor und Stickstoff

Durch die Verschneidung der Depositionsdaten mit den Einzugsgebietsgrenzen wird für alle Teileinzugsgebiete die mittlere $\text{NO}_x\text{-N}$ - und $\text{NH}_4\text{-N}$ -Deposition ermittelt.

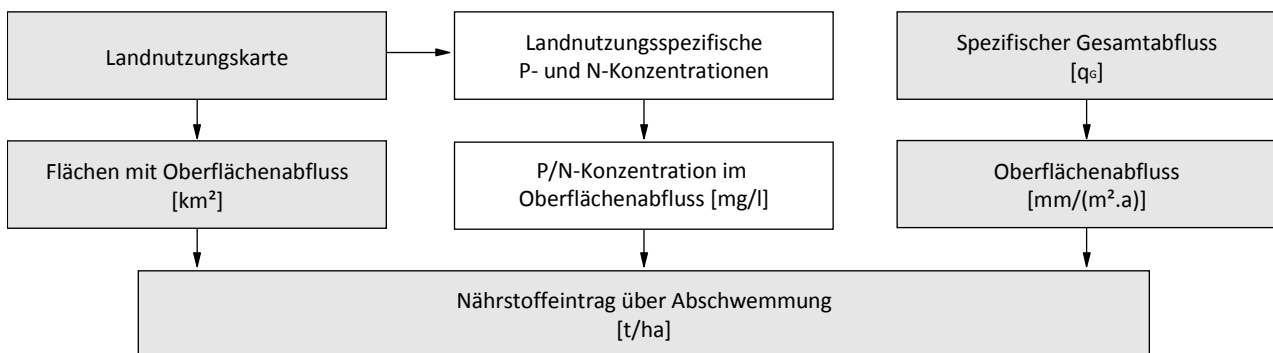
Die Depositionsrates von Gesamtphosphor, die von der Landnutzung und den Niederschlagsbedingungen der betrachteten Fläche abhängig ist, liegt erfahrungsgemäß im Bereich zwischen 0,3 und 3,0 kg P/(ha·a). Anhand der Analyse statistischer Daten (Behrendt et al., 2002) lässt sich für europäische Einzugsgebiete ein Mittelwert von 0,37 kg P/(ha·a) ableiten. Für andere Länder kann dieser Wert, je nach Datenverfügbarkeit und den naturräumlichen Gegebenheiten, abweichen.

3.3.3.1.1 Nährstoffeinträge durch Abschwemmung

Die Einträge gelöster Nährstoffe durch Abschwemmung werden entsprechend dem Schema der Abbildung 19 ermittelt. Der Oberflächenabfluss wird durch den Ansatz von Carl und Behrendt (2006, 2008) und Carl et al. (2008) als Funktion des Gesamtabflusses ermittelt. Die Ergebnisse dieses konzeptionellen Zeitreihenmodells sind vergleichbar mit den Ergebnissen hydrologischer Modelle wie SWAT und DIFGA für die im daNubs-Projekt ausgewählten Beispielsgebieten (Zessner et al., 2004).

Der Oberflächenabfluss eines jeden Teileinzugsgebiets wird durch den spezifischen Langzeitabfluss der Einzugsgebiete durch die Überlagerung der Einzugsgebietsgrenzen mit dem spezifischen Langzeitabfluss ermittelt. Der gesamte Oberflächenabfluss innerhalb eines Einzugsgebiets wird durch das Produkt aus spezifischem Oberflächenabfluss und der Gesamtfläche bestimmt. Hierbei muss bedacht werden, dass auch versiegelte urbane Flächen Oberflächenabfluss verursachen, diese Abflusskomponente jedoch nicht in Wäldern und Feuchtgebieten, sowie nicht bei Gewässern und Abbauland (z. B. Tagebau) vorkommt. Es wird weiterhin davon ausgegangen, dass der gesamte ermittelte Oberflächenabfluss in das Flusssystem gelangt.

Abbildung 19: Nährstoffeinträge durch Abschwemmung



Quelle: Eigene Darstellung.

Die Berechnung der Nährstoffeinträge durch Abschwemmung berücksichtigt ausschließlich gelöste Nährstoffe, die mit dem Oberflächenabfluss in die Gewässer gelangen. Die Nährstoffkonzentration des Oberflächenabflusses wird als flächengewichtetes Mittel der Konzentrationen des Oberflächenabflusses der verschiedenen Landnutzungskategorien errechnet (siehe Tabelle 15).

Die Ableitung der hier angegebenen Nährstoffkonzentrationen ist in Behrendt et al. (1999) beschrieben.

Tabelle 15: Zur Ermittlung der Abschwemmungseinträge verwendete Nährstoffkonzentrationen

Nutzung	Stickstoff g N/m ³	Phosphor g P/m ³
Ackerland	0,3 + N-Deposition/Jahresniederschlag	0,80
Grünland	N-Deposition/Jahresniederschlag	0,20
Offene Flächen	N-Deposition/Jahresniederschlag	0,05

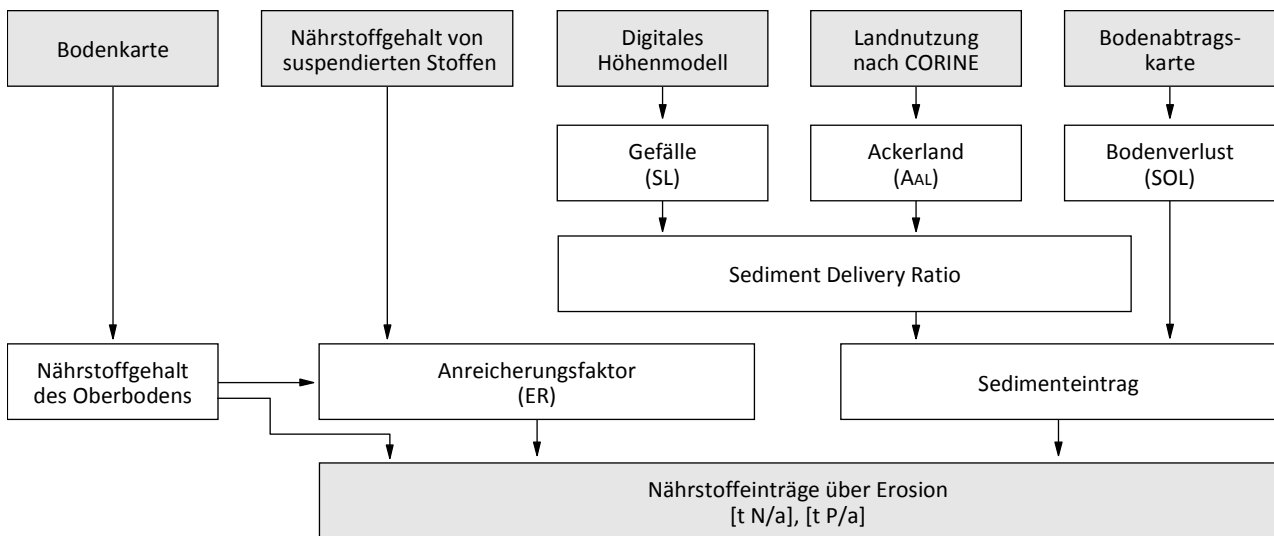
Quelle: Eigene Zusammenstellung.

3.3.3.1.2 Nährstoffeinträge durch Erosion

Die Berechnung der Nährstoffeinträge durch Erosion unter der Berücksichtigung von Sedimenteintrag und dem Verhältnis der Nährstoffanreicherung zeigt Abbildung 20. Je nach Verfügbarkeit können verschiedene Bodenabtragskarten zur Berechnung der Bodenerosion verwendet werden. Für größere Einzugsgebiete europäischer Flüsse kann die Bodenabtragskarte PESERA vom Joint Research Center of the European Commission (JRC) Verwendung finden. Für AGRUM⁺ hat das Leibniz-Institut für Gewässerökologie und Binnenfischerei im Forschungsverbund Berlin e.V. (IGB) eine Bodenabtragskarte auf Basis der in Kapitel 4 beschriebenen Landnutzungs- und Bodenkarte und Höhenmodell erstellt.

Um die langjährigen Mittelwerte für die vor Ort gemessene Bodenerosion nach USLE berechnen zu können, muss das Sedimenteintragsverhältnis (ER_SDR bzw. Sediment Delivery Ratio) bestimmt werden (Walling, 1983, 1996). Die GIS-gestützte Modellierung des erosionsbedingten Eintragspotenzials in Fließgewässer ermöglicht die Identifizierung derjenigen Fläche eines Einzugsgebietes, deren Bodenabtrag direkt in das Gewässer gelangt.

Bisher war dies nur für bestimmte Einzugsgebiete möglich, sodass für die Anwendung auf andere Einzugsgebiete eine Modifikation notwendig war. Zu diesem Zweck wurde die Beziehung zwischen dem Sedimenteintragsverhältnis und bestimmten Einzugsgebietsmerkmalen oder Parametern der verfügbaren digitalen Datenbasis mit niedriger Auflösung ermittelt. Unter Anwendung einer nicht-linearen multiplen Regression hat - mit Ausnahme der Hangverhältnisse - der Anteil des Ackerlands den größten Einfluss auf das Sedimenteintragsverhältnis (ER_SDR).

Abbildung 20: Nährstoffeinträge durch Erosion

Quelle: Eigene Darstellung.

Zur Eichung des SDR-Modells für langjährige Zeitreihen ist ein Wichtungsfaktor ($ER_PRECorr$, aktueller Zeitraum im Vergleich zum langjährigen Mittel) erforderlich, um die große Variabilität des Transports suspendierter Partikel in Abhängigkeit von der Zeit zu berücksichtigen. Dieser Wichtungsfaktor wird bestimmt durch die Beziehung zwischen der Anzahl der Starkregentage (nach Rogler und Schwerdtmann, 1981) mit der Zahl der Starkregentage über den gesamten Zeitraum.

Auf Basis der jährlichen Phosphorüberschüsse und den kumulativen Werten der einzelnen Bundesländer (Zeitraum von 1955 bis 2004) wird der Phosphorgehalt im Oberboden berechnet. Der Anfangswert des Phosphorgehaltes im Oberboden Mitte der 50er Jahre basiert auf den Informationen von Werner et al. (1991). Die räumliche Differenzierung des Anfangswertes liegt in dem Tongehalt der verschiedenen Bodentypen der Bodenübersichtskarte (BÜK1.000) begründet. Die jeweiligen Phosphorgehalte des Ackerbodens wurden anhand der vorliegenden Phosphorakkumulationen der einzelnen Bundesländer und des räumlich differenzierten Hintergrundgehaltes berechnet. Für die Berechnung der Stickstoffeinträge durch Erosion wird auf die Angaben zu den Stickstoffgehalten von Ackerböden in der BÜK zurückgegriffen.

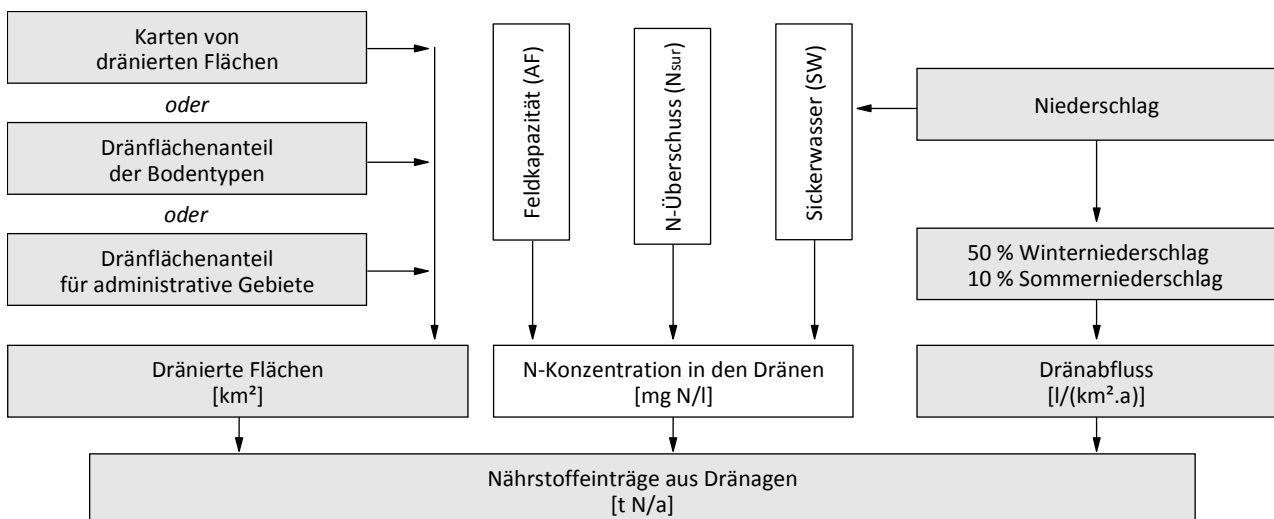
Die Beziehung zwischen dem Phosphorgehalt der Schwebstoffe in Flüssen mit hohem Abfluss und dem errechneten Phosphorgehalt des Oberbodens liefert die Basis zur Bestimmung des Anreicherungsverhältnisses (ER_ENR bzw. Enrichment Ratio). Aus diesen Ergebnissen kann gefolgert werden, dass das Anreicherungsverhältnis umgekehrt proportional zur Wurzel der spezifischen Schwebstofffracht eines Einzugsgebietes ist.

Zur Ableitung der Gesamtposphor- und Gesamtstickstoffgehalte des Oberbodens werden Informationen aus der BÜK sowie der langzeitigen Akkumulation von Phosphor in landwirtschaftlich genutzten Böden verwendet.

3.3.3.1.3 Nährstoffeinträge aus Dränagen

Die Quantifizierung der Einträge von Stickstoff und Phosphor über Dränagen wird über die Größe der dränierten Fläche, der Dränspende und der mittleren Nährstoffkonzentration des Dränwassers berechnet. Für die Berechnungen im Projekt AGRUM⁺ wurden vom Projektpartner FZJ Angaben zum Anteil der dränierten landwirtschaftlichen Fläche für das Einzugsgebiet der Flussgebietseinheit Weser zur Verfügung gestellt.

Abbildung 21: Nährstoffeinträge über Dränagen



Quelle: Eigene Darstellung.

Die Dränwassermenge wird nach Kretschmar (1977) mit der Annahme berechnet, dass das Dränwasser die Summe von 50 % der Winter- und 10 % der Sommerniederschläge darstellt. Dieser Ansatz berücksichtigt die regionalen Unterschiede in der Niederschlagsverteilung und in der Menge des Dränwassers. Die mittlere Phosphorkonzentration in den Teileinzugsgebieten wurde als ein flächengewichtetes Mittel der Konzentrationen in Tabelle 16 und den in der Bodenkarte ausgewiesenen Flächen mit sandigen und lehmigen Böden, Niedermooren und Hochmooren berechnet.

Tabelle 16: Phosphorkonzentrationen in Dränwasser bei verschiedenen Bodenarten

Bodentyp	Phosphorkonzentration im Dränwasser mg P/l
Sanddominierte Böden	0,20
Lehmdominierte Böden	0,06
Niedermoorböden	0,30
Hochmoorböden	1,50

Quelle: Venohr et al., 2011.

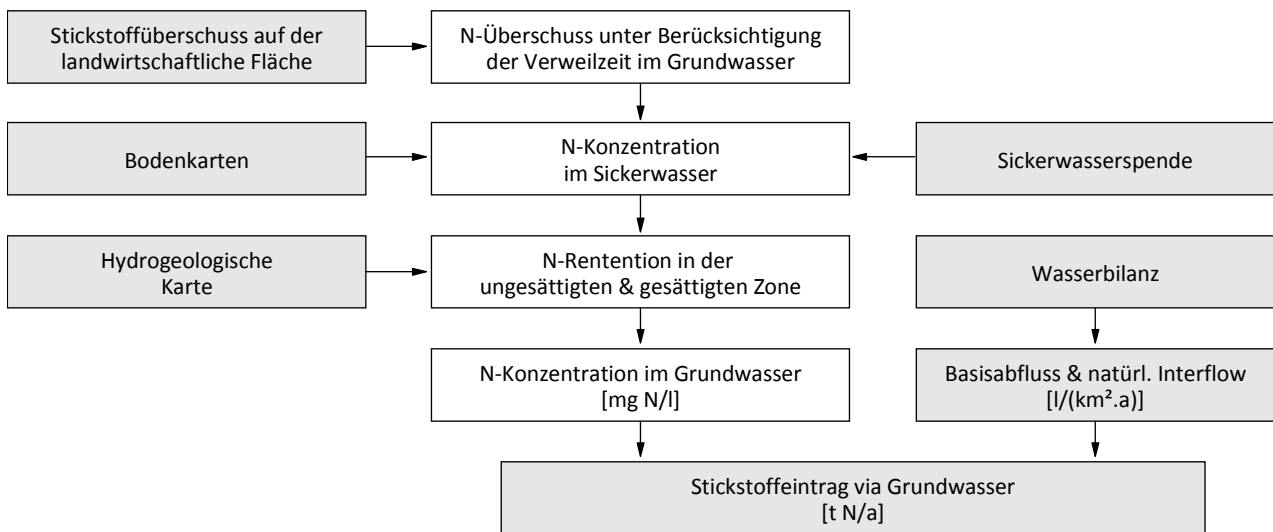
Die Berechnung der Stickstoffkonzentrationen erfolgt nach der von Behrendt et al. (2000) beschriebenen Methode und basiert auf den regional unterschiedlichen Stickstoffüberschüssen. Über den Stickstoffüberschuss, die Sickerwassermenge und den Austausch-Faktor wird die potenzielle Nitratkonzentration im Sickerwasser nach Frede und Dabbert (1998) berechnet. Diese potenzielle Nitratkonzentration in der oberen Bodenschicht wird durch den Denitrifikationsfaktor reduziert, der von Behrendt et al. (2000) mit 0,85 angegeben wird. Da die zahlreichen Grünlandflächen im nördlichen Teil der Flussgebietseinheit Weser auch häufig dräniert sind, hier aufgrund der höheren Denitrifikationskapazität aber geringere Einträge in die Gewässer realisiert werden, wurde für diese Flächen ein höherer Retentionsanteil (~60 % höher als bei Ackerflächen) angenommen.

3.3.3.1.4 Nährstoffeinträge aus dem Grundwasser

Der Nährstoffzufuhr über das Grundwasser wird aus dem Produkt des Grundwasserabflusses und der Nährstoffkonzentration des Grundwassers berechnet und schließt den natürlichen Zwischenabfluss und den Basisabfluss ein. Abbildung 22 zeigt ein Schema für die Berechnung des Stickstoffeintrags aus dem Grundwasser.

Der Grundwasserabfluss wird für jedes Teileinzugsgebiet aus der Differenz zwischen dem Gesamtabfluss und der berechneten Summe der anderen Ausfluss-Komponenten (Dränageabfluss, Oberflächenabfluss, Überlaufereignisse von versiegelten urbanen Gebieten und vom Niederschlag auf die Fläche der Oberflächengewässer) berechnet.

Die Angaben der Grundwasserkonzentrationen von gelöstem, reaktivem Phosphor (SRP) der verschiedenen Bodentypen beruhen auf Behrendt et al. (2000) (Tabelle 17). Unter Verwendung dieser Werte wird die Phosphorkonzentration in den Teileinzugsgebieten auf der Basis der Konzentrationen und der Flächen mit sandigen Böden, mit lehmigen Böden, mit Niedermoor- und Hochmoorböden als flächengewichtetes Mittel für landwirtschaftlich genutzte Flächen berechnet.

Abbildung 22: Stickstoffeinträge aus dem Grundwasser

Quelle: Eigene Darstellung.

Weiterhin werden mögliche Konzentrationsunterschiede zwischen löslichem reaktiven Phosphor (SRP) und Gesamt-Phosphor im anaeroben Grundwasser berücksichtigt (Driescher und Gelbrecht, 1993). Prinzipiell kann im Grundwasser davon ausgegangen werden, dass der Gesamt-Phosphor (TP) im Wesentlichen aus gelöstem, reaktivem Phosphor (SRP) gebildet wird. Dessen Löslichkeit nimmt bei anaeroben Bedingungen stark zu. Nach Behrendt (1996) und Driescher und Gelbrecht (1993) konnte anhand der standardisierten Messprogramme gefolgert werden, dass die gesamten Phosphorkonzentrationen um einen Faktor zwei bis fünf ansteigen können. Da Informationen über Flächen mit anaerobem Grundwasser nicht verfügbar sind, werden Flächen, die mit höherer Wahrscheinlichkeit anaerobe Bedingungen vorweisen, durch einen Vergleich von Nitratkonzentrationen im Grundwasser und im Sickerwasser ermittelt. Deshalb wird für die Berechnung der gesamten Phosphorkonzentrationen im Grundwasser festgelegt, dass falls die Stickstoffkonzentrationen im Grundwasser einen kritischen Wert überschreiten die TP-Konzentrationen im Grundwasser um einen Faktor 2,5 ansteigen.

Tabelle 17: SRP-Konzentrationen im Grundwasser für verschiedene Bodentypen

Bodentyp	Nutzung	P-Konzentration im Grundwasser g P/m ³
Sandige Böden	Landwirtschaftliche Nutzfläche	0,10
Lehmige Böden	Landwirtschaftliche Nutzfläche	0,03
Niedermoorböden	Landwirtschaftliche Nutzfläche	0,10
Hochmoorböden	Landwirtschaftliche Nutzfläche	2,50
	Waldgebiet/offene Flächen	0,02

Quelle: Eigene Berechnung.

Die Stickstoffkonzentrationen im Grundwasser werden von der potenziellen Stickstoffkonzentration im Oberboden hergeleitet. Da die Aufenthaltsdauer von Wasser und Substanzen auf dem Weg von der Wurzelzone zum Grundwasser und im Grundwasser selbst viel länger ist als in den Dränagen, muss die Verweilzeit für den Grundwasser Pfad einbezogen werden. Dies dient insbesondere der Berücksichtigung des sich ändernden Stickstoffüberschusses auf landwirtschaftlichen Flächen während der Verweilzeit im Grundwasser. Dabei wurden die Bewertungen der Verweilzeit des Wassers von Wendland und Kunkel (1999) verwendet.

Aufgrund des Verhältnisses des landesweiten Stickstoffüberschusses im Referenzjahr (Jahr der Erhebung) und der mittleren Überschüsse während Grundwasseraufenthaltszeit wird der Einzugsgebietsüberschuss korrigiert. So wird ein individueller mittlerer Stickstoffüberschuss während der Grundwasseraufenthaltszeit pro Einzugsgebiet berechnet.

Die Stickstoffretention (vor allem durch Denitrifikation) im Boden, in der ungesättigten Zone und im Grundwasser wird aus dem Vergleich zwischen den regionalen Nitratkonzentrationen im Grundwasser und der potenziellen Nitratkonzentration im Sickerwasser berechnet. Dieser Vergleich wurde für Deutschland durchgeführt. Es konnte gezeigt werden, dass die Stickstoffretention von der Höhe der Sickerwasserrate und von den hydrogeologischen Bedingungen abhängig ist.

Für die Betrachtung der flussinternen Stickstoff-Retention werden gelöst-organische Stickstoffverbindungen (DON) gesondert berücksichtigt. Für die Berechnungen wird angenommen, dass insbesondere langkettige-DON-Moleküle nur einer vernachlässigbar kleinen Retention unterliegen. DON-Einträge über das Grundwasser werden unter der Verwendung der Grundwasserneubildung für Waldflächen und Feuchtgebiete berechnet. DON-Konzentrationen können für Waldflächen und Feuchtgebiete separat bestimmt werden. DON-Konzentrationen variieren normalerweise weitgehend zwischen 0 und 6 mg/l. In Waldgebieten liegen sie meist niedriger als in Feuchtgebieten und in wärmerem Klima können sie auf 0 mg/l fallen (Venohr, 2006).

3.3.3.2 Nährstoffeinträge aus punktuellen Quellen

Grundlage für die Abschätzung der Phosphor- und Stickstoffeinträge von kommunalen Kläranlagen und direkten industriellen Abwässern waren die Daten der Bundesländer zu den Kläranlagenstandorten.

Die jährliche Abflussmenge des geklärten Abwassers aus Kläranlagen wird unterteilt in industrielle und kommerzielle Abwässer, Fremdwasser und Gesamtabwässer. Die Frachten aus Kläranlagen werden berechnet als das Produkt der mittleren Nährstoffkonzentration und der mittleren jährlichen Abflusssumme.

3.3.3.2.1 Nährstoffeinträge von urbanen Systemen

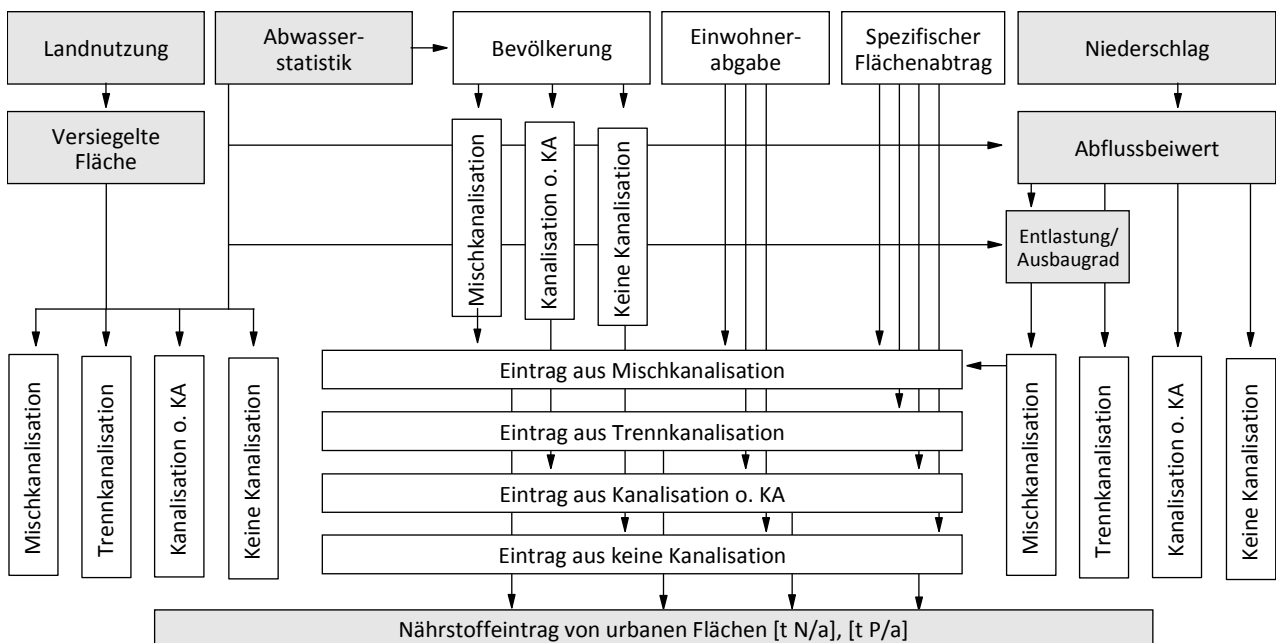
Innerhalb dieses Pfades stammt der Nährstoffeintrag aus vier separaten Eintragspfaden (Abbildung 23):

- Einträge von versiegelten urbanen Flächen über die Trennkanalisation
- Einträge von versiegelten urbanen Flächen über die Mischkanalisationsüberläufe
- Einträge von Haushalten und versiegelten urbanen Flächen, die an eine Kanalisation, aber an keine Kläranlage angeschlossen sind
- Einträge von Haushalten und versiegelten urbanen Flächen, die nicht an die Kanalisation angeschlossen sind.

Die gesamte urbane Fläche wurde über den ATKIS-Landnutzungsdatensatz abgeleitet. Der Anteil der versiegelten urbanen Flächen wird, unter Berücksichtigung der Bevölkerungsdichte, nach dem Verfahren von Heaney et al. (1976) ermittelt.

Die gesamte versiegelte urbane Fläche wird entsprechend des Anteils der angeschlossenen Bevölkerung und proportional der Ausbaulängen den verschiedenen Kanalisationssystemen in den Teileinzugsgebieten zugeteilt. Dazu werden die Statistiken der Bundesländer auf Gemeindeebene über die Länge der Misch-, Schmutzwasser- und Trennkanäle genutzt.

Abbildung 23: Nährstoffeinträge von urbanen Gebieten



Quelle: Eigene Darstellung.

Nährstoffeinträge über Trennkanalisationen

Nährstoffeinträge über die Trennkanalisation werden anhand der flächenspezifischen Einträge berechnet. Gemäß Brombach und Michelbach (1998) wird die gebietsspezifische Phosphoremission mit einem Wert von $2,5 \text{ kg P}/(\text{ha}\cdot\text{a})$ angesetzt. Die gebietsspezifische Stickstoffemission wird aus der Summe der atmosphärischen Stickstoffdeposition, den Werten für Laubfall und Exkrementen von Tieren ($4 \text{ kg N}/(\text{ha}\cdot\text{a})$) berechnet.

Der Stickstoff- und Phosphoreintrag wird durch Multiplikation der gebietsspezifischen Einträge mit dem versiegelten Stadtgebiet berechnet, das an eine Trennkanalisation angeschlossen ist.

Nährstoffeinträge von Mischkanalisationsüberläufen

Die Berechnung der Nährstoffeinträge basiert auf der Methode von Mohaupt et al. (1998) und Brombach und Michelbach (1998). Die Wassermenge während eines Starkregenereignisses aus Mischkanalisationsüberläufen ist abhängig vom spezifischen Abfluss der versiegelten urbanen Flächen, der Anzahl der Einwohner, die an die Mischwasserkanalisation angeschlossen sind, vom einwohnerabhängigen Abfluss, vom Anteil der industriellen Flächen der gesamten versiegelten urbanen Flächen, vom gebietsspezifischen Abfluss dieser industriellen Flächen und von der Anzahl der Tage mit Starkregenereignissen.

Der Abfluss der Mischwasserkanalisation wird entsprechend der von Meißner (1991) entwickelten Methode berechnet (Entlastungsrate). Sie ist vom jährlichen Niederschlag sowie vom Speichervolumen der Mischwasserkanalisation abhängig. Das Speichervolumen hält einen Anteil des Abwassers während des Starkregenereignisses zurück und verzögert den Transport zur Kläranlage.

Die Nährstoffkonzentration der Mischwasserkanalisation wird mit der gebietsspezifischen Eintragsrate der versiegelten urbanen Flächen, den einwohnerspezifischen Nährstoffeinträgen und der Nährstoffkonzentration in direkten industriellen Abflüssen berechnet.

Für die Nährstoffkonzentrationen des gewerblichen Abwassers werden Werte von $2 \text{ g N}/\text{m}^3$ und $0,5 \text{ g P}/\text{m}^3$ verwendet (Behrendt et al., 2000).

Nährstoffeinträge aus Kleinkläranlagen

Bei Kleinkläranlagen werden drei verschiedene Systeme unterschieden:

- Einleitung nach Vorreinigung über ein Rohr oder einen Graben
- Einleitung nach Vorreinigung über eine öffentliche Kanalisation
- Einleitung nach Vorreinigung über eine Boden-Grundwasserpassage

Für die ersten beiden Systeme wird nach der Vorreinigung keine weitere Retention außerhalb der Oberflächengewässer angenommen. Die Unterscheidung zwischen Rohr/Graben und öffentliche

Kanalisation erfolgt nur, wegen einer möglichen Differenzierung der Ausbaurkosten bei Szenario-Berechnungen, haben jedoch keinen Einfluss auf die Nährstoffeinträge.

Für alle Kleinkläranlagen werden zwei Ausbauförmungen unterschieden, die sich nach der älteren (DIN 4261 01; DIN_1) und neueren (DIN 4261 02; DIN_2) Verordnung für die Genehmigung von Kleinkläranlage richten. Für DIN_1 wird von einer Reinigungsleistung von 10 % (Stickstoff) und 7 % (Phosphor) ausgegangen. Für DIN_2 liegt diese mit 15 % (Stickstoff) und 13 % (Phosphor) etwas höher. Liegen keine Angaben zur Ausbauförmung vor, wird in den Berechnungen von DIN_1 ausgegangen.

Einträge aus Haushalten und Flächen, die an eine Kanalisation jedoch nicht an eine Kläranlagen angeschlossen sind

Weiterhin sind die Einträge von versiegelten Flächen und von Haushalten zu berücksichtigen, die an die Kanalisation, jedoch nicht an eine Kläranlage angeschlossen sind. Im Folgenden wird davon ausgegangen, dass ein Anteil der urbanen Fläche zwar an keine Kläranlage aber an die Kanalisation angeschlossen ist. Der Anteil dieser Fläche an der gesamten versiegelten Fläche soll dem Bevölkerungsanteil entsprechen, der nur an eine Kanalisation angeschlossen ist. Die Stoffeinträge von den berücksichtigten Flächen werden analog zur Vorgehensweise für an die Trennkanalisation angeschlossene Flächen berechnet Für die betroffenen Haushalte werden personenspezifische Abgaben zu Grunde gelegt. Diese belaufen sich für Stickstoff auf 12 g N/(Einwohner·Tag) und für Phosphor auf 1,94 g P/(Einwohner·Tag) und beinhaltet gelöste und partikuläre Fraktionen und auch Anteile aus der Anwendung von Wasch- und Geschirrspülmitteln.

3.3.4 Beobachtete Nährstofffrachten der Flüsse

Frachten in Flüssen können nicht gemessen werden, sondern ergeben sich aus den gemessenen Abflüssen und den gemessenen Konzentrationen. Die aus gemessenen Werten berechneten Frachten werden im Folgenden, zur Unterscheidung zu den modellierten Frachten, als beobachtete Frachten bezeichnet. Wie bei Keller et al. (1997) und Zweynert et al. (2004) gezeigt, kann die Anwendung von verschiedenen Berechnungsmethoden, vor allem bei kleineren Einzugsgebieten, zu deutlichen Unterschieden in den Ergebnissen führen. Hier sind vor allem die Messhäufigkeit und die Art der Messung (Mischprobe/Einzelprobe) ausschlaggebend für das Ergebnis.

Aufgrund der Tatsache, dass vor allem für Konzentrationen häufig nur 12 bis 24 Werte vorliegen, kann die mittlere Nährstofffracht eher als eine Schätzung und nicht als ein sicheres Ergebnis angesehen werden (Keller et al., 1997). In der Regel liefert die OSPAR Methode (OSPAR, 1996) die vertrauenswürdigste Abschätzung der mittleren jährlichen beobachteten Nährstofffrachten (Littlewood, 1995) und wurde hier verwendet (**Gl. 26**).

$$PD_{Lobs} = \frac{Q_d}{Q_{Meas}} \cdot \left(\frac{1}{n} \sum_{i=1}^n C_i \cdot Q_i \cdot U_f \right)$$

Gl. 26

mit:	$L_y =$	jährliche Belastung	(t/Jahr)
	$Q_d =$	arithmetische Mittel des täglichen Abflusses	(m ³ /s)
	$Q_{meas} =$	arithmetische Mittel von allen täglichen Abflussdaten mit Konzentrationsmessungen	(m ³ /s)
	$C_i =$	Konzentration	(mg/l)
	$Q_i =$	Messungen des täglichen Abflusses	(m ³ /s)
	$U_f =$	Korrekturfaktor für die unterschiedlichen Standorte der Abfluss- und Gütemessstellen innerhalb desselben Einzugsgebietes	(-)
	$N =$	Anzahl der Daten mit Messungen innerhalb des Untersuchungszeitraumes	(-)

3.3.5 Retention in den Flusssystemen

Im Oberflächenwasser ist die Retention (Summe aller Verlust- und Transformationsprozesse) ein wichtiges Element des Stickstoffhaushalts.

Die Berechnung der Retention unterliegt folgender Systematik:

- Es wird davon ausgegangen, dass die Einträge eines Teileinzugsgebietes gleichmäßig in die als Nebengewässer (TRIB) ausgewiesenen Oberflächengewässer gelangen und dort einer Retention unterliegen (Fracht der Nebengewässer).
- Falls das betrachtete Teileinzugsgebiet kein Quellgebiet ist, wird für die von vorgelagerten Teileinzugsgebieten zufließenden Frachten eine Retention im Hauptlauf berechnet. Einträge aus Punktquellen, die direkt in den Hauptlauf einleiten, und die Frachten der Nebengewässer werden hier nicht berücksichtigt.
- Ist für den Teileinzugsgebietsauslass eine Wasser-/Seefläche ausgewiesen, wird für die Frachten des Hauptlaufes, für die Frachten der Nebengewässer und für die direkt in den Hauptlauf einleitenden Punktquellen eine Retention berechnet.

Die Berechnung der gewässerinternen Retention in MONERIS basiert auf Ansätze nach Behrendt et al. (1999), Venohr (2006) und Venohr et al. (2011). Es handelt sich hierbei um empirisch-konzeptionelle Ansätze, die die Retention in Abhängigkeit von Wasserfläche, Abfluss und Wassertemperatur separate für Neben- und Hauptläufe einzelner Teileinzugsgebiete (Analysegebiete) berechnen. Im Folgenden werden zunächst kurz die Hintergründe für Herleitung der Ansätze und der allgemeine Rechenweg beschrieben. Anschließend wird der vorgeschlagene, theoretische Ansatz zur Ableitung der Zielkonzentrationen am Auslass der Analysegebiete vorgestellt.

Für die Berechnung der Gewässeroberfläche sei auf das Kapitel 3.3.3.1 verwiesen. Die Ermittlung der Stickstoffretention basiert auf der Annahme dass der gelöste organische Stickstoff (DON) nur einer vernachlässigbar kleinen Retention unterliegt.

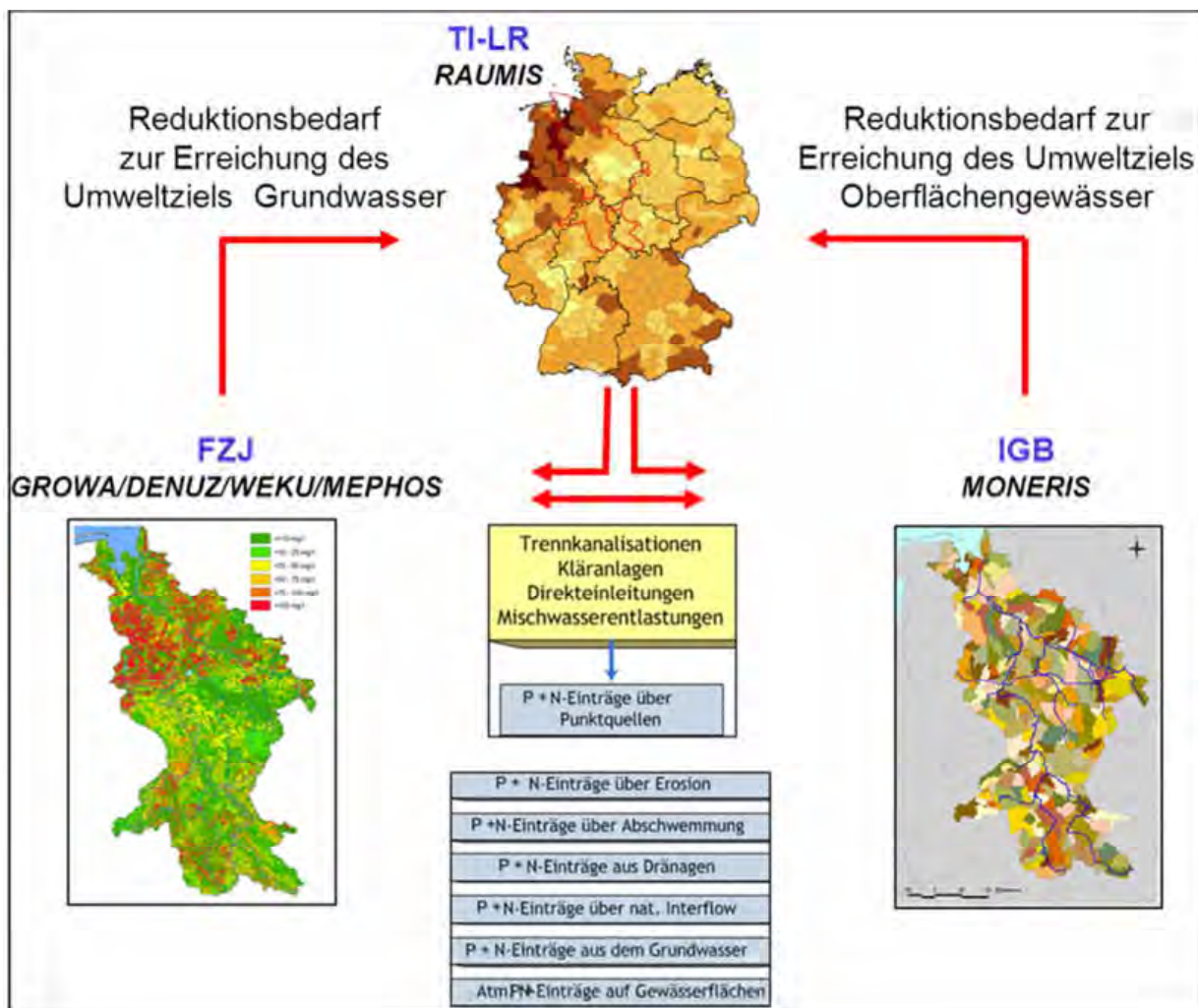
Für Phosphor wurden die von Behrendt und Opitz (2000) abgeleiteten Ansätze verwendet. Behrendt und Opitz (2000) haben sowohl die hydraulische Belastung als auch die Abflussspende als geeignete Steuergrößen für die Phosphorretention ausgewiesen. In den Nebengewässern wurde die Phosphorretention nach beiden Ansätzen berechnet und gemittelt. Da sich die Abflussspende nicht für die Retentionsberechnung in den Hauptläufen eignet (Venohr, 2006), wurde die Retention hier nur nach der hydraulischen Belastung ermittelt.

3.4 Zusammenspiel der Modelle im Modellverbund

Durch die Kopplung der beschriebenen Modelle wird eine einheitliche Methodik zur Ableitung des Handlungsbedarfs im Bereich der diffusen Gewässerbelastung sowie ein Analyse- und Bewertungsansatz von Maßnahmen des landwirtschaftlichen Gewässerschutzes für die gesamte Flussgebietseinheit Weser entwickelt. Dabei spielt die Verwendung räumlich möglichst hoch aufgelöster Informationen über die Verteilung von Tierbeständen sowie zur landwirtschaftlichen Landnutzung eine zentrale Rolle. Vor dem Hintergrund wurde für die Entwicklung von Schnittstellen zwischen den Modellen, eine möglichst hohe räumliche Auflösung angestrebt. Dazu wurden neben den Ergebnissen der Agrarstrukturerhebung auf Gemeinde- und Kreisebene zur Ermittlung der landwirtschaftlich genutzten Fläche (LF) auch ATKIS-Daten und aggregierte InVeKoS-Daten zur Ermittlung der landwirtschaftlichen Nutzfläche (LN) und der weiteren Landnutzungsformen verwendet (vgl. Kapitel 4.1). Die verbleibenden Unterschiede zwischen den Modellen hinsichtlich ihrer regionalen Abbildung (Verwaltungsgrenzen versus Raster bzw. Teileinzugsgebieten) wurden mithilfe einer Schnittstelle, mit der die Gemeindeergebnisse der konkreten Rasterfläche bzw. dem jeweiligen Teileinzugsgebiet zugeordnet werden, angepasst. Das Zusammenspiel der Modelle wird in Abbildung 24 schematisch dargestellt.

Der aus der in Kapitel 3.1.3 beschriebenen Bilanzierung resultierende Nährstoffüberschuss ist diejenige Menge an Stickstoff bzw. Phosphat, die den landwirtschaftlichen Produktionskreislauf verlässt und ein mögliches Gefährdungs-/Belastungspotenzial für die Gewässer darstellt. Beispielsweise können die regionalen Stickstoffüberschüsse in Abhängigkeit von den Abbaubedingungen und der Verweilzeit des Sickerwassers im Boden zum Teil abgebaut werden. Die Berücksichtigung dieser Prozesse erfolgt in den Modellen GROWA/DENUZ/WEKU/MEPhos bzw. MONE-RIS, an die die Ergebnisse der Stickstoff- bzw. Stickstoff- und Phosphorbilanzierung übergeben werden.

Abbildung 24: Integrativer/interdisziplinärer Modellverbund



Quelle: Eigene Darstellung.

Sowohl in Bezug auf die Höhe der Einträge als auch in Bezug auf die im Rahmen des Projektes analysierten Stickstoffreduktionsmaßnahmen spielen die diffusen Stickstoffeinträge durch mineralische und organische Düngung bei der landwirtschaftlichen Nutzung der Böden eine entscheidende Rolle. Diese Stickstoffeinträge wurden vom Thünen-Institut für Ländliche Räume mit dem RAUMIS-Modell für die landwirtschaftlich genutzten Flächen (LF) ermittelt. Dieses ist in Kapitel 3.1 detailliert beschrieben. Durch Anrechnung der Stickstoffentzüge mit den Ernteprodukten ergibt sich ein in der Regel positiver Stickstoffbilanzsaldo, der Stickstoffüberschuss der landwirtschaftlich genutzten Flächen.

Räumlich betrachtet spiegelt diese Situation jedoch nicht die Realität wider, da sich die Stickstoffbilanzierung und die daraus abgeleiteten Überschüsse ausschließlich auf die Flächen beziehen, die landwirtschaftlich genutzt werden. Auf Grundlage räumlich differenzierter Bodennutzungs- bzw. Bodenbedeckungsdaten werden die ermittelten Überschüsse den zugrunde liegen-

den Landwirtschaftsflächen (LN) zugeordnet. Dies erfolgt auf Basis der in Kapitel 6 beschriebenen Landnutzungs- bzw. Bodenbedeckungsdaten.

Im Ergebnis dieses Schrittes ergeben sich daraus die Stickstoffüberschüsse aus der landwirtschaftlichen Flächennutzung pro Hektar und Jahr. Zusätzlich wurden die atmosphärischen Stickstoffeinträge (siehe Kapitel 6.3) berücksichtigt. Für die nicht landwirtschaftlich genutzten Flächen wird unterstellt, dass die atmosphärischen Stickstoffeinträge die einzige relevante Stickstoffquelle darstellen. Als Ergebnis liegt damit ein flächendeckender Datensatz der aus dem Boden auswaschbaren Stickstoffmengen (Brutto-Stickstoffüberschuss) vor. Die Kopplung des Modells RAUMIS mit den Modellen GROWA/DENUZ/WEKU/MEPhos und MONERIS erfolgt über diesen Datensatz.

Die Kopplung der RAUMIS Modellergebnisse mit den Modellen GROWA/DENUZ/WEKU/MEPhos erfolgt dabei auf Basis der elementaren Grundflächen des GROWA-Modells, d. h. auf Basis der 100x100 m-Raster. Für die einzelnen Rasterzellen erfolgt zunächst eine Modellierung des Nitratabbaus in der durchwurzelten Bodenzone. Die ermittelten Stickstoffüberschüsse unterhalb der durchwurzelten Bodenzone werden anschließend mit den Ergebnissen des Wasserhaushaltsmodells GROWA verknüpft. Für alle 100 m-Rasterzellen werden die Nitratkonzentrationen im Sickerwasser sowie die Stickstoffeinträge mit den Direktabflusskomponenten in die Oberflächengewässer bzw. mit der Grundwasserneubildung in das Grundwasser und über den Grundwasserabfluss in die Oberflächengewässer ausgewiesen. Die auf diese Weise ermittelten Stickstofffrachten werden als Grundlage für die landwirtschaftliche Szenario-Entwicklung an das Thünen-Institut übergeben. Die Auswirkungen der am Thünen-Institut abgeleiteten, möglichen landwirtschaftlichen Reduktionsmaßnahmen und optionalen Maßnahmenkombinationen auf die Qualität der Oberflächengewässer und des Grundwassers werden anschließend in weiteren Modellläufen basierend auf den Modellen GROWA/WEKU quantifiziert. Durch einen iterativen Prozess werden auf diese Weise an die naturräumlichen und landwirtschaftlichen Standortbedingungen angepasste und damit regional effiziente Maßnahmen bzw. Maßnahmenkombinationen ermittelt.

Die vom FZJ modellierten Stickstoff- und Phosphoreinträge in die Oberflächengewässer beziehen sich auf alle relevanten Einträge aus diffusen und punktförmigen Quellen. Da zusätzlich die Retention im jeweiligen Oberflächengewässer berücksichtigt wird, ist eine direkte Validierung der modellierten Werte anhand von im Oberflächengewässer gemessenen Frachten oder Konzentrationen hierdurch möglich.

Die Kopplung der RAUMIS-Modellergebnisse mit dem Modell MONERIS erfolgt auf Basis von Teileinzugsgebieten. Hier werden die auf administrativer Ebene berechneten RAUMIS Modellergebnisse flächengewichtet den Teileinzugsgebieten (Oberflächenwasserkörpern) zugewiesen, die in MONERIS die Berechnungseinheit darstellen. Da die RAUMIS Modellergebnisse für die landwirtschaftlich genutzte Fläche berechnet werden, werden die auf administrativer Ebene ermittelten absoluten Werte der in MONERIS vorhandenen landwirtschaftlichen Nutzfläche (auf Grundlage ATKIS/InVeKoS) zugewiesen.

Die Kopplung der Modelle erlaubt die Operationalisierung von Umweltwirkungen anhand von Indikatoren, die eng am Schutzgut (z. B. Oberflächengewässer, Grundwasser und Boden) ansetzen, anstatt auf vergleichsweise indirekte Indikatoren wie die „Stickstoffbilanzen der Landwirtschaft“ zurückgreifen zu müssen. Zusätzlich können bei der Analyse des Wasser- und Nährstoffhaushaltes Landnutzungsänderungen berücksichtigt werden, die aufgrund zukünftiger Entwicklungen der agrarpolitischen Rahmenbedingungen zu erwarten sind. Insbesondere die räumliche Differenzierung der Modelle erlaubt Schlussfolgerungen über die regionalen Auswirkungen dieser Landnutzungsänderungen auf die Höhe der zu erwartenden Stickstoff- und Phosphorbilanzüberschüsse (RAUMIS), bzw. auf die Höhe der diffusen Nährstoffeinträge in das Grundwasser und die Oberflächengewässer (GROWA/DENUZ/WEKU/MEPhos bzw. MONERIS). Durch die Integration der verschiedenen Modelltypen ist es möglich, Emissionsgrenzwerte der an die Abflusskomponenten gekoppelten Nährstoffe aus landwirtschaftlichen Quellen zu bestimmen, die zur Gewährleistung einer bestimmten „maximal zulässigen“ Eintragungshöhe nicht überschritten werden sollten. Als besonders innovativ wird diesbezüglich angesehen, dass die Politikrelevanz von Schlussfolgerungen durch diese Art der Vorgehensweise an Bedeutung gewinnt, und auch die Treffsicherheit der für die Zukunft zu empfehlenden umweltpolitischen Instrumente zunimmt.

Ein besonderer Vorteil des Modellprojektes AGRUM⁺ war es, dass die Stärken der Einzelmodelle optimal genutzt werden konnten. Konsequenterweise wurde in dem vorliegenden Abschlussbericht darauf verzichtet, alle Einzelmodule der Modelle MONERIS bzw. GROWA-DENUZ-WEKU-MEPhos sowie die entsprechenden Einzelergebnisse ausführlich darzustellen. Stattdessen wurden schon in den Modellbeschreibungen jeweils nur die Modellkomponenten in den Vordergrund gerückt, mit denen nachher die Ergebnisdokumentation im Endbericht erfolgte. So wurden der Wasserhaushalt und die diffusen Nährstoffeinträge ausführlicher in den Modellbeschreibungen bzw. Ergebnisdarstellungen des FZJ abgehandelt (GROWA-DENUZ-WEKU-MEPhos), während die Punkteinträge, die Einträge aus urbanen Systemen sowie die Retention im Oberflächengewässer ausführlicher in den Modellbeschreibungen bzw. Ergebnisdarstellungen des IGB zur Darstellung kamen.

4 Datenbasis

Für die Modellrechnungen wurden umfangreiche in den weseranrainenden Bundesländern digital verfügbare Datensätze verwendet. Hierbei handelte es sich um agrarstatistische Daten und um flächenbezogenen Geodaten mit klimatischen, topographischen, pedologischen und hydrogeologischen Parametern sowie zur Bodenbedeckung. Zudem wurden Daten aus den Monitoringmessnetzen der Bundesländer (Oberflächenwasser, Grundwasser) berücksichtigt.

Das in AGRUM⁺ bearbeitete Gebiet der Flussgebietseinheit Weser erstreckt sich über eine Gesamtfläche von 49.000 km² über sieben Bundesländer, sodass für die Eingabedatensätze verschiedene Datengrundlagen beschafft und aufbereitet werden mussten.

Die für die Modellrechnungen verwendeten Geo-Datensätze lagen in unterschiedlichen Vektor- und Rasterformaten vor, ebenso war die zeitliche und räumliche Auflösung unterschiedlich, und es mussten an Ländergrenzen Anpassungen vorgenommen werden. Alle Daten wurden in eine konsistente Datenbasis überführt. Zudem mussten die Daten vor dem weitergehenden Einsatz für die Modellierung in einheitliche Projektionen überführt werden. So wurde auf den zweiten (FZJ) bzw. dritten (IGB) Meridianstreifen des Gauß-Krüger-Koordinatensystems georeferenziert. Als Kompromiss zwischen dem bei der Konvertierung auftretenden unvermeidlichen Informationsverlust und der mit der räumlichen Auflösung der Daten zunehmenden Rechenzeit wurde am FZJ eine Zellengröße von 100 m gewählt. Die als Punktdaten vorliegenden Daten zu Abfluss- und Gütepegeln, Grundwassergütedaten, Kläranlagen und Regenbecken wurden in Datenbanken gespeichert und verarbeitet.

Im Folgenden werden die zur Modellierung verwendeten Eingabedaten charakterisiert und die wesentlichen Schritte ihrer Aufbereitung dargelegt. Ausgewählte Datensätze werden darüber hinaus als Karten abgebildet und diskutiert.

4.1 Verfügbare Daten zur Agrarstatistik

Die deutschen agrarstatistischen Erhebungen bilden sowohl auf betrieblicher als auch auf unterschiedlichen räumlichen Aggregationsebenen die landwirtschaftliche Produktion in Hinblick auf die Bodennutzung, Viehbestände sowie soziale und ökonomische Strukturen ab. Diese und eine Vielzahl weiterer Einzelerhebungen bilden die Datenbasis für Projektanalysen am Thünen-Institut für Ländliche Räume mit dem Modellsystem RAUMIS. Die wichtigsten Datengrundlagen werden nachfolgend beschrieben. Detaillierte Informationen zum Modellsystem und der Methodik sind im Kapitel 3.1 dargelegt.

4.1.1 Agrarstrukturerhebung (ASE)

Im Rahmen der Agrarstrukturerhebung werden die Bodennutzung und die Viehbestände sowie Arbeitskräfte sowie die weiteren Strukturmerkmale erfasst“ (StBA, 2008). Die Agrarstrukturerhebung erfolgt als repräsentative Erhebung im zwei-jährlichen Abstand sowie als Totalerhebung einzelner Merkmale alle vier Jahre. Verfügbare räumliche Bezugsebenen sind das Bundesgebiet, die Bundesländer sowie Kreise (kleinste verfügbare räumliche Bezugsebene nach Geheimhaltung für die Anrainer-Bundesländer Thüringen und Sachsen-Anhalt) und Gemeinden (kleinste verfügbare räumliche Bezugsebene für Hessen, Niedersachsen und Nordrhein-Westfalen).

Im Zeitraum 1999 bis 2007 wurden im Rahmen der Agrarstrukturerhebung Betriebe mit einer landwirtschaftlich genutzten Fläche (LF) von mindestens zwei Hektar oder mit mindestens jeweils acht Rindern oder Schweinen oder zwanzig Schafen oder zweihundert Lege- oder Junghennen oder Schlacht-, Masthähnen, -hühnern und sonstigen Hähnen oder Gänsen, Enten und Truthühnern oder für Erwerbszwecke jeweils 30 ar bestockte Reb- oder Obstfläche, auch soweit sie nicht im Ertrag stehen, oder Hopfen oder Tabak oder Baumschulen oder Gemüseanbau im Freiland oder Blumen- und Zierpflanzenanbau im Freiland oder Anbau von Heil- und Gewürzpflanzen oder Gartenbausämereien für Erwerbszwecke oder jeweils drei Ar unter Glas von Gemüse oder Blumen und Zierpflanzen erfasst.

Die Erhebung aller Angaben erfolgt nach dem Ort des Betriebssitzes, nicht nach der Belegenheit bzw. der örtlichen Lage der vom Betrieb bewirtschafteten Flächen. Betriebssitz des gesamten Betriebes ist die Gemeinde, in der sich die wichtigsten Wirtschaftsgebäude des Betriebes befinden (StBA, 2008).

Die erhobenen Einzeldaten der Betriebe unterliegen den Geheimhaltungsregeln des Bundesstatistikgesetzes (BstatG). Daten, die von der primären Geheimhaltung (geringer Umfang der erfassten Fälle) oder der sekundären Geheimhaltung (durch Summen- oder Differenzbildung aufzudeckende Betriebsdaten) betroffen sind, werden regulär gesperrt. Daten vor Geheimhaltung können nur in ausdrücklich gesetzlich geregelten Ausnahmefällen übermittelt werden und sind unter Wahrung der Geheimhaltung zu analysieren.

4.1.2 Bodennutzungshaupterhebung und Viehzählung

Im Rahmen der Bodennutzungshaupterhebung werden Merkmale zur Nutzung der betrieblichen Gesamtflächen erhoben. Sie enthält u. a. Informationen über die Anbauverhältnisse in der Landwirtschaft (Acker- und Grünlandnutzung sowie Dauerkulturen) und bietet eine Grundlage für die Berechnung und Vorausschätzung der Erntemengen. Vollerhebungen liegen für die Jahre 1999, 2003 und 2007 vor (StBa, 2007).

Allgemeine Erhebungen über die Viehbestände werden in vierjährigem Abstand durchgeführt. Die allgemeine Erhebung fand z. B. im Mai 2007 zusammen mit der Agrarstrukturerhebung statt. Weitere repräsentative Erhebungen erfolgen in kürzeren Zeitintervallen repräsentativ.

Die agrarstatistischen Daten der Bodennutzungshaupterhebung und die Erhebung der Viehbestände dienen u. a. als Grundlage für die Erstellung der landwirtschaftlichen Gesamtrechnung sowie für die Bewertung agrarpolitischer Maßnahmen, insbesondere auf EU-Ebene (StBa, 2008). Sie bilden aufgrund der abgestimmten Erhebungsmethodik und der Erhebungsmerkmale sowie der vorgegebenen Qualitätsstandards eine repräsentative und konsistente Datengrundlage für die Analyse der regionalen der landwirtschaftlichen Produktionsstrukturen sowie für die Berechnungen der Nährstoffbilanzen. Durch das Bundesland Niedersachsen wurden Gemeindedaten der Pflanzen- und Tierproduktion vor Geheimhaltung bereitgestellt. Für die weiteren Bundesländer in der Flussgebietseinheit Weser wurden bundesweit harmonisierte Gemeinde- und Kreisdaten des Jahres 2007 nach Geheimhaltung aus „Statistik lokal“ verwendet.

4.1.3 Ernte- und Betriebsberichterstattung (EBE) für Feldfrüchte und Grünland

Die Ernteberichterstattung ist eine freiwillige Erhebung auf der Grundlage von § 46 AgrStatG, die Erhebungseinheiten sind ausgewählte Betriebe die bereit sind an der Erhebung teilzunehmen. Die Daten werden durch ehrenamtliche als Ernte- und Betriebsberichterstatter in den ihnen zugeordneten Berichtsbezirken, bzw. ihrem Betrieb, erhoben. Der Erhebungszeitraum ist April bis Dezember eines jeden Jahres. Sie dient der Schätzung des Wachstumsstandes und wachstumsbeeinflussender Bedingungen sowie voraussichtlicher und endgültiger Naturalerträge sowie der Aussaatflächen und Vorratsbestände wichtiger Feldfrüchte sowie der Verwendung von Milch im Betrieb. Sie bietet Informationen für die Vorausschätzung und Berechnung der Erntemengen, der Erstellung der Versorgungsbilanzen sowie zur Beurteilung der Marktsituation.

Die regional differenzierten Erträge sind zudem wichtige Informationen, um die Nährstoffentzüge bei der Berechnung der Nährstoffbilanzen realitätsnah abschätzen zu können. Die tatsächlichen Erträge des jeweiligen Jahres sind stark witterungsbedingt. Um die tendenzielle Entwicklung der Erträge und den Trend der Nährstoffbilanzveränderungen abbilden zu können, wurden daher für die Berechnung der Stickstoff- und Phosphorbilanzen Trenderträge verwendet. Für das Grünland liegen keine regionalisierten Ertragsdaten vor. Insbesondere in Regionen mit hoher Milchviehbestandsdichte und der damit einhergehenden intensiven Grünlandbewirtschaftung liegen Verflechtungen der Tierproduktion und der Grünlanderträge vor, die unter Verwendung pauschaler Grünlanderträge zu erheblichen Verzerrungen der regionalen Nährstoffbilanzen führen können. Die Berechnung der Grünlandentzüge erfolgte daher über die Verflechtungen zwischen der Tierhaltung und der Landnutzung analog zum WAgriCo Projekt (Schmidt et al., 2007).

4.1.4 Landwirtschaftliche Gesamtrechnung

In der sektoralen Gesamtrechnung für den Bereich Landwirtschaft (einschließlich Garten und Weinbau, ohne Forstwirtschaft und Fischerei) werden die gesamtwirtschaftlichen Einkommens- und Güterströme für diesen Wirtschaftsbereich erfasst. Die Aggregate der Entstehungsrechnung (Produktionswert, Vorleistungen und Wertschöpfung) werden ergänzt um Daten über Anlageinvestitionen und Löhne. Die Landwirtschaftliche Gesamtrechnung (LGR) ist nach den Regeln des Europäischen Systems Volkswirtschaftlicher Gesamtrechnungen (ESVG 95) aufgestellt. Die jährliche Veränderung der Nettowertschöpfung je Arbeitskraft ist ein wichtiger makroökonomischer Indikator für die Einkommensentwicklung des Sektors Landwirtschaft.

Als Quellen für die Gesamtrechnung dienen die landwirtschaftlichen und weitere amtliche Bundesstatistiken sowie die Geschäftsstatistiken des BMELV. Weitere Angaben stammen aus den Ergebnissen der Testbetriebsbuchführung und von Wirtschaftsverbänden. Die Output- und Inputgrößen sind mit Erzeugerpreisen ab Hof (Erlöspreisen), Herstellungs- oder Anschaffungspreisen jeweils ohne Umsatzsteuer bewertet.

Die LGR für Deutschland ist Teil der Landwirtschaftlichen Gesamtrechnung der Europäischen Union, zu der alle Mitgliedsstaaten nach einheitlichen Kriterien jährlich Sektordaten dem Statistischen Amt der EU (EUROSTAT) übermitteln (BMELV, 2008).

4.1.5 Statistik zum Düngemittelhandel

Auf Grundlage des Gesetzes über Agrarstatistiken in der Fassung der Bekanntmachung vom 19. Juli 2006 (BGBl. I S. 1662) wird vierteljährlich in den Unternehmen der im Inland ansässigen Produzenten und Importeure von mineralischen Düngemitteln der mengenmäßige Inlandsabsatz von mineralischen Düngemitteln nach Pflanzennährstoffen, Arten und Absatzgebieten erhoben. Deutschlandweit ist der Absatz von Mineraldünger in den letzten zehn Jahren tendenziell gesunken, es können jedoch erhebliche Absatzmengenveränderungen für einzelne Jahre vorliegen.

Anhand der Großhandelsstatistik wird die Höhe des Mineraldüngereinsatzes auf Ebene der Bundesländer ausgewiesen. Diese gibt jedoch nur den Handel auf der Großhandelsstufe wieder und repräsentiert nicht die Verwendung der Düngemittel in den Bundesländern, da Mineraldünger durch den betrieblichen Handel in bedeutenden Umfang in andere Bundesländer verkauft wird oder auch außerhalb von Deutschland Verwendung findet. Es wurde daher in dem Modell RAUMIS ein Verfahren zur Verteilung des mineralischen Düngers auf die Modellkreise im RAUMIS entwickelt, bei dem die regionalen Mineraldüngereinsatzmengen für die verschiedenen Nährstoffe auf Basis von regionalen Eigenschaften wie regionale Erträge, regionaler Wirtschaftsdüngeranfall, fruchtartenspezifische Stickstoffrücklieferung berechnet werden. Mineraldüngertransporte über die Landesgrenzen hinweg werden somit harmonisiert und die regionalen Mineraldüngereinsatzmengen deutschlandweit konsistent abgebildet.

4.1.6 KTBL-Daten

Das KTBL erarbeitet Kalkulationsmöglichkeiten für landwirtschaftliche Verfahren in der Tier- und Pflanzenproduktion. Dabei handelt es sich um Daten zu Maschinen- und Anlagenkosten, zum Betriebsmitteleinsatz, Arbeitszeitbedarf und Kostenleistungsrechnung in der Außen- und Innenwirtschaft und im Gartenbau. Hinzu kommen Daten beispielsweise aus dem Bereich Energie zur Biogaserzeugung oder Biomassenutzung. Diese Daten werden als Grundlage für die regionale Spezifizierung der landwirtschaftlichen Produktionsverfahren im RAUMIS verwendet.

4.2 Vergleich der Datensätze vor und nach Geheimhaltung

4.2.1 Grundlagen

Wie in Kapitel 4.1 dargelegt werden unterschiedliche agrarstatistische Erhebungen als Datengrundlage für die Nährstoffbilanzierungen am Thünen-Institut für Ländliche Räume herangezogen. Neben den Erhebungsrichtlinien können insbesondere der Datenschutz und die daraus resultierende Geheimhaltung von Datensätzen und somit Produktionsumfängen die Bilanzberechnung beeinflussen. Die Anzahl der geheim gehaltenen Datensätze, und somit auch der geheim gehaltenen Produktionsumfänge, steigt mit zunehmender Differenzierung der Produktionsverfahren (z. B. Rinderhaltung gegenüber Milchkuhhaltung) und ebenso mit zunehmender räumlicher Disaggregation (z. B. Bundesland gegenüber Landkreis gegenüber Gemeinde) an.

Nachfolgend werden Daten der statistischen Datenbank „Statistik lokal“ im Jahr 2007, herausgegeben durch das Statistische Bundesamt, dargelegt. Dort sind bundesweite Daten für die Landkreise, kreisfreien Städte, die Bundesländer, den Bund insgesamt sowie für zahlreiche Bundesländer für die Flächennutzung und die Tierproduktion auf Gemeindeebene enthalten. Bei Bedarf wurden die ausgewiesenen Verfahren an Hand der vorliegenden Daten unter Berücksichtigung der Datenkonsistenz in Teilverfahren disaggregiert. Im Jahr 2007 wurden erstmalig die Anbauflächen von Hülsenfrüchten und Gartenland sowie der Tierbestand der Einhufer und des Geflügels nicht ausgewiesen. Diese Verfahren und deren Teilverfahren konnten daher nicht in die Bilanzierung einbezogen werden.

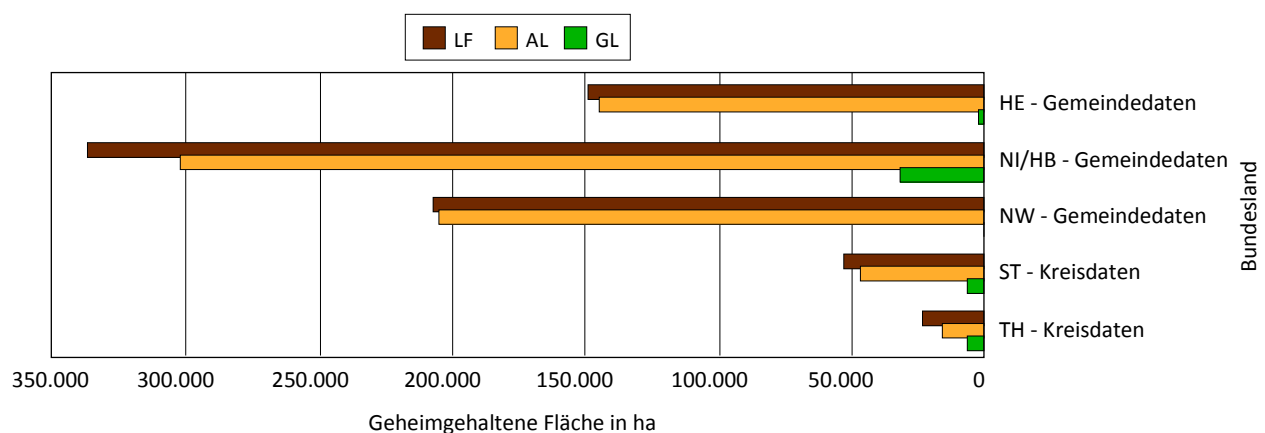
Für Sachsen-Anhalt und Thüringen liegen nur Kreisdaten vor, da aufgrund der Betriebsgrößen und der daraus resultierend geringen Betriebszahl in erheblichem Umfang Datensätze geheim zu halten sind, sodass die Ausweisung auf Gemeindeebene nicht vorgenommen wird. Es sind zudem zahlreiche Datensätze der kreisfreien Städte Bremen und Bremerhaven geheim gehalten. Die Repräsentativität der vorliegenden Datensätze ist nicht hinreichend für eine Bilanzierung, daher werden die ausgewiesenen Daten hier nicht explizit dargestellt. Es wurden stattdessen Produktionsumfänge aus RAUMIS für die Nährstoffbilanzierung verwendet. Die Datensätze nach Geheimhaltung werden für das Bundesland Niedersachsen hier exemplarisch dargelegt, für die Bilanzierung konnten stattdessen bereitgestellte Daten vor Geheimhaltung verwendet werden.

4.2.2 Effekte auf die ausgewiesenen Produktionsumfänge und deren Repräsentativität

Es werden die Effekte der Geheimhaltung von Produktionsumfängen der Teilverfahren, die in die Nährstoffbilanzierung eingehen (wie z. B. die Anbauflächen von Winterweizen oder des Milchkuhbestandes, AFiD-Code EF116 des Panels Agrarstruktur⁶) in den Regionen (Gemeinden bzw. Kreisen) im Vergleich zum ausgewiesenen Gesamtumfang auf Landesebene dargelegt. Abgebildet werden exemplarisch die Auswertungsergebnisse für die Bundesländer Niedersachsen (NI), Nordrhein-Westfalen (NW), Hessen (HE), Sachsen-Anhalt (ST) und Thüringen (TH) im Jahr 2007.

Die Abbildung 25 bildet bezogen auf die Bundesländer die Flächendefizite ab, die auftreten wenn Daten der Produktionsumfänge der Teilverfahren auf Gemeinde- bzw. Kreisebene verwendet werden. Zur besseren Übersichtlichkeit wurden die Teilverfahren wieder auf die Hauptverfahren Ackerbau (AL) und Grünland (GL) sowie die gesamte LF aufsummiert. Der Vergleich der Flächenverluste der dargestellten Kreisdaten zu den Gemeindedaten bildet die Abnahme der Geheimhaltungsdefizite durch die Aggregation auf die Kreisebene ab. Der Vergleich der Geheimhaltungsdefizite der Bundesländer zeigt zudem, dass die resultierenden Effekte regional spezifisch sind. Insbesondere in Niedersachsen würden hohe Flächendefizite auftreten, wenn Daten nach Geheimhaltung für die Nährstoffbilanzierung eingesetzt würden.

Abbildung 25: Defizite der Anbauflächen, resultierend aus der Datengeheimhaltung auf der niedrigsten Aggregationsstufe im Vergleich zur Landesebene



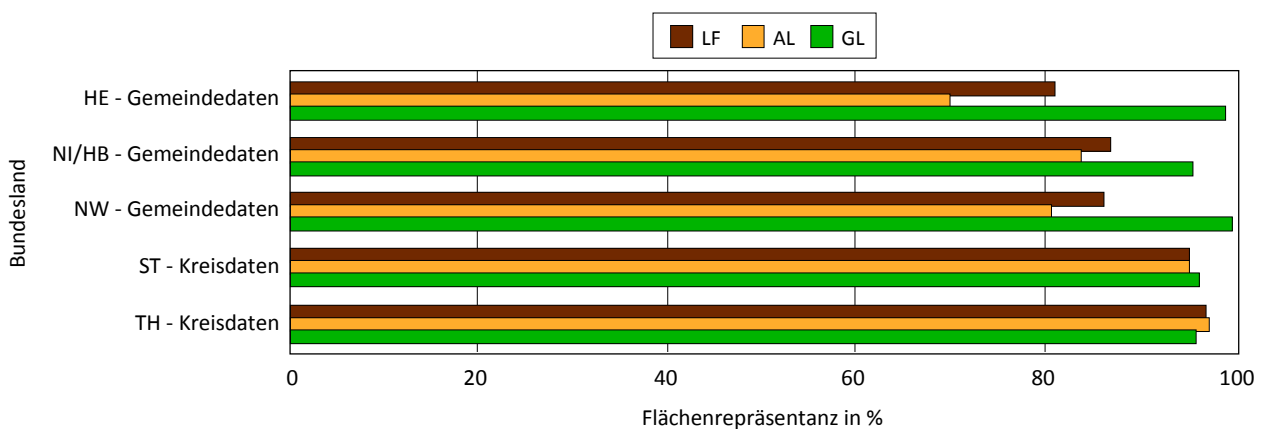
LF: landwirtschaftlich genutzte Fläche; AL: Ackerland bzw. Ackerbau; GL: Grünland.

Quelle: Eigene Darstellung.

⁶ Über das AFiD-Panel Agrarstruktur werden u. a. Daten zur landwirtschaftlichen Produktion der Agrarstrukturerhebung 2007 bereitgestellt. Anhand der Kenn-Codes können die Produktionsverfahren bzw. Erhebungsmerkmale eindeutig zugeordnet werden: EF101 bis EF143 Viehhaltung sowie EF201 bis EF272 Landwirtschaftliche Bodennutzung.

Die dargelegte Geheimhaltung von Anbauflächen wirkt sich auf die Repräsentativität der auf Gemeinde- bzw. Kreisebene für die Teilverfahren ausgewiesenen Daten aus. Die relative Flächenrepräsentanz der verfügbaren Datensätze nach Geheimhaltung zeigt Abbildung 26. Für die Hauptverfahren liegt auf Landesebene eine gute mittlere Repräsentativität von etwa 90 % vor. Zu berücksichtigen ist, dass die Defizite in den Gemeinden- bzw. Kreisen deutlich höher sein können. Ebenso können andere Regionen zu 100 % repräsentativ abgebildet sein, wenn keine Geheimhaltungsbeschränkung vorliegt und alle Pflanzenproduktionsflächen der Region ausgewiesen sind.

Abbildung 26: Relative Repräsentanz der Anbauflächen der niedrigsten Aggregationsstufe im Vergleich zur Landesebene durch Geheimhaltung

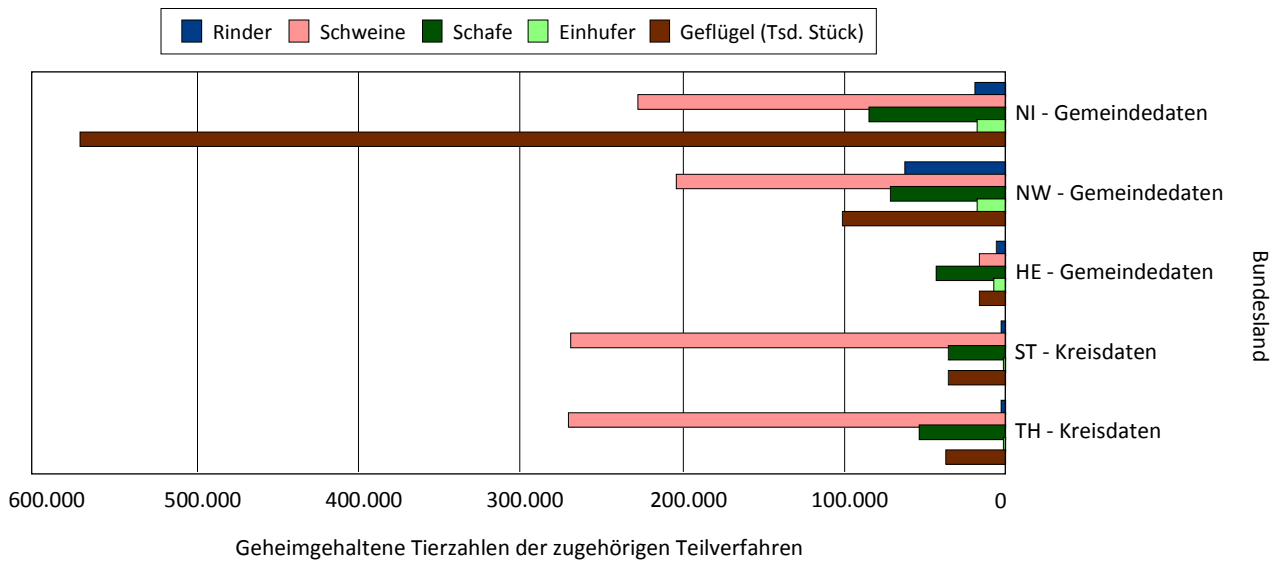


LF: landwirtschaftlich genutzte Fläche; AL: Ackerland bzw. Ackerbau; GL: Grünland.

Quelle: Statistik lokal.

Weitere Geheimhaltungsdefizite können aus der Ausweisung der Tierzahlen resultieren. In Abbildung 27 sind die in den jeweiligen Teilverfahren der Rinder-, Schweinehaltung etc. auf Gemeinde- und Kreisebene geheim gehaltenen Tierzahlen im Vergleich zu den ausgewiesenen Tierzahlen des Bundeslandes dargelegt. Da die Datenbank „Statistik lokal“ im Jahr 2007 Einhufer und Geflügel nicht mehr ausweist bilden die Defizite den Gesamtbestand ab, der nicht in weitere Analysen einbezogen werden kann. Des Weiteren unterliegen in den Bundesländern in relevantem Umfang Tierzahlen der Schweinehaltung der Geheimhaltung. Diesen nachgeordnet sind auch in der Schafhaltung Defizite vorhanden. Die Repräsentativität der verfügbaren disaggregierten Daten der Tierproduktion im Vergleich zur Landesebene ist für die Rinderhaltung mit nahezu 100 % sehr gut (Abbildung 28). Ebenso sind die Schweinebestände in Hessen, Niedersachsen und Nordrhein-Westfalen gut repräsentiert. In Sachsen-Anhalt und Thüringen liegen jedoch bereits auf der Kreisebene relevante mittlere Geheimhaltungsverluste von über 20 % bei den Schweine- und Schafbeständen vor. Diese reduzierte Repräsentativität wirkt sich auf die Abbildung der Nährstoffeinträge durch die Tierproduktion aus. Es ist darüber hinaus zur Berücksichtigen das die regionale Repräsentativität auch deutlich höher oder niedriger sein kann.

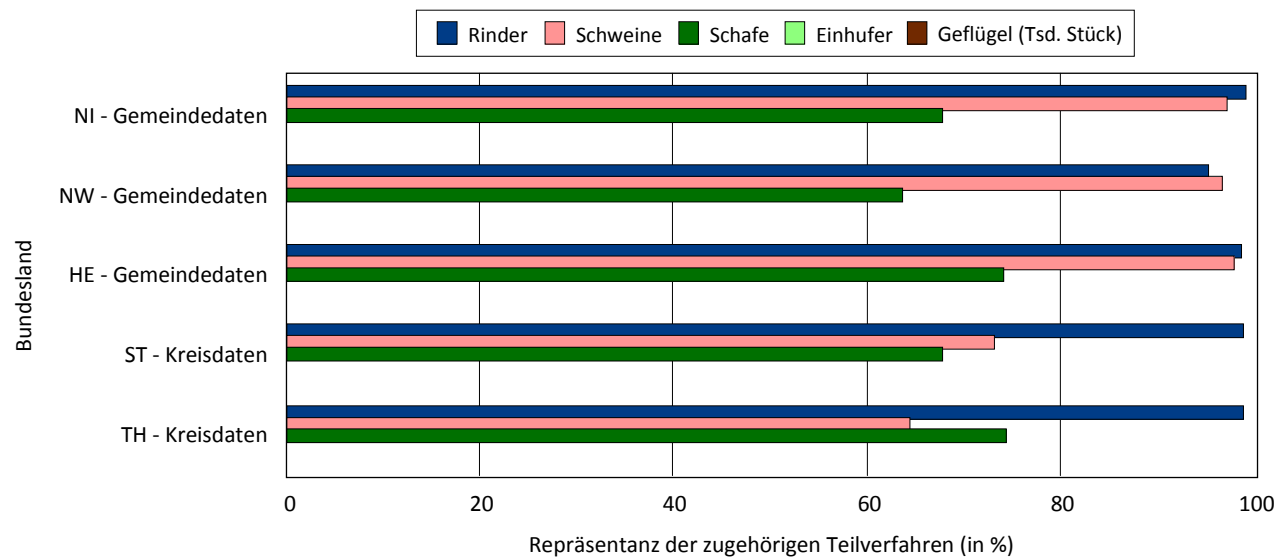
Abbildung 27: Defizite der Tierzahlen, resultierend aus der Datengeheimhaltung auf der niedrigsten Aggregationsstufe im Vergleich zur Landesebene



Einhufer und Geflügel wurden 2007 nicht in "Statistik lokal" ausgewiesen, daher hier als Defizit dargestellt.

Quelle: Statistik lokal und Genesis (2007).

Abbildung 28: Relative Repräsentanz der Tierzahlen der niedrigsten Aggregationsstufe im Vergleich zur Landesebene nach Geheimhaltung

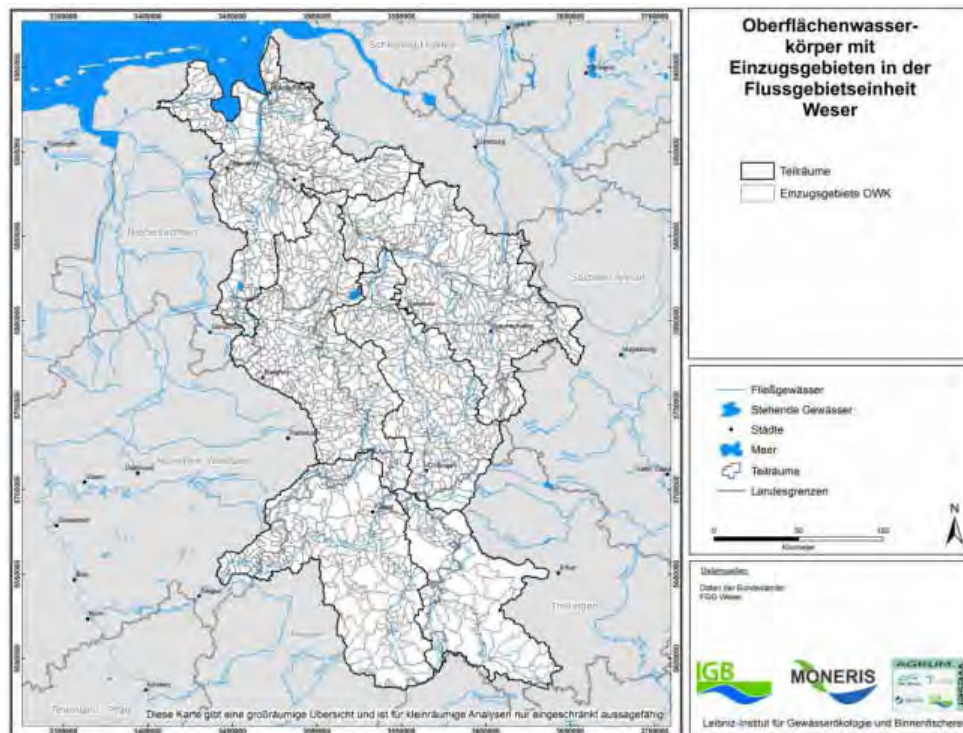


Einhufer und Geflügel wurden 2007 nicht in "Statistik lokal" ausgewiesen, daher hier als Defizit dargestellt.

Quelle: Statistik lokal und Genesis (2007).

4.3 Oberflächenwasserkörper

Karte 12: Oberflächenwasserkörper mit Einzugsgebieten (IGB)



Die Flussgebietseinheit Weser wird in 1.395 Oberflächenwasserkörper (Bewirtschaftungsplan, FGG Weser, 2009) unterteilt, die das oberirdische Einzugsgebiet abgrenzen (siehe hierzu Karte 12). Die Daten hierzu wurden von den Bundesländern in unterschiedlicher räumlicher Auflösung zur Verfügung gestellt. Während der Projektlaufzeit haben einzelne Bundesländer die Aufteilung der Oberflächenwasserkörper überarbeitet. Da die Oberflächenwasserkörper die zentrale Grundlage für die Einrichtung und Datenaufbereitung für MONERIS bilden und anschließend nicht verändert werden können, konnten die überarbeiteten Versionen nicht berücksichtigt werden. Von der FGG Weser wurde eine Anpassung der Datensätze an den Landesgrenzen vorgenommen. In MONERIS gehen die Oberflächenwasserkörper als die kleinste räumliche Berechnungseinheit in die Modellierung ein. Dazu wurden einige wenige Oberflächenwasserkörper in Flussniederungen getrennt, wodurch eine eindeutigere Zuweisung der Pegel ermöglicht wurde.

4.4 Klimadaten

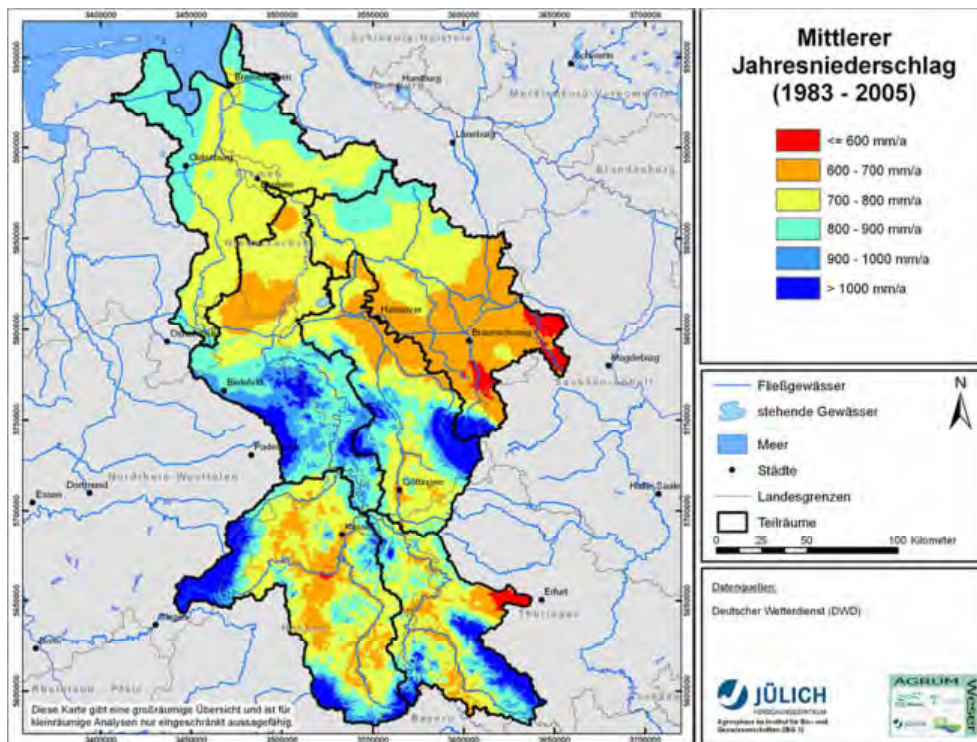
Aus den vom DWD bereitgestellten Klimadaten der Periode 1983 bis 2005 wurden durch Regionalisierung der Stationsdaten flächendeckende Datensätze der Niederschlagshöhe im Winter- und Sommerhalbjahr sowie der potenziellen Verdunstung nach WENDLING (FAO-Standard) ermittelt.

Sämtliche für die Modellierung benötigten Klimadaten (Niederschlagshöhe, Lufttemperatur und -feuchte) wurden in täglicher Auflösung vom Deutschen Wetterdienst als Stationsdaten für die Zeitreihe 1983 bis 2005 zur Verfügung gestellt. Insgesamt lagen für die Flussgebietseinheit Weser Klimadaten von 989 Stationen vor. Davon waren 533 Stationen, an denen ausschließlich Niederschlagswerte bestimmt werden, sowie 456 Stationen, an denen zusätzliche Klimawerte (z. B. Temperatur und Luftfeuchte) gemessen wurden. Bezogen auf das gesamte Einzugsgebiet der Flussgebietseinheit Weser entspricht dies einer Stationsdichte von ca. 1 Station/50 km².

Über entsprechende Regionalisierungsverfahren wurden aus diesen Stationswerten Niederschlagskarten und eine Karte der potenziellen Verdunstung erstellt. Hierzu wurden z. B. aus den Niederschlagshöhen in täglicher Auflösung zunächst Mittelwerte der hydrologischen Halbjahre für die Periode 1983 bis 2005 berechnet. Anschließend wurden die Punktdaten mit dem Interpolationsverfahren Inverse Distance Weighted (IDW) regionalisiert. Das IDW-Verfahren berücksichtigt die horizontale Variabilität der punktuellen Stationsdaten im Raum. Dabei wird unterstellt, dass die Relevanz der Messwerte mit zunehmender Entfernung von der Station abnimmt. Anschließend werden die Niederschlagswerte in der Regel einer Höhenkorrektur unterzogen, da besonders in Mittelgebirgsräumen der vertikalen Niederschlagsvariabilität besondere Bedeutung zukommt. Eine ausreichende Abbildung dieses Sachverhalts ist jedoch mit der gegebenen Messnetzdichte nur unzureichend möglich. In Anlehnung an Krause (2001) wird daher zur Durchführung der Höhenkorrektur zunächst eine lineare Regression zwischen den mittleren Stationsniederschlägen bezogen auf die hydrologischen Halbjahre und den Stationshöhen bestimmt. Auf Basis der Regressionsbeziehung und des Digitalen Geländemodells wurde dann eine Korrektur der Niederschlagswerte vorgenommen.

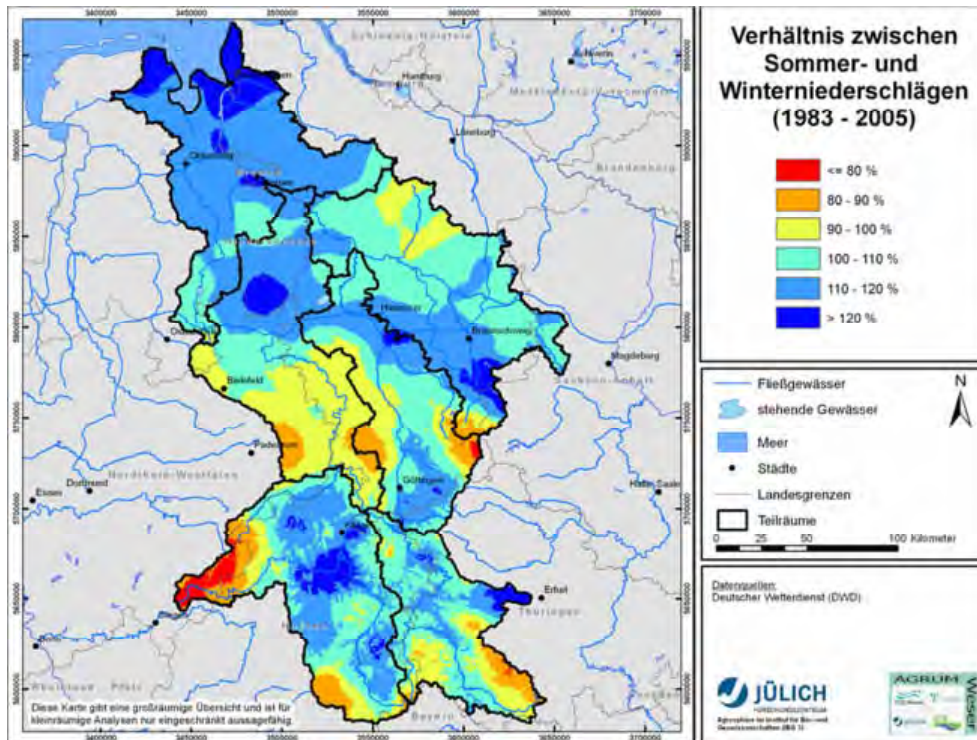
An dieser Stelle sei darauf hingewiesen, dass Messfehler, z. B. bei den an den Stationen gemessenen Niederschlägen, in die Regionalisierung und anschließend in die Modellierung eingehen. Nach Sevruk (1982) kann dieser Messfehler 30 % und mehr betragen. Weiterhin kann es dadurch, dass kleinräumig und kurzfristig wechselnde Wetterlagen (z. B. Schauerwetterlagen) zwischen den Stationen nicht in die Erstellung der Klimakarten eingehen, zu einer Über- bzw. Unterschätzung des tatsächlichen Wertes kommen, der dann anschließend in die Modellierung eingeht.

Die Karte der aus mittleren Sommer- und Winterniederschlägen gebildeten Jahresniederschläge zeigt ein räumlich sehr differenziertes Bild der Niederschlagsverteilung (siehe Karte 13).

Karte 13: Mittlerer Jahresniederschlag (1983 bis 2005)

Die Spannweite der Niederschlagshöhe ist mit weniger als 600 mm/a und mehr als 1.000 mm/a sehr groß. Grundsätzlich nimmt die Niederschlagshöhe von den Küsten in Richtung des Landesinneren ab, was sich z. B. im Vergleich der Marschregion mit dem Wendland zeigt. Dies ist eine Folge der binnenwärts zunehmenden hygrischen Kontinentalität. Im Süden des Einzugsgebietes der Flussgebietseinheit Weser wird diese jedoch durch den Einfluss der Orographie stark überprägt, sodass sich sämtliche Kammlagen der Mittelgebirge (z. B. Harz, Rothaargebirge) durch höhere Niederschläge und benachbarte Senken (z. B. Hessische Senke) durch relative Niederschlagsdefizite auszeichnen. Besonders ausgeprägt sind diese Erscheinungen, wenn die Niederungen zusätzlich im Regenschatten von Gebirgszügen liegen, wie z. B. die im Lee des Niedersächsisch-Hessischen Berglandes und des Harzes gelegene Hildesheimer Börde.

Das Verhältnis von Sommer- zu Winterniederschlägen geht aus Karte 14 hervor. Sie zeigt, dass das Relief dominierenden Einfluss auf die Höhe des Quotienten besitzt. Im Tiefland überwiegt der Anteil des Niederschlags im Sommerhalbjahr grundsätzlich den des Winterhalbjahres und umgekehrt. Zonen mit geringem Anteil an Winterniederschlägen treten daher vor allem im nördlichen Teil der Flussgebietseinheit Weser auf. Deutlich heben sich die Kammlagen des Harzes, des Rothaargebirge sowie des Thüringer Waldes als Regionen überwiegender Winterniederschläge ab.

Karte 14: Verhältnis zwischen Sommer- und Winterniederschlägen (1983 bis 2005)

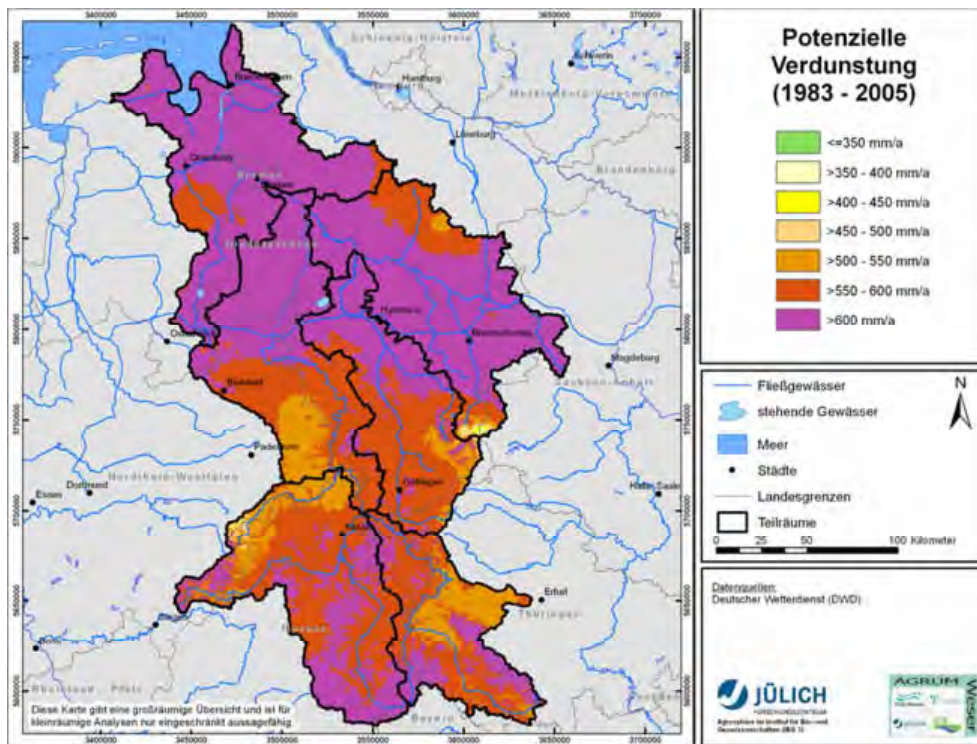
Dieses Verteilungsmuster resultiert daraus, dass im Berg- und Hügelland der Anteil orographischer und zyklonaler Niederschläge am Gesamtniederschlag größer ist als im Flachland und entsprechende Tiefdruckwetterlagen schwerpunkthaft im Winterhalbjahr auftreten. Im Flachland spielen konvektive Niederschläge eine große Rolle, die vor allem im Sommerhalbjahr auftreten.

Die Höhe der potenziellen Verdunstung nach Haude (1955) wird ebenfalls aus Stationsdaten der Temperatur und Luftfeuchte zum Mittagstermin auf Tagesbasis berechnet. Hierzu stehen Daten von 456 Klimastationen des DWD zur Verfügung (siehe oben), für die dann aus den Tageswerten mittlere Jahressummen errechnet werden. Bei der Berechnung wurde sichergestellt, dass die Verdunstung nach Haude (1955) einen Tageswert von 7 mm aus energetischen Gründen nicht überschreiten kann (DVWK, 1996). Die punktuellen Verdunstungswerte nach Haude (1955) werden dann ebenfalls mittels IDW regionalisiert. Auch die Höhenkorrektur der Temperatur und der Feuchte erfolgt analog zur oben beschriebenen Vorgehensweise.

Die Klimadaten für den Zeitraum (1983 bis 2005) wurden dem IGB vom FZJ zur Verfügung gestellt, um modellübergreifend auf dieselbe meteorologische Periode zurückgreifen zu können.

Des Weiteren zeigt die Karte 15, dass die potenzielle Verdunstung landeinwärts bis zur Bördenzone zu und im Berg- und Hügelland wieder abnimmt. Im Gegensatz zum Niederschlag schwankt die potenzielle Verdunstung jedoch nur großräumig und zeigt lediglich in den Übergangsbereichen zwischen Berg- und Flachland kleinräumige Variationen.

Karte 15: Potenzielle Verdunstungshöhe (1983 bis 2005)

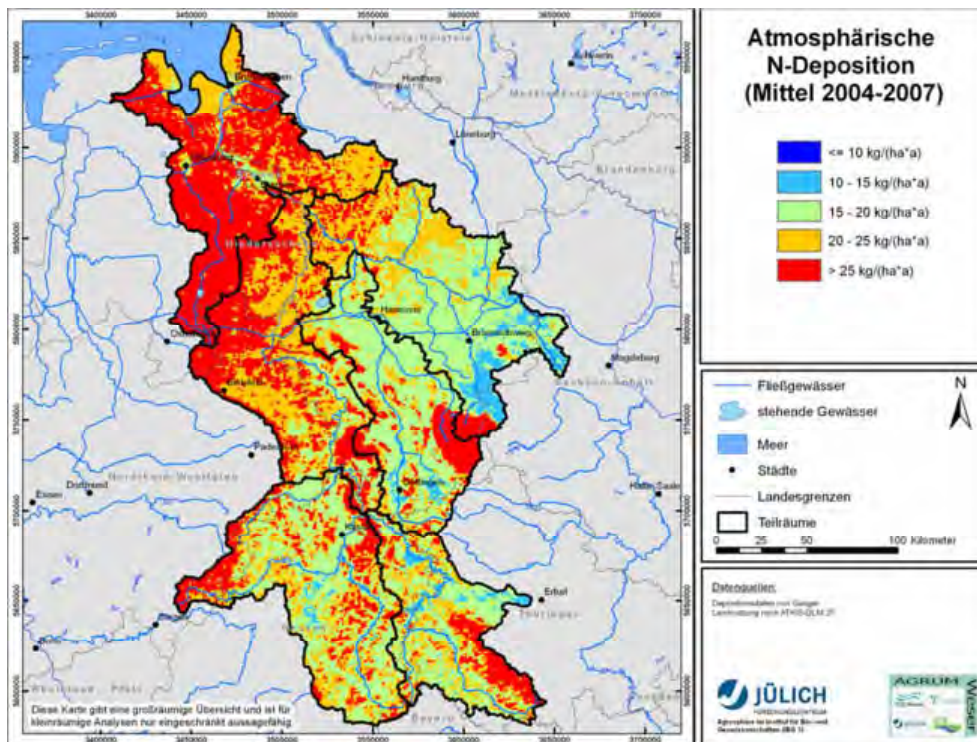


4.5 Atmosphärische Deposition

4.5.1 Stickstoffdeposition

Als Datengrundlage zur Berücksichtigung der atmosphärischen Deposition stand ein nationaler Datensatz für die Periode 2004 bis 2007 zur Verfügung (Gauger et al., 2008). Dieser wurde federführend vom Institut für Navigation der Universität Stuttgart erstellt und beinhaltet landnutzungsbezogene $\text{NO}_x\text{-N}$ - und $\text{NH}_4\text{-N}$ -Deposition-Äquivalente in einem 1x1 km-Raster.

Um mittlere Verhältnisse abzubilden, wurde ein Mittelwert für die Zeitperiode von 2004 bis 2007 für die Modellberechnungen verwendet. Dieser liegt umgelegt auf das gesamte Einzugsgebiet der Flussgebietseinheit Weser bei ca. 25 kg N/(ha·a). Wie aus Karte 16 hervorgeht, treten die höchsten Werte im Nordteil des Wesereinzugsgebietes auf, d. h. dort wo die flächenunabhängige Viehwirtschaft bzw. die von ihr ausgehenden atmosphärischen Stickstoffemissionen eine besondere Rolle spielen. Ebenso kommen hohe Werte in waldreichen Regionen aufgrund des Auskämungseffekts der Waldflächen vor (z. B. Harz), während niedrigere Werte im Süden des Einzugsgebiets auf nicht bewaldeten Flächen vorkommen.

Karte 16: Atmosphärische Stickstoffdeposition (Mittel 2004 bis 2007)

Während die Werte für die Modellierung mit GROWA/WEKU als Rasterwerte landnutzungsbezogen verwendet wurden, gingen die Daten in MONERIS als flächengewichtete Mittel je Teileinzugsgebiet ein.

Prognosen für Depositionsdaten 2021 liegen vom Institut für Navigation jedoch nicht vor, und da die Entwicklung der Deposition schwer einzuschätzen ist, wurde davon abgesehen eine eigene Anpassung der Werte für 2021 anzunehmen. Die Szenarien für das Jahr 2021 basieren daher auf der mittleren Deposition der Jahre 2004 bis 2007.

Die Depositions-Rasterkarten wurden für die Modellierung in MONERIS mit den Grenzen der Flussgebietseinheit Weser verschnitten und so die mittlere $\text{NO}_x\text{-N}$ - und $\text{NH}_4\text{-N}$ -Deposition in jedem Oberflächenwasserkörper ermittelt. Es berechnet sich ein mittlerer Wert der Stickstoffdeposition von $25 \text{ kg/(ha}\cdot\text{a)}$ für die Flussgebietseinheit Weser im Jahr 2007.

4.5.2 Phosphordeposition

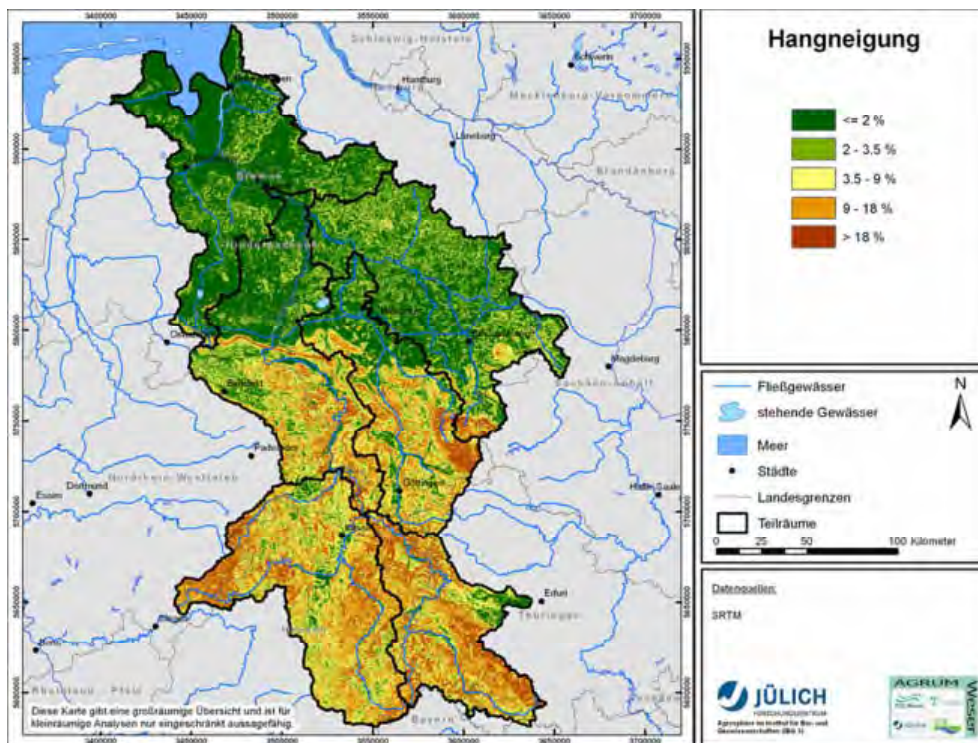
Die gesamte Phosphordepositionsrate, die von der Landnutzung der betrachteten Fläche abhängig ist, liegt erfahrungsgemäß im Bereich zwischen $0,3$ und $3,0 \text{ kg P/(ha}\cdot\text{a)}$. Anhand der Analyse statistischer Daten (Behrendt et al., 2002) lässt sich für europäische Einzugsgebiete ein Mittelwert von $0,37 \text{ kg P/(ha}\cdot\text{a)}$ ableiten, der für die Berechnungen der Flussgebietseinheit Weser verwendet wurde.

4.6 Digitales Geländemodell

In Kapitel 2.1 findet sich bereits eine Reliefkarte der Flussgebietseinheit Weser. Die dieser Karte zugrunde liegenden Reliefdaten wurden aus sechs digitalen Geländemodellen der beteiligten Bundesländer zusammengesetzt. Für den größten Teil der Flussgebietseinheit Weser konnten hierbei die in den Ländern vorliegenden DGM5 genutzt werden, die aufgrund ihrer räumlichen Auflösung und ihrer Höhengenaugigkeit als gute Grundlage für die Ableitung von Reliefparametern angesehen werden können. Nur für die Einzugsgebietsanteile aus den Bundesländern Bremen, Sachsen-Anhalt und Bayern wurde auf Daten aus dem DGM10 zurückgegriffen. Aus dem zusammengesetzten digitalen Geländemodell wurden dann die Reliefparameter Hangneigung und Exposition im GIS abgeleitet. Hierzu wurde eine Auflösung von 100 x 100 m als kleinstem gemeinsamen Nenner aller beschafften Datensätze gewählt. Die abgeleiteten Parameter gehen in die Wasserhaushaltsmodellierung und Erosionsmodellierung ein.

Die Karte der Hangneigung (siehe Karte 17) bildet sehr deutlich die Unterschiede zwischen den einzelnen Naturgroßräumen Marschen, Hohe und Niedere Geest, Bördelandschaft und Mittelgebirge ab. Während der gesamte Nordteil des Einzugsgebiets der Flussgebietseinheit Weser durchgängig Hangneigungen von weniger als 2 % aufweist, dominieren im Weserbergland Hangneigungen zwischen 3,5 und 18 %. Im Harz sowie in den Kammlagen des Rothaargebirges und des Thüringer Waldes sind dabei Hangneigungen >18 % keine Seltenheit.

Karte 17: Hangneigung



4.7 Landnutzungsdaten

4.7.1 Aktualisierung der in ATKIS erfassten landwirtschaftlichen Nutzfläche mit InVeKoS-Daten

Die im Digitalen Landschaftsmodell (ATKIS DLM25) erfassten landwirtschaftlichen Acker- und Grünlandflächen der LN wurden unter Verwendung von georeferenzierten Flächennutzungsdaten der InVeKoS-Förderdatenbanken der Bundesländer am Thünen-Institut für Ländliche Räume aktualisiert. Im Vergleich zu den DLM-Daten im Maßstab 1 : 25.000 weisen die Daten der Feldblöcke (FLIKs), aus InVeKoS, einen deutlich höheren räumlichen Detaillierungsgrad und eine höhere Aktualität auf.

Aufgrund der an die Agrarförderprogramme gekoppelten Erfassungsmethodik der InVeKoS-Flächennutzungsdaten ist davon auszugehen das ein Großteil, jedoch nicht die gesamte Landwirtschaftsfläche, erfasst und abgebildet wird. Im Vergleich zu den erfassten landwirtschaftlichen genutzten Flächen der Agrarstrukturerhebung (LF) im Jahr 2007 wurden in InVeKoS etwa 93 % der Gesamtfläche erfasst.

Der Vergleich beider Geo-Datensätze zeigte insgesamt einen hohen Deckungsgrad und somit eine hohe räumliche Übereinstimmung der landwirtschaftlichen Nutzflächen. Durch die Übertragung der in InVeKoS erfassten Acker- und Grünlandnutzungsdaten der FLIKs konnten somit zum Teil veralteten ATKIS-Landnutzungsdaten aktualisiert werden. (lokale Stichproben zeigten, dass langjährige Landnutzungsumstellungen in ATKIS noch nicht erfasst waren).

Der Anteil der nur in einem der Geodatensätze erfassten Einzelflächen war meist gering. Insbesondere in Hinblick auf die Wegflächen zeigten die InVeKoS-Daten gegenüber ATKIS eine höhere Abbildungsgenauigkeit. Durch Verschneidung beider Geodatensätze können die Wegflächen identifiziert und aus den Geodaten der LN extrahiert werden. An Hand dieses Verfahrens wurde die aus der Kombination der Geodatensätze resultierende Gesamtflächenzunahme reduziert.

Der neu generierte und aktualisierte LN-Geodatensatz weist mit 97 % eine sehr hohe Übereinstimmung zu den erfassten Gesamtflächen der Agrarstrukturerhebung auf. Ebenso werden die landesspezifischen Verhältnisse der Acker- und Grünlandflächen im Vergleich zu den ASE-Daten durch diesen Datensatz besser reproduziert.

Der aktualisierte LN-Datensatz wurde am FZJ in die vorliegenden ATKIS-Landnutzungsdaten integriert, indem die bestehende Landnutzung des DLM durch die aktualisierten Flächen mit Acker- und Grünlandnutzung und die neu identifizierten Wegflächen ersetzt wurden. Das so aktualisierte DLM dient im Rahmen des Projektes AGRUM⁺ als Datengrundlage für die Wasserhaushalts- und Nährstoffaustragsmodellierung am FZJ und IGB und wird für die Schnittstelle zur Übertragung der Datensätze zwischen den Modellen verwendet.

4.7.2 ATKIS

Die Karte der Landnutzungsklassen wurde bereits in Kapitel 2 im Hinblick auf die grundlegenden Landnutzungsstrukturen erläutert. Grundlage dieser Karte war das einheitlich vorliegende Digitale Landschaftsmodell DLM25 des ATKIS (siehe Karte 2).

Mit dem Digitalen Landschaftsmodell DLM25 (2. Ausbaustufe) des ATKIS stehen Landnutzungsinformationen mit höherer Lagegenauigkeit bundesweit zur Verfügung. Im Gegensatz zur ersten ATKIS-Ausbaustufe wird Wald unterschieden in Laubwald, Nadelwald und Mischwald. Diese detaillierteren Attribute erlauben eine genaue Berechnung des Wasserhaushalts mit dem Modell GROWA, da das unterschiedliche Verdunstungsverhalten der Waldtypen abgebildet werden kann. Die Daten des DLM25 setzen auf digitalisierten topographischen Karten auf, deren inhaltliche Fortführung jedoch nur teilweise den realen Landnutzungswandel wiedergibt. So haben Untersuchungen der Bundesforschungsanstalt für Landwirtschaft gezeigt, dass im nördlichen Nordrhein-Westfalen in den 1980er-Jahren verstärkt vorgenommener Grünlandumbruch zum Zwecke des Maisanbaus in den Datenbeständen des DLM25 nur zum Teil wiedergegeben wird. Dieser Nachteil wird durch die höhere räumliche Auflösung bzw. die geringere Generalisierung aufgehoben, die sich gerade bei der Modellierung von Nährstoffströmen positiv bemerkbar macht.

Für MONERIS wurden die hoch detaillierten ATKIS/InVeKoS-Daten der landwirtschaftlichen Nutzfläche (LN) sowie die ATKIS-Daten der weiteren Landnutzungen auf Haupt-Landnutzungsklassen aggregiert und für jedes Teileinzugsgebiet die jeweiligen Flächenanteile ermittelt.

4.8 Bodendaten

An Bodendaten werden für die Modellierung im FZJ die pflanzenverfügbare Bodenwassermenge, der Grundwasserflurabstand sowie die Staunässestufe verwendet. Am IGB werden die Bodenarten zur Modellierung mehrere Eintragspfade benötigt. Die Bodendaten entstammen unterschiedlichen Datengrundlagen der Länder. Im Maßstab 1 : 50.000 lagen die Bodendaten der BÜK50 (Niedersachsen und Bremen), der BK50 (NW), der BFD50 (Hessen) und der VBK50 (Sachsen-Anhalt) und der BGK50 (Thüringen) vor. Die Bodendaten für Bayern wurden aufgrund des geringen Flächenanteils am Wesereinzugsgebiet der Bodenübersichtskarte 1 : 1.000.000 (BÜK1000) entnommen. Die Aufbereitung der Bodendaten erfolgte im FZJ.

Aufgrund der Verwendung unterschiedlicher bodenkundlicher Kartieranleitungen (KA3, KA4, KA5) der Bundesländer war hierzu eine Überführung nach einer einheitlichen Kartieranleitung (KA5) notwendig.

Für die Berechnung des Gesamtabflusses und seiner Komponenten benötigt das Modell GROWA die Höhe der nutzbaren Feldkapazität des effektiven Wurzelraums, die kapillare Aufstiegshöhe, den Flurabstand sowie den Staunässegrad als Eingangsdaten. Für Niedersachsen stehen diese

Daten flächendeckend zur Verfügung. Die Berechnung der nutzbaren Feldkapazität des effektiven Wurzelraums sowie der pflanzenverfügbaren Bodenwassermenge erfolgt nach den Methoden des Niedersächsischen Bodeninformationssystems (NIBIS) separat für die Landnutzungshaupttypen Acker, Grünland und Wald. Durch Verschneidung mit der Landnutzung wurde ein den realen Landnutzungsverhältnissen entsprechender Datensatz sowohl für die pflanzenverfügbare Bodenwassermenge als auch für die nutzbare Feldkapazität des effektiven Wurzelraums erstellt. Grundlage dieser Verschneidung bildet die Karte der Landnutzungsklassen.

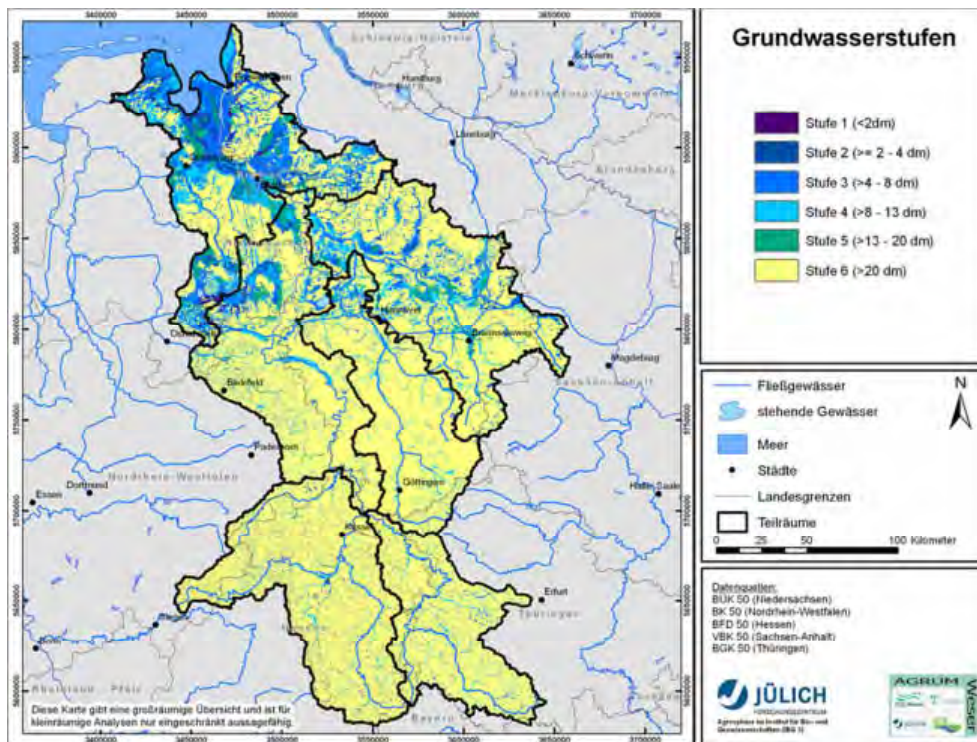
Durch Subtraktion des Rasters der nutzbaren Feldkapazität von dem der pflanzenverfügbaren Bodenwassermenge erhält man den Datensatz der kapillaren Aufstiegshöhe.

Durch Zusammenführen der Datensätze für Nordrhein-Westfalen, Niedersachsen, Hessen, Thüringen, Sachsen-Anhalt, Bremen und Bayern wurden für die Flussgebietseinheit Weser flächendeckende Rasterdatensätze der pflanzenverfügbaren Bodenwassermenge, des Flurabstands und des Staunässegrads erzeugt. Die Genauigkeit der verwendeten Bodendaten für die Modellierung des makroskaligen Wasserhaushalts- und Nitrateintrags wird im Fall der Bodenkarten des Maßstabs 1 : 50.000 als sehr gut angesehen⁷. Im Vergleich mit Untersuchungen anderer Autoren weisen diese Daten eine deutlich höhere Auflösung als die bei Wasserhaushalts- und Nitrateintragsuntersuchungen für makroskalige Untersuchungsgebiete üblicherweise eingesetzten Daten auf. Dagegen weicht die räumliche und inhaltliche Differenzierung der BÜK1000 zwar von den übrigen Bodendatensätzen ab, jedoch wird in Anbetracht des Flächenanteils von weniger als 5 %, für den diese Daten benötigt werden, der Gesamtfehler als gering eingeschätzt.

Aus Karte 18 gehen die dem Datenbestand entnommenen Flurabstände bzw. die hieraus abgeleiteten Grundwasserstufen hervor, deren Klassierung gemäß der Bodenkundlichen Kartieranleitung KA4 (AG Boden 1994) vorgenommen wurde. Nicht vorhandene Angaben der Bodenkarten von Sachsen-Anhalt wurden auf Nachfrage teilweise ergänzt. Weitere fehlende Angaben wurden mithilfe der Bodenübersichtskarte 1 : 1.000.000 (BÜK1000) ergänzt. Dies war auch an den Grenzen der Bundesländer notwendig.

⁷ Im Projekt AGRUM+ Weser verwendete bodenkundlichen Datengrundlagen stellen die derzeit verfügbare Basis für die gesamte FGG Weser dar und liegen flächendeckend im Maßstab 1 : 50.000 digital vor. Beschaffung und Bereitstellung sämtlicher punktueller und flächenhafter Bodenschätzungsdaten (BODSCHÄTZG 2007, BODSCHÄTZDV 2012) in digitaler Form war für die gesamte FGG Weser aus Gründen noch fehlender umfassender Verfügbarkeiten nicht möglich. Bodenschätzungsdaten dienen für den Vollzug als Arbeitsgrundlage zur Erstellung bestimmter themenbezogener Übersichtskarten und weiteren bodenkundlichen Karten. Aktuell werden auf der Grundlage der Bodenschätzungsdaten digitale Bodeninformationssysteme aufgebaut; eine darauf aufbauende flächendeckende digitale Datengrundlage, wie sie für die Modellierung in AGRUM+ Weser notwendig ist, konnte für das Projekt nicht zur Verfügung gestellt werden.

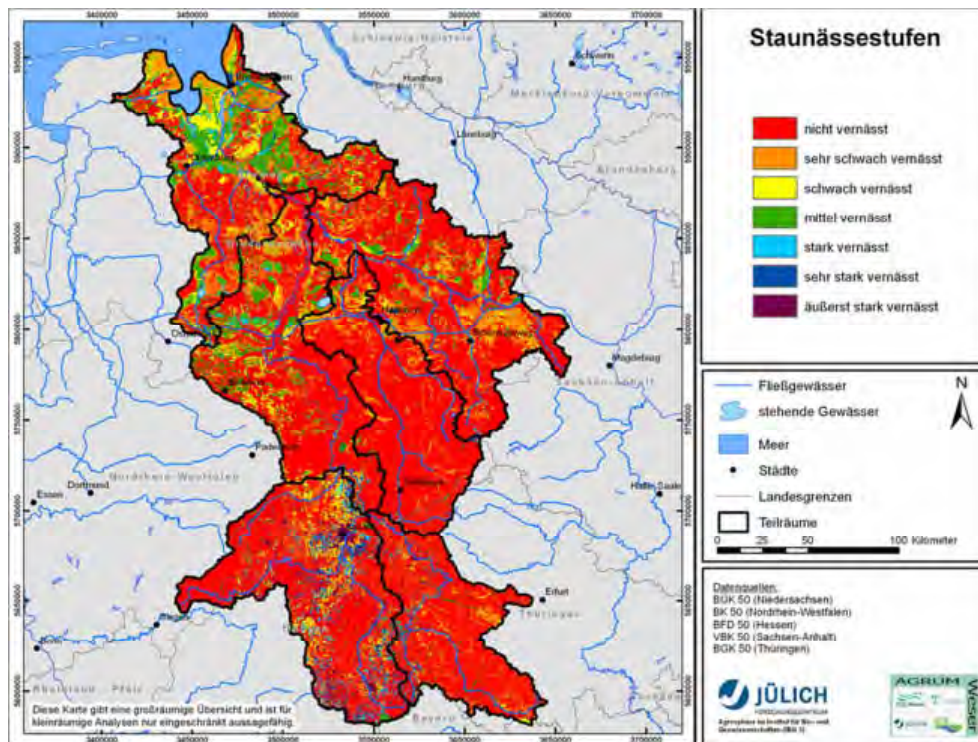
Karte 18: Grundwasserstufen



Die für die Ausgliederung grundwassernaher Standorte relevanten Flächen mit einem Flurabstand bis zu 4 dm Tiefe treten sehr vereinzelt auf und sind auf Flussauen, Moorgebiete und die Marschen beschränkt. Überwiegend sind in der Flussgebietseinheit Weser Grundwasserflurabstände über 4 dm zu finden, wobei mittlere Werte zwischen 4 und 8 dm in Gley- und Auenböden auftreten, die weite Verbreitung im Gebiet der oberen Weser besitzen. Grundwasserferne Böden (Flurabstand >13 dm) weisen hingegen die Hohe Geest, die Mittelgebirge und die Bördengebiete auf. Hier finden sich Flurabstände zwischen 4 und 13 dm ausschließlich in den Bach- und Flussniederungen.

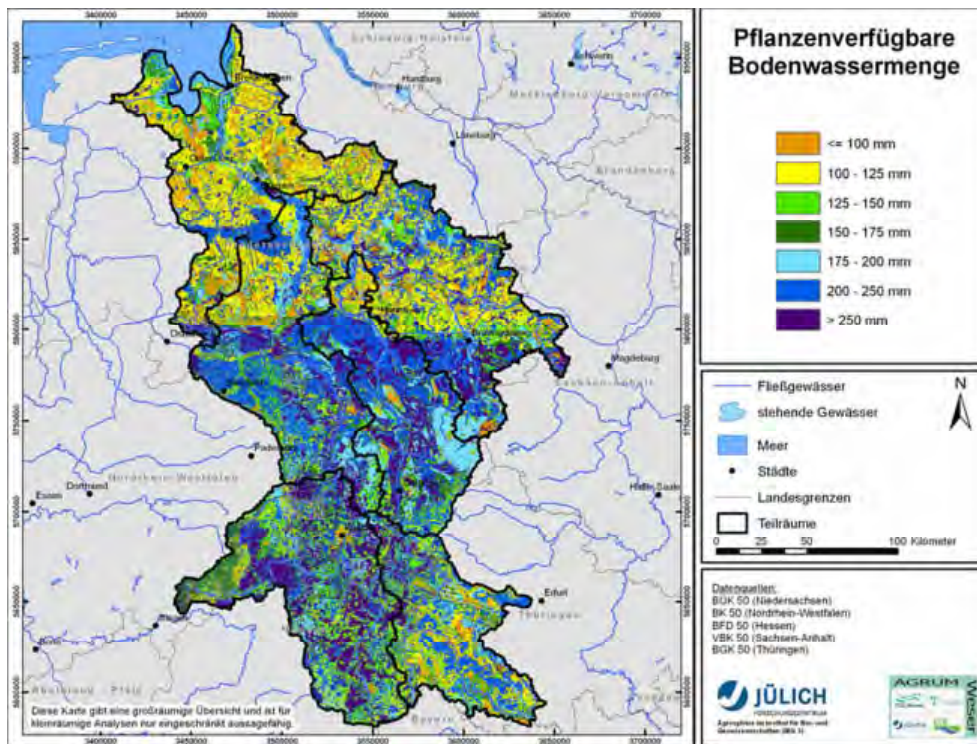
Die Karte des Staunäseeinflusses (Karte 19) weist aus, dass der überwiegende Teil der Flussgebietseinheit Weser keiner Vernässung unterliegt. Größere Gebiete mittlerer bis starker Staunässe sind an das Auftreten pseudovergleyter Böden sowie von Brack- und Flussmarschen bzw. von Moorböden geknüpft. Diese Böden werden häufig durch Drainagen künstlich entwässert, wodurch sich die Direktabflüsse bzw. an die Direktabflüsse gekoppelten Nährstoffeinträge entsprechend erhöhen.

Karte 19: Staunässeinfluss



Karte 20 zeigt die Höhe der pflanzenverfügbaren Bodenwassermenge. Werte von weniger als 100 mm finden sich in weiter Verbreitung auf den grundwasserfernen Podsolen im Nordteil der Flussgebietseinheit Weser. Die Tendenz zu höheren Werten besteht dort nur bei Böden mit geringen Flurabständen, da die Bodenwassermenge aufgrund des höheren kapillaren Aufstiegs zunimmt. Höhere pflanzenverfügbare Bodenwassermengen von >150 mm verzeichnen im Nordteil der Flussgebietseinheit Weser nur die Auenböden und die Marschen. Die pedologisch relativ gering differenzierte Bördelandschaft nördlich der Mittelgebirge zeichnet sich großflächig durch mittlere pflanzen verfügbare Bodenwassermengen von >200 mm aus. Verantwortlich hierfür sind gut Wasser speichernde Böden, vor allem Parabraunerden, die sich auf Löss entwickelt haben und Auenböden. Auf stratigraphisch unterschiedlichen Gesteinen entstanden in den Mittelgebirgen schluffige und zum Teil stärker tonhaltige Böden (Braunerden) mit gutem Wasserspeichervermögen. Die Höhe der mittleren pflanzenverfügbaren Boden Wassermenge liegt dort mit Werten ca. >200 mm relativ hoch. Einflüsse der Landnutzung (effektive Durchwurzelungstiefe) sind dort von untergeordneter Bedeutung.

Karte 20: Pflanzenverfügbare Bodenwassermenge



4.9 Erstellung einer Karte der künstlich gedränten Flächen

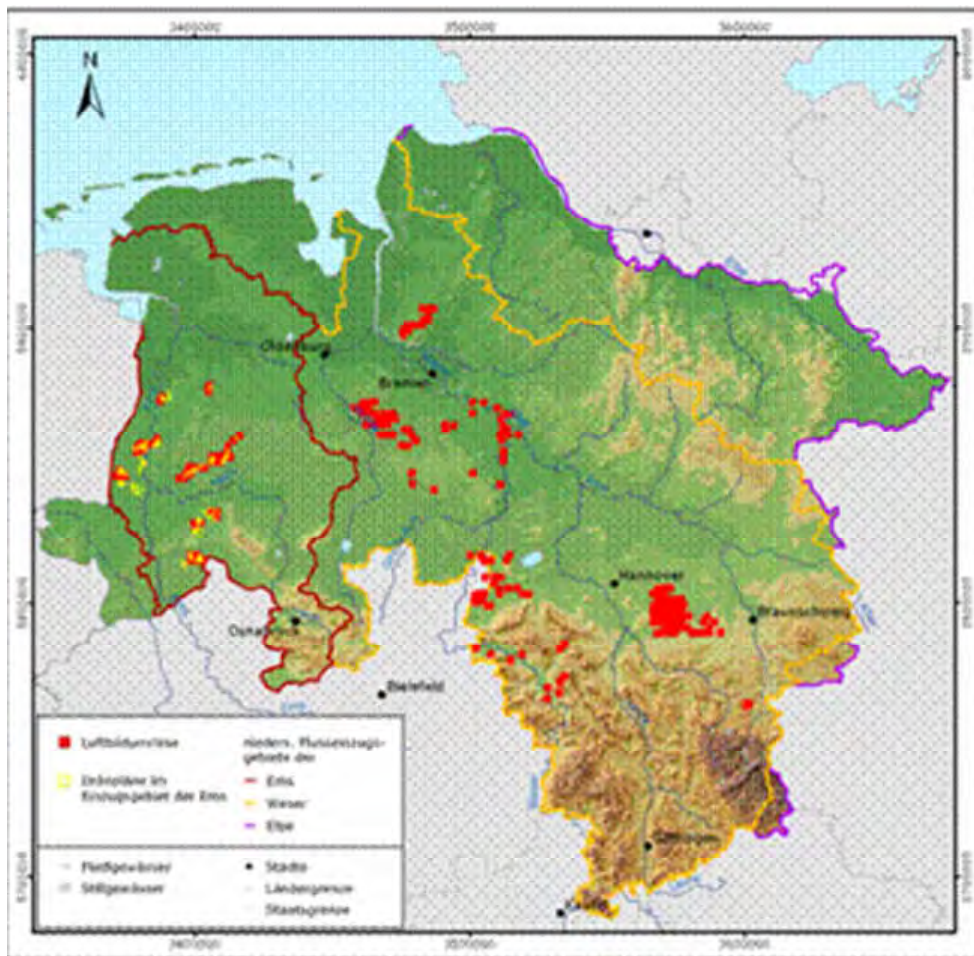
Außer den in den vorhergehenden Kapiteln beschriebenen und bei den Länderbehörden verfügbaren Eingabedaten werden für die Modellrechnungen auch Informationen zur Lage künstlich gedränter landwirtschaftlicher Nutzflächen benötigt. Diese liegen für große Flussgebiete nicht oder nicht flächendeckend vor, sodass sie abgeleitet werden müssen. Hierzu wurde ein im FZJ bereits entwickelter Ansatz (Tetzlaff et al., 2008a) verwendet, bei dem gedränte Flächen zunächst aus Luftbildern ermittelt und digitalisiert werden. Abbildung 29 zeigt einen Ausschnitt aus einem Luftbild nahe Hohenhameln, auf dem Ackerflächen mit einem für systematische Rohrdrainagen typischen Fischgrätenmuster zu sehen sind.

Abbildung 29: Luftbild mit dränierten Ackerflächen



Die digitalisierten Flächenumrisse werden anschließend genutzt, um im GIS aus einer Reihe von Landnutzungs- und Bodenparametern diejenigen Standorteigenschaften zu ermitteln, anhand derer auf eine Dränung geschlossen werden kann. Der Ansatz wurde auf Basis von 231 Luftbildern aus den unterschiedlichen niedersächsischen Teilräumen Hohe Geest, Niedere Geest, Flussauen sowie Berg- und Hügelland kalibriert und ist in Tetzlaff et al. (2008b) dokumentiert. Wie aus Abbildung 30 hervorgeht, liegen 172 der 231 verwendeten Luftbilder in der Flussgebietseinheit Weser.

Abbildung 30: Lage der ausgewerteten Luftbilder in Niedersachsen



Quelle: Kuhr (2006).

Tabelle 18 zeigt einige Beispiele für Kombinationen aus Bodeneigenschaften und Landnutzungstypen, wie sie auch die Flussgebietseinheit Weser typisch sind. Die Tabelle zeigt große Unterschiede der Dränhäufigkeiten zwischen den Bodentypen. Als gut durchlässige Sandböden in meist flacher Lage und einem mittleren Grundwasserhochstand sind Podsole mit 9 bzw. 17 % am seltensten von allen Beispielen gedränt. Deutlich häufiger sind Auenböden und Pseudogley gedränt, wobei die ungefähr doppelt so große Häufigkeit bei Ackerflächen im Vergleich zum Grünland durch die intensivere Nutzungsform begründet ist.

Tabelle 18: Ausgewählte Parameterkombinationen und Anteil gedränter Flächen an den Parameterkombinationen

Bodentyp	Vernässungs- grad nach KA4	Mittlerer Grundwasser- hochstand dm	Landnutzung	Fläche der Parameter- kombination ha	Anteil gedränter Flächen an Parameter- kombination %
Podsole	n. v.	>20	Ackerland	5.078	9
	n. v.	>20	Grünland	842	17
Auenböden	n. v.	10	Ackerland	5.081	64
	n. v.	10	Grünland	24.176	34
Pseudogleye	1	n. v.	Ackerland	6.829	58
	1	n. v.	Grünland	698	27
Niedermoore	n. v.	1	Ackerland	457	51
	n. v.	1	Grünland	548	71
Niedermoore	n. v.	3	Ackerland	1.511	55
	n. v.	3	Grünland	2.335	64

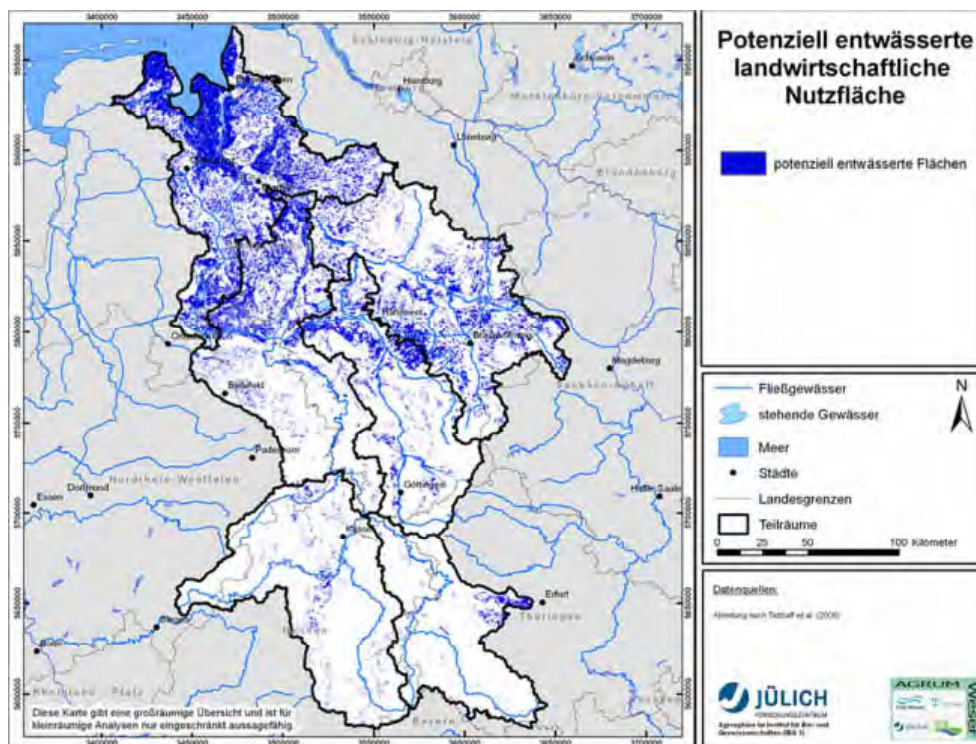
Quelle: Eigene Berechnungen.

Entsprechend ihrem starken Grundwassereinfluss sind Niedermoore unter landwirtschaftlicher Nutzung und mittleren Grundwasserhochständen von 1 bzw. 3 dm am häufigsten gedränt. Im Gegensatz zu den aufgeführten hydromorphen Bodentypen zeigt sich bei Niedermooren eine häufigere Dränung von Grünland im Vergleich mit Ackerflächen. Es wird vermutet, dass dies wirtschaftliche Ursachen hat, da die oxidative Torfzehrung bei Ackernutzung mit 2 cm/a größer ist und langfristig zum Verlust der Bewirtschaftungsgrundlage führt (Kuntze, 1986).

Karte 21 zeigt die nach dem hier beschriebenen Verfahren abgeleitete Karte der potenziell gedränten Flächen. Es ergibt sich eine deutliche Abnahme der potenziell gedränten Flächen in Nord-Süd- und West-Ost-Richtung. Während die Verbreitung von Dränflächen entlang der Küste fast lückenlos ist, sind gedränte Areale mit zunehmender Entfernung von der Küste kleinflächiger und disperser verteilt. Die räumlichen Verbreitungsmuster im Binnenland sind stark durch das Auftreten von Niederungen geprägt.

Als Ursache für das in Karte 21 zu sehende Verteilungsmuster kann das Zusammenspiel der drei für den Dränbedarf sehr wesentlichen Einflussfaktoren Landnutzung, Klima und Boden gelten. Der maritime Einfluss und damit die Jahresniederschlagshöhe nehmen in den beschriebenen Himmelsrichtungen ab. Vom Klima mit beeinflusst ist das Auftreten dränbedürftiger Bodentypen, d. h. hydromorpher terrestrischer Böden sowie von Mooren. Hinzu kommt die durchgehende Verbreitung weitgehend vernässter Marschböden entlang der Küste.

Karte 21: Potenziell gedränzte landwirtschaftliche Nutzflächen



Aus der Karte 21 kann ein Anteil potenziell gedränzter Flächen an der landwirtschaftlichen Nutzfläche in der Weser von ca. 41 % abgeleitet werden. Unter Berücksichtigung der Marschen entspricht dies der in der Literatur genannten Größenordnung für den mittleren Entwässerungsbedarf in Deutschland in Höhe von etwa 35 %. Mithilfe von Dränplänen und hochaufgelösten Gewässernetzen konnte die Validität der Dränflächenkarte bestätigt werden (Tetzlaff et al., 2008a; 2008b). Die nach dem Ansatz von Tetzlaff et al. (2008a) abgeleitete Dränflächenkarte wurde dem IGB für MONERIS-Berechnungen zur Verfügung gestellt.

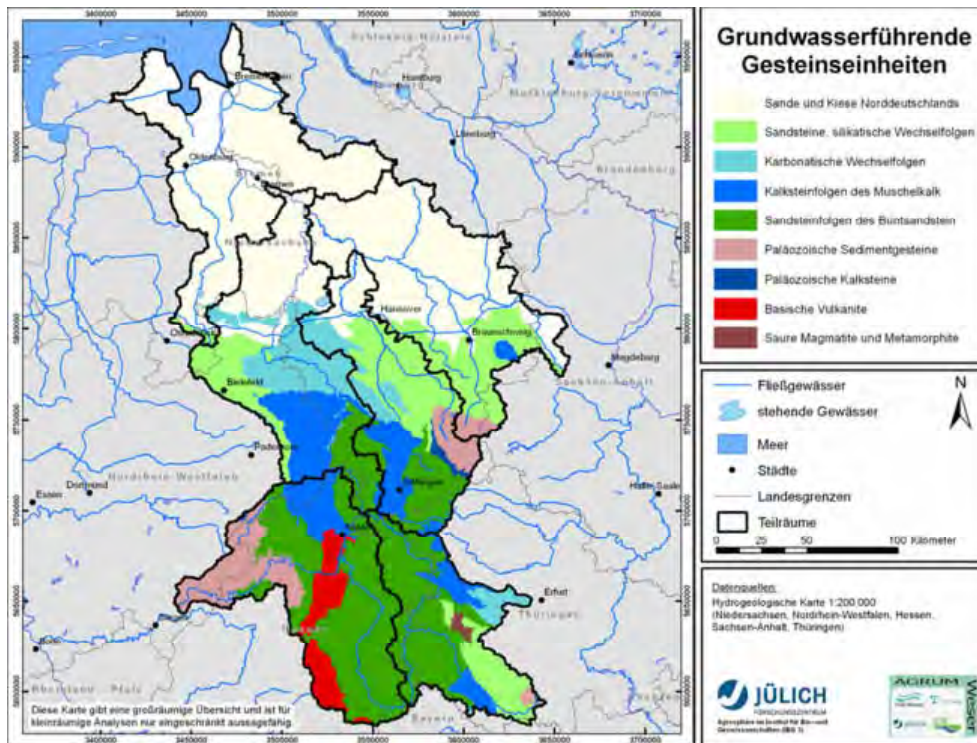
4.10 Hydrogeologische Daten

Wichtige Kenngrößen zur Abtrennung der Grundwasserneubildung vom Gesamtabfluss sind die petrografische Beschaffenheit und die Wasserleitfähigkeit der grundwasserführenden Gesteinseinheiten. Hierbei gilt der Grundsatz, dass der k_f -Wert ein Maß für die Wasserwegsamkeit des Gesteins darstellt, die ihrerseits – im humiden Klimabereich – als Bezugsgröße für die Aufnahmefähigkeit des Gesteins im Hinblick auf versickerndes Niederschlagswasser (Grundwasserneubildung) gewertet wird. Die petrografische Beschaffenheit ist darüber hinaus eine wichtige Kenngröße für die hydrochemische Typisierung des Grundwassers im Hinblick auf seine denitrifizierenden Eigenschaften.

Die Karten der hydrogeologischen Gesteinseinheiten (Karte 22) und der hydraulischen Durchlässigkeit (Karte 23) ließen sich der bundesweit relativ einheitlich vorliegenden Hydrogeologischen

Übersichtskarte 1 : 200.000 (HÜK200) entnehmen. Für Nordrhein-Westfalen wurden aus dem Informationssystem Hydrogeologische Karte 1 : 100.000 (HK100) vergleichbare Informationen in höherer Auflösung bereitgestellt.

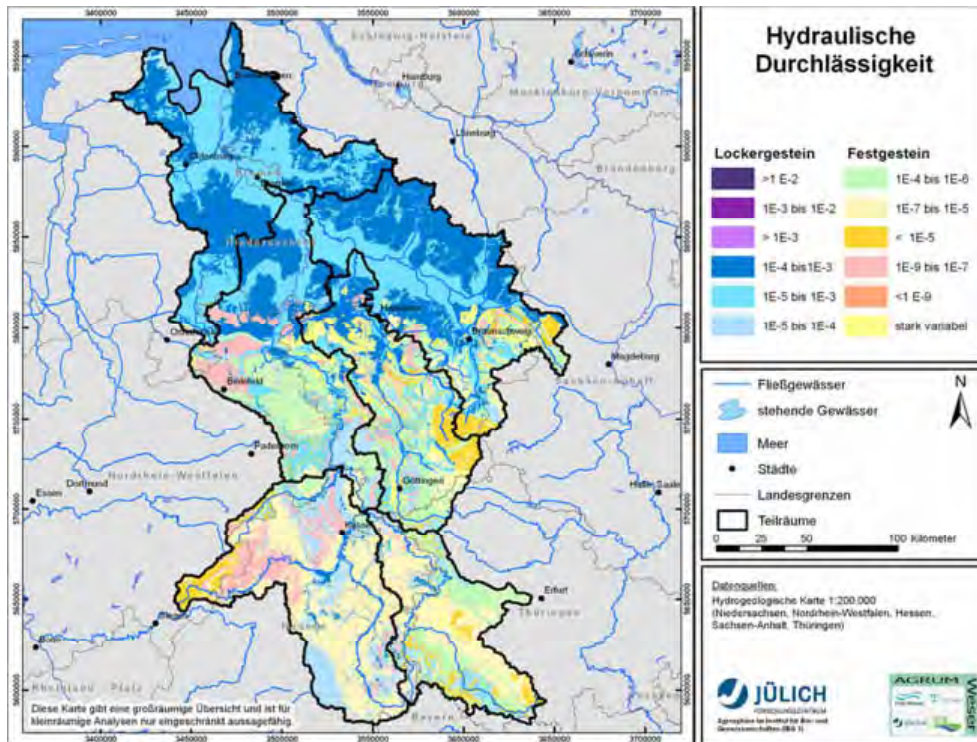
Karte 22: Karte der grundwasserführenden Gesteinseinheiten



Karte 22 zeigt eine stark verallgemeinerte Karte der Hydrogeologischen Gesteinseinheiten. Für die Erstellung dieser Karte wurden die Legendeneinheiten der HÜK200 unter Berücksichtigung von Gesteinsbeschaffenheit, Genese und Grundwasserführung zusammengefasst. Im Nordteil der Flussgebietseinheit Weser sind die oberen Grundwasserleiter aus quartären Sanden und Kiesen aufgebaut. Bei Hohlraumanteilen zwischen 15 und 30 % können diese Sedimente bei ausreichender Mächtigkeit ergiebige Grundwasserleiter darstellen.

Bei den Festgesteinen dominieren im Rostaargebirge und im Harz paläozoische Schiefergesteine, während das Weserbergland aus mesozoischen Sandsteinen und Kalksteinen sowie entsprechende Wechselfolgen aufgebaut sind. Im Südwestteil treten zudem Basalte auf. Entsprechend ihrer unterschiedlichen tektonischen Überprägung ist die Wasserleitfähigkeit in den Festgesteinsaquiferen recht heterogen (siehe Karte 23).

Karte 23: Hydraulische Durchlässigkeit

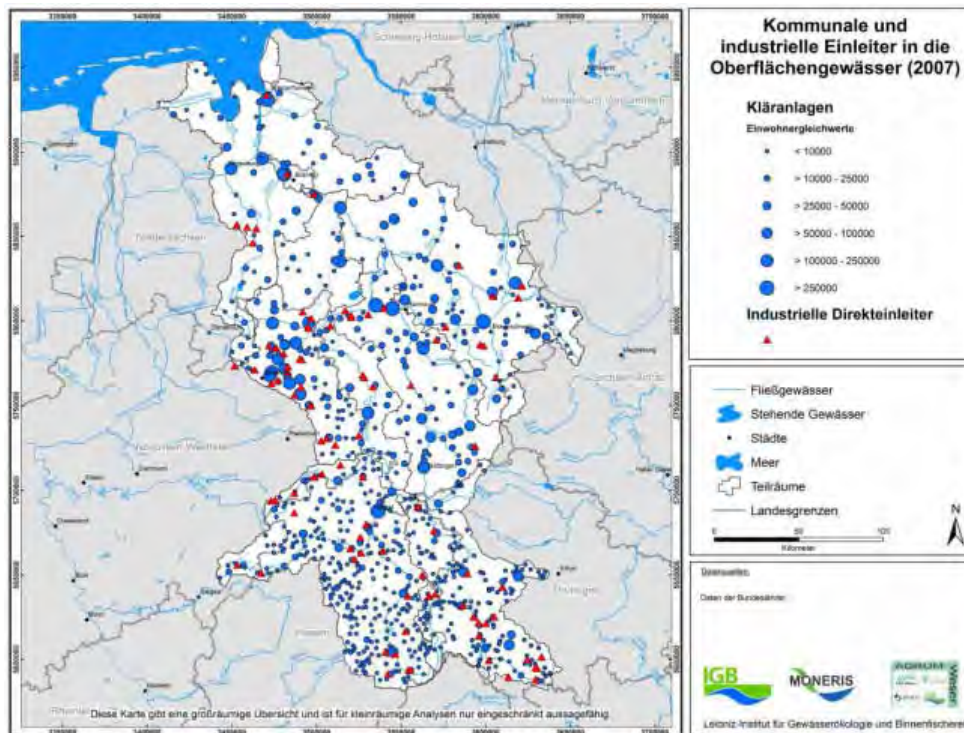


Im südlichen aus Festgesteinen aufgebauten Teil der Flussgebietseinheit Weser treten daher großräumig variierende Durchlässigkeiten zwischen 10^{-4} und 10^{-9} m/s auf. Für die paläozoischen Gesteinseinheiten des östlichen Rheinischen Schiefergebirges und im Harz sind dabei Durchlässigkeiten von 10^{-9} bis 10^{-7} m/s typisch, während in den mesozoischen Gesteinseinheiten des Weserberglandes kf-Werte zwischen 10^{-7} und 10^{-4} vorherrschen. Lediglich die aus quartären Sanden und Kiesen aufgebauten breiten Täler treten dort mit höheren kf-Werten aus der Karte hervor. Wie aus Kapitel 4.11 hervorgeht treten in den aus Sanden bestehenden Lockergesteinsaquiferen im Nordteil der Flussgebietseinheit Weser Durchlässigkeitsbandbreiten zwischen 10^{-3} und 10^{-5} m/s auf.

4.11 Eingangsdaten für urbane Systeme

Der Datensatz zu Einträgen über kommunale Kläranlagen und industrielle Direkteinleiter aus dem Jahre 2004 (siehe Karte 24) wurde von den Bundesländern über die FGG Weser zur Verfügung gestellt.

Karte 24: Lage der kommunalen und industriellen Einleiter mit Einwohnergleichwerten

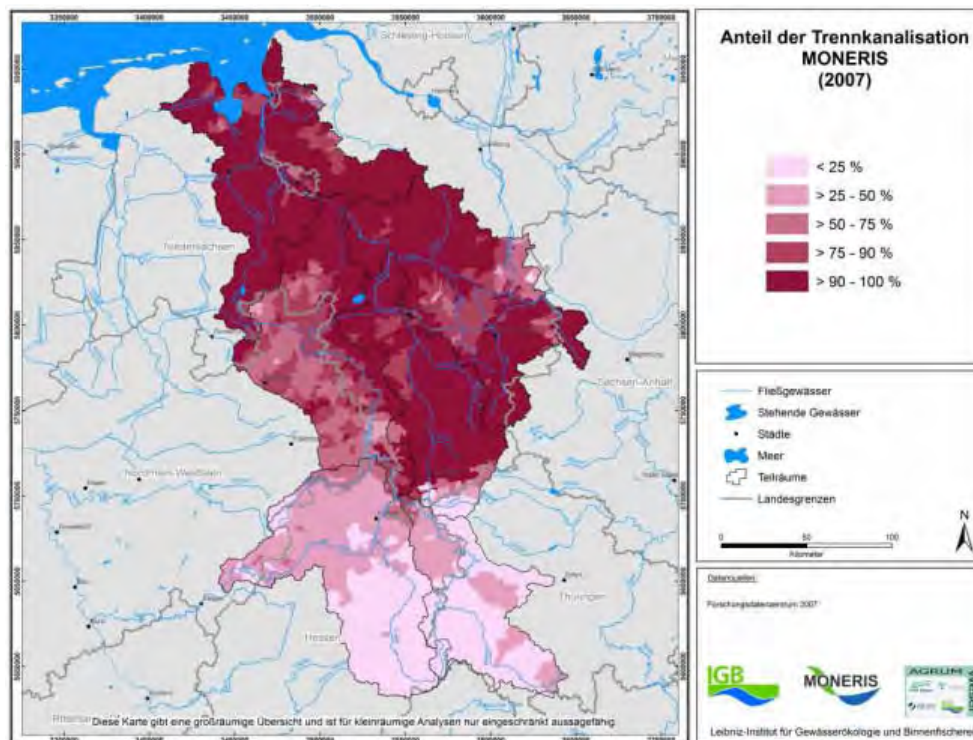


Die GIS-Daten zur Lage der Anlagen und die chemischen Parameter in einem Tabellenkalkulationssystem wurden mithilfe von GIS verknüpft. Von Thüringen wurden zusätzliche Informationen zu kommunalen und industriellen Einleitern bereitgestellt, um die Aktualität der Daten zu gewährleisten. Die berechneten Nährstoffeinträge bzw. der Konzentrationen wurden dem Projektpartner am FZJ zur Verfügung gestellt.

Die Datenaufbereitung zur Ermittlung des Anteils der Trennkanalisation (Karte 24) erfolgte anhand eines Datensätzen vom Forschungsdatenzentrum für die Bevölkerungs- und Anschlussituation 2007.

Wie alle anderen Rohdaten zu Anschlussverhältnissen wurden auch die Daten zur auf die Gebietseinheiten der MONERIS-Teileinzugsgebiete bezogen und verrechnet.

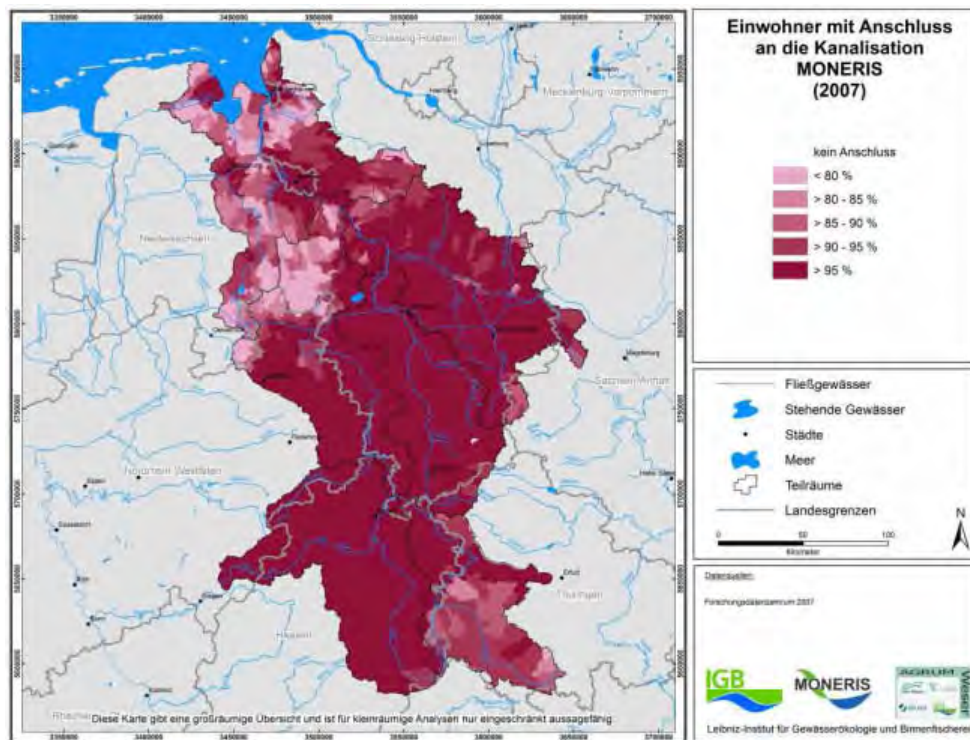
Karte 25: Anteile der Trennkanalisation (2007)



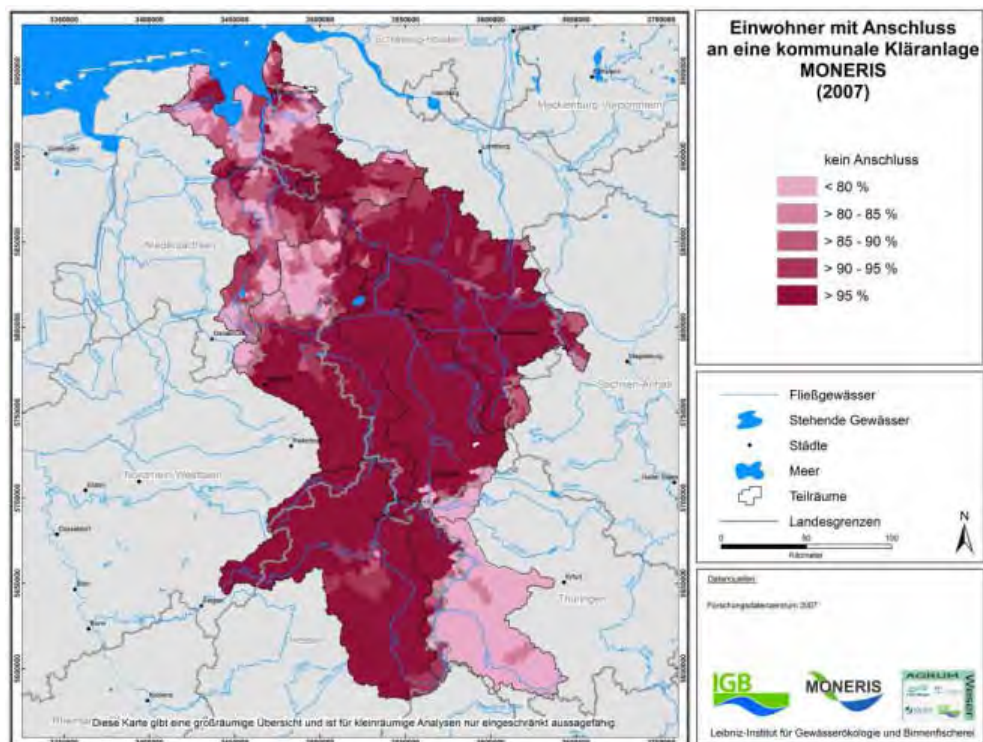
Die Karte der Anteile der Trennkanalisation in der Flussgebietseinheit Weser lässt eine deutliche Zweiteilung erkennen: Im Norden einen überwiegenden Anteil an Trennkanalisation, im Süden (Teilräume Fulda/Diemel und Werra) einen deutlich geringeren Anteil an Trennkanalisation. In diesen beiden Teilräumen werden vorrangig Mischkanalisationssysteme verwendet.

Angaben zu Einwohner mit Anschluss an die Kanalisation auf Gemeindeebene wurden durch eine Recherche beim Forschungsdatenzentrum beschafft (siehe Karte 26). Sie kommen bis auf die gemeindefreien Gebiete, die in der Regel keine Einwohner enthalten, in weiten Teilen der Flussgebietseinheit Weser zu über 90 % vor. Im nordöstlichen Teil des Einzugsgebiets sowie in Thüringen sind auch Anschlussgrade von 60 % bis 90 % vorhanden.

Karte 26: Einwohner mit Anschluss an die Kanalisation



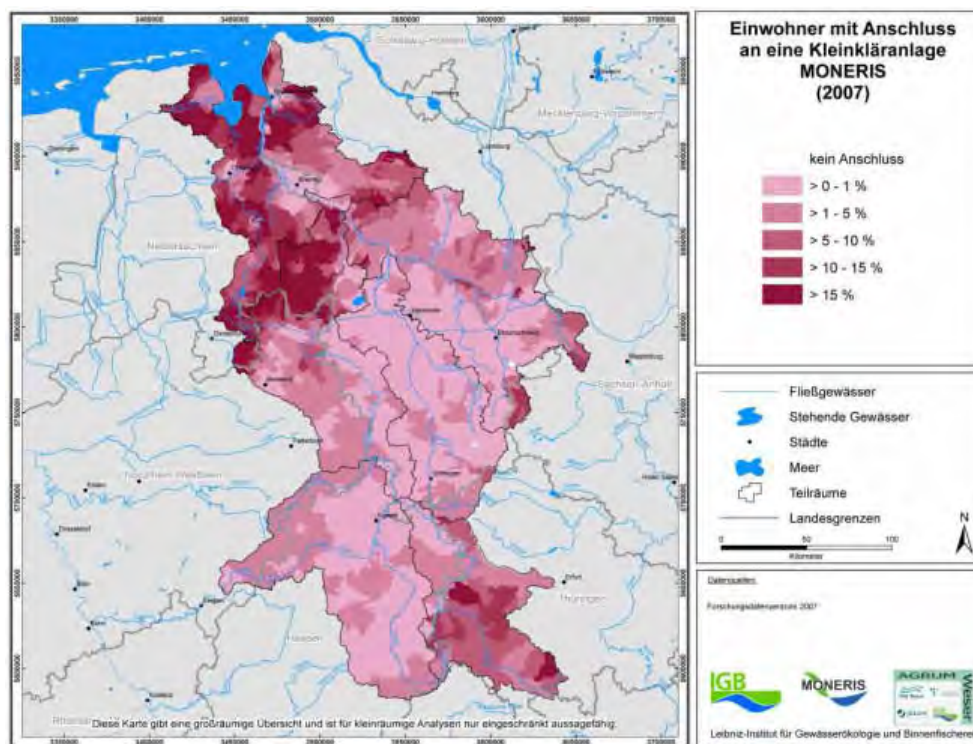
Karte 27: Einwohner mit Anschluss an eine kommunale Kläranlage



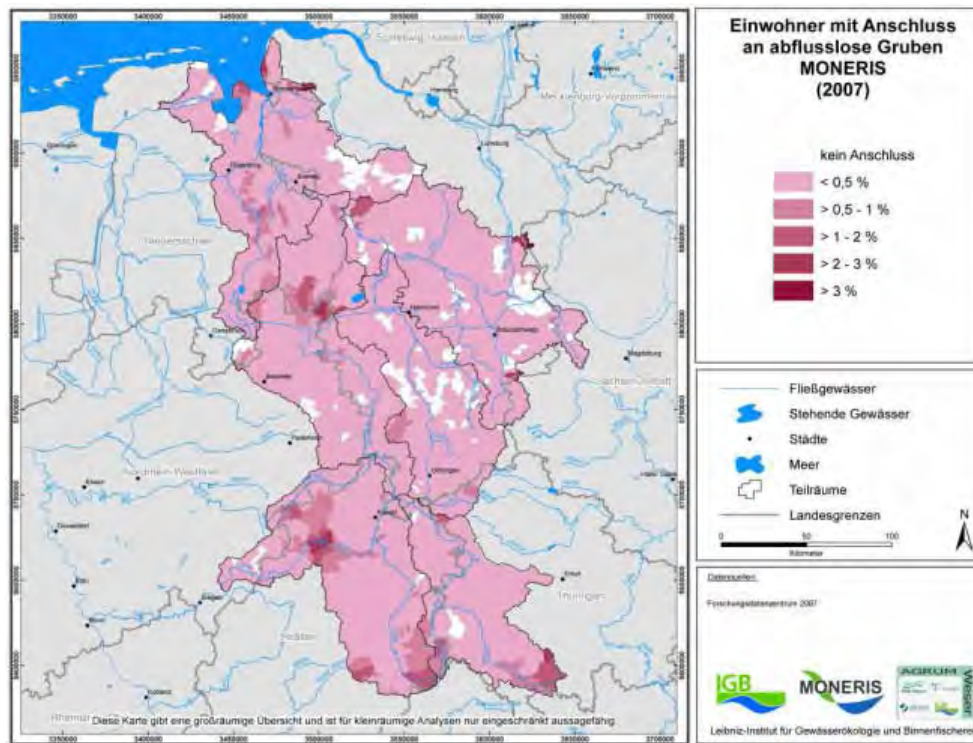
Karte 27 gibt die Einwohner mit Anschluss an eine kommunale Kläranlage wieder. Hier fällt auf, dass besonders im thüringischen Teil der Anteil der Einwohner mit Anschluss an eine kommunale Kläranlage relativ gering ist. Aber auch im nordöstlichen Teil des Einzugsgebietes liegen die Anteile teilweise unter 70 % bzw. 60 %.

Karte 28 und Karte 29 geben den Anschluss an Kleinkläranlagen und abflusslose Gruben wieder. Hohe Anschlussgrade an Kleinkläranlagen sind vor allem im Nordosten der Flussgebietseinheit Weser sowie in Thüringen ersichtlich. Einwohner mit Anschluss an abflusslose Gruben sind vor allem im Bearbeitungsgebiet Große Aue (östlicher Bereich des Mittellandkanals) sowie punktuell im Einzugsgebiet vorhanden. Große Bereiche des Einzugsgebietes weisen keinen Anschluss an abflusslose Gruben auf.

Karte 28: Einwohner mit Anschluss an Kleinkläranlagen



Karte 29: Einwohner mit Anschluss an abflusslose Gruben



5 Wasserhaushalt und Wasserhaushaltskomponenten

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

5.1 Ergebnisse der Wasserhaushaltsmodellierung mit GROWA

Die Modellierung des Wasserhaushalts mit dem Modell GROWA erfolgte flächendifferenziert nach der in Kapitel 3 beschriebenen Vorgehensweise auf der Basis langjähriger klimatischer und hydrologischer Mittelwerte. Quantifiziert wurden die folgenden Wasserhaushaltsgrößen für die Periode 1983 bis 2005:

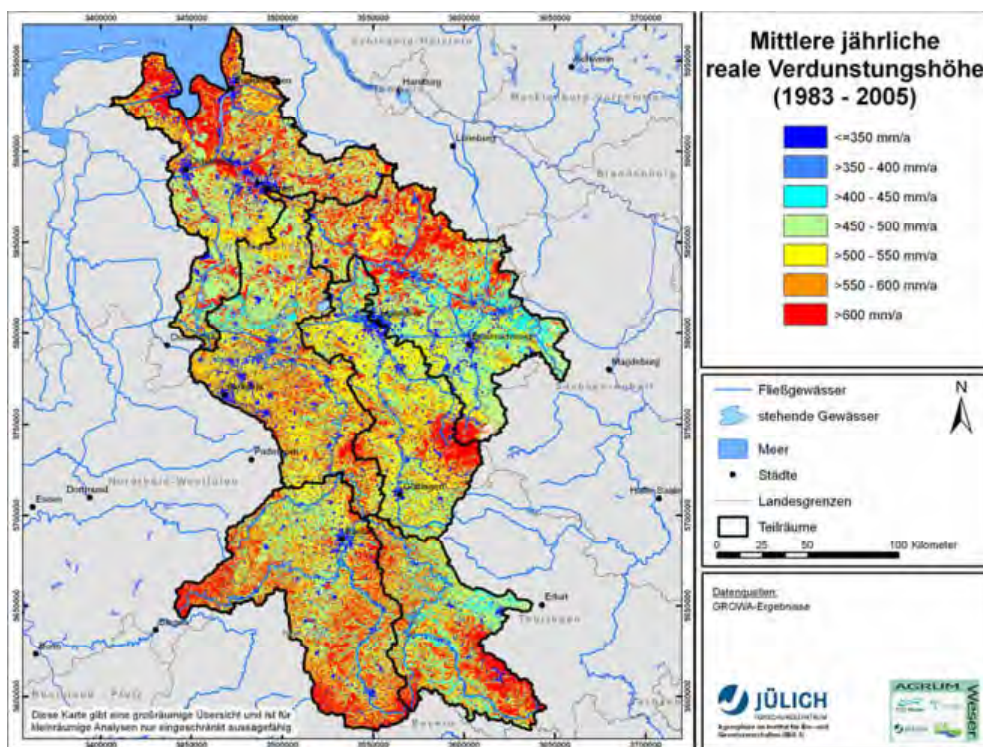
- Reale Verdunstungshöhe
- Gesamtabflusshöhe
- Oberflächenabflusshöhe
- Sickerwasserhöhe
- Direktabflusshöhe
- Höhe des Abflusses über Dränagen
- Höhe des natürlichen Zwischenabflusses
- Direktabflusshöhe von Siedlungsflächen
- Grundwasserneubildungshöhe

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

5.1.1 Berechnete Wasserhaushaltskomponenten

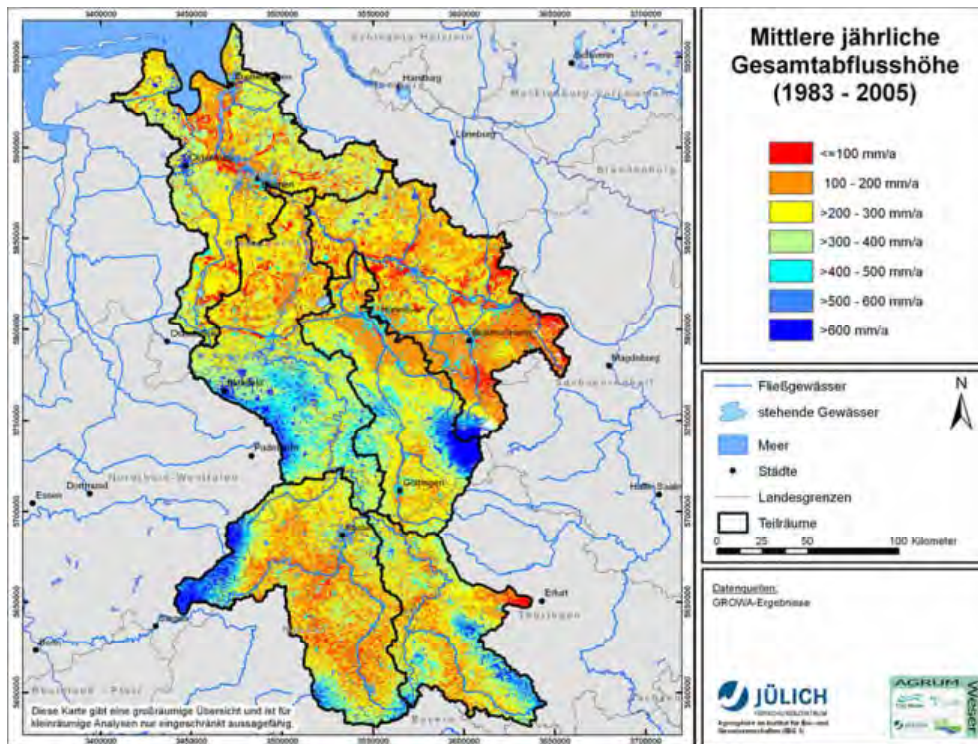
Karte 30 zeigt die mittleren realen Verdunstungshöhen (1983 bis 2005) in der Flussgebietseinheit Weser. Die reale Verdunstung schwankt nur gering und beträgt meist ca. 450 mm/a. Höhere Verdunstungswerte können einerseits durch forstliche Nutzung, z. B. im Harz, bedingt sein. Andererseits können sie auch auf höhere pflanzenverfügbare Bodenwassergehalte, z. B. in der lössbedeckten Hildesheimer Börde oder in der Marsch mit tonig-schluffigen Böden, zurückgeführt werden.

Karte 30: Mittlere jährliche reale Verdunstungshöhe (1983 bis 2005) auf Rasterbasis (100 x 100 m)



Karte 31 zeigt den mittleren Gesamtabfluss (1983 bis 2005), der aufgrund der Verschneidung mit den räumlich stark variierenden Niederschlagshöhen deutlich stärker schwankt als die reale Verdunstung. Die Spanne beträgt ca. 100 bis über 500 mm/a. Trotz höherer realer Verdunstung weisen die Höhenzüge des Mittelgebirges und des Berglandes die höchsten Abflüsse auf. Weitere überdurchschnittliche Abflüsse treten in der grundwasserfernen Hohen Geest auf. Geringe Gesamtabflüsse von zum Teil unter 100 mm/a sind im Nordosten des Einzugsgebiets zu finden, in dem die klimatischen Einflüsse einer zunehmenden Kontinentalität unterliegen.

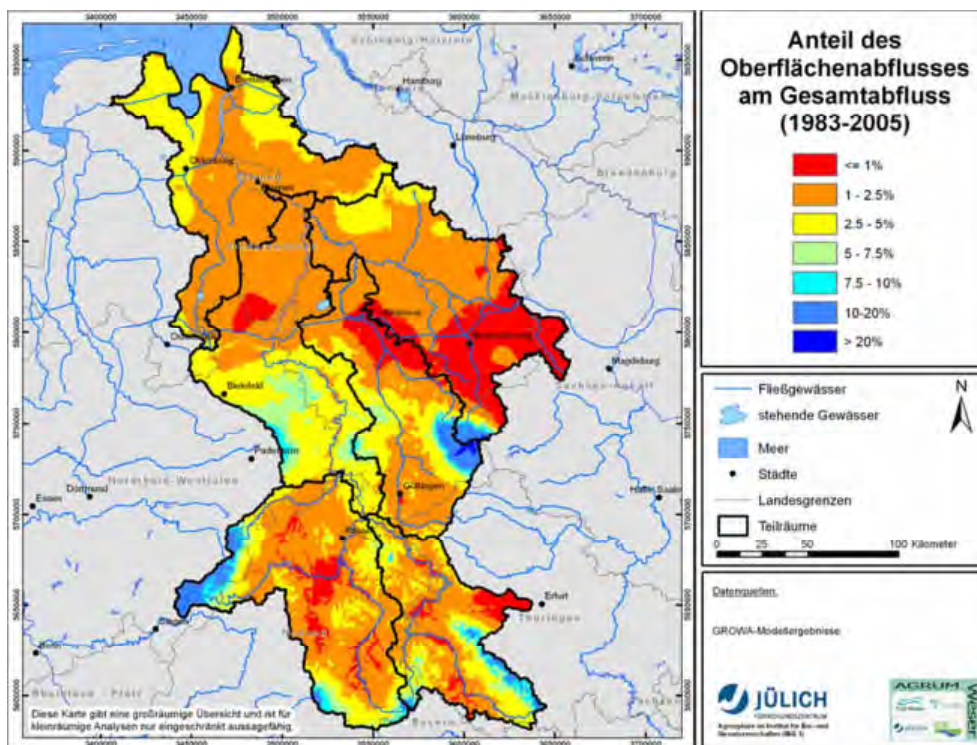
Karte 31: Mittlere jährliche Gesamtabflusshöhe (1983 bis 2005) auf Rasterbasis (100 x 100 m)



Im Harz und für andere Kammlagen der Mittelgebirge können nach dem in Kapitel 3.3 dargestellten Berechnungsansatz aufgrund der hohen Niederschläge Oberflächenabflusshöhen auftreten, die 10 % des Gesamtabflusses übersteigen (siehe Karte 31). Für Gebiete mit weniger als 800 mm Jahresniederschlag wird dagegen ein nur sehr geringer Oberflächenabflussanteil berechnet.

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 von 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 Stickstoffeinträge in die Oberflächengewässer über den Oberflächenabfluss darstellen.

Karte 32: Anteil des Oberflächenabflusses am Gesamtabfluss (1983 bis 2005) auf Rasterbasis (100 x 100 m)

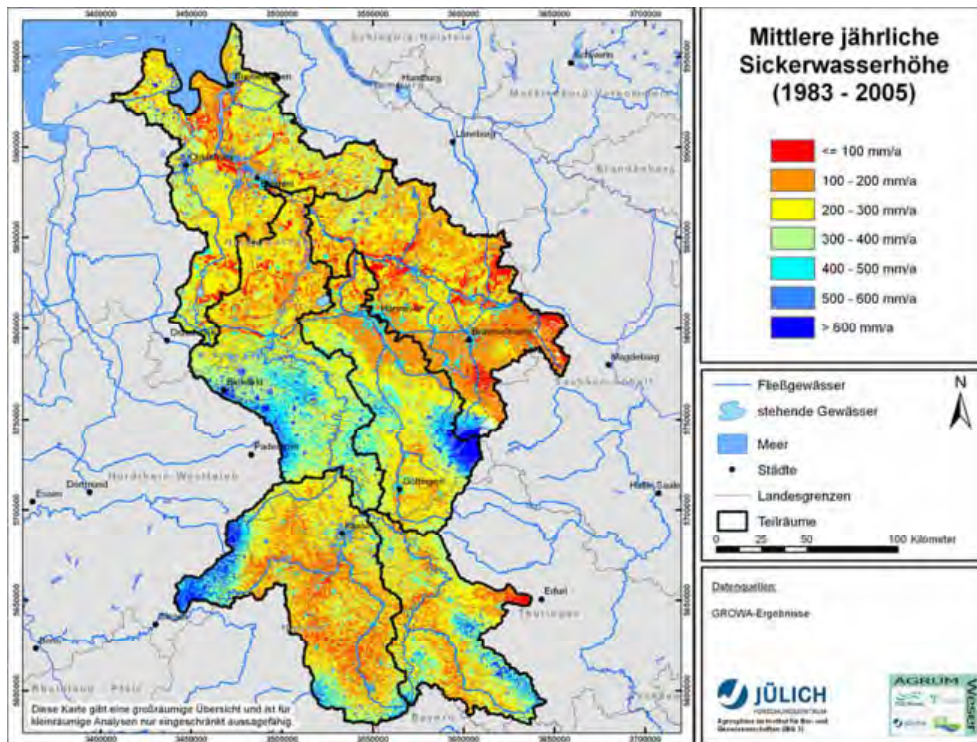


Die Differenz aus Gesamtabflusshöhe und Oberflächenabflusshöhe ergibt die Sickerwasserhöhe. Karte 33 zeigt die räumliche Verteilung der berechneten mittleren Sickerwasserhöhen für die Periode 1983 bis 2005. Wie zu erwarten, liegen die ermittelten Sickerwasserhöhen in der gleichen Größenordnung wie die Gesamtabflusshöhen und zeigen auch eine ähnliche räumliche Verteilung.

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

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

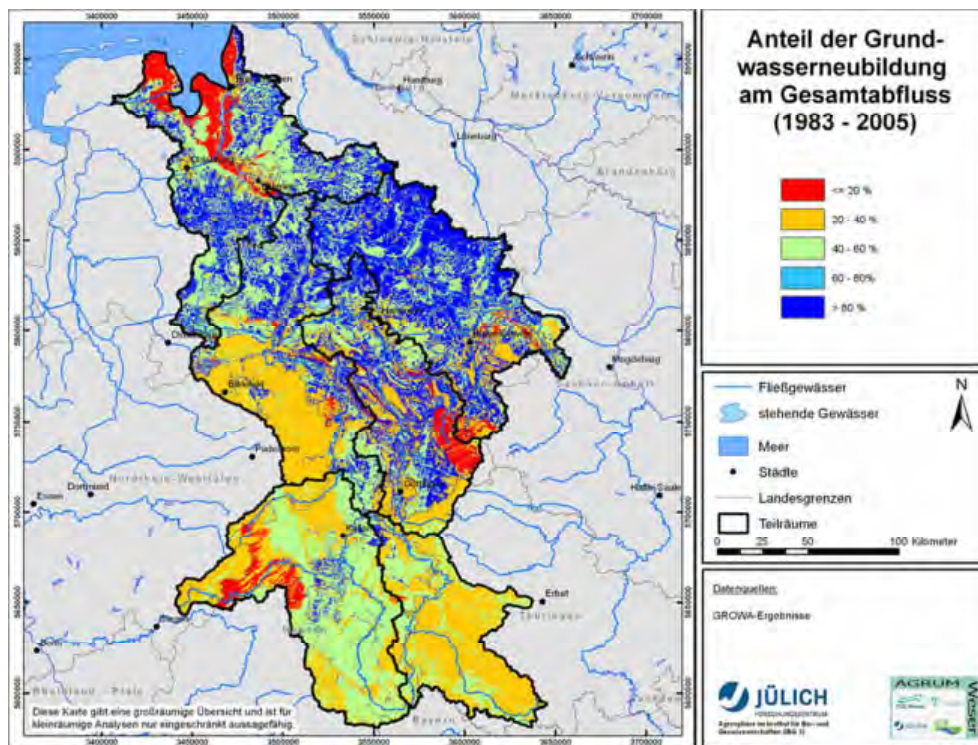
Karte 33: Mittlere jährliche Sickerwasserhöhe(1983 bis 2005) auf Rasterbasis (100 x 100 m)



Auf Basis von 30 ausgewählten, repräsentativen Abflusspegeln wurde das Wasserhaushaltsmodell kalibriert und somit an die speziellen Bedingungen in der Flussgebietseinheit Weser angepasst. Daraufhin wurde mittels einer Abflusseparation die Auftrennung des Gesamtabflusses in Direktabfluss und Grundwasserneubildung vorgenommen. Aussagen zu den auf diese Weise gewonnenen regional dominanten Abflusskomponenten sind vor allem für die Berechnung der Nährstoffeinträge in die Vorfluter wichtig. In einer Landschaft, die überwiegend über den Direktabfluss entwässert wird, werden die Nährstoffe im allgemeinen innerhalb kurzer Zeiträume (Wochen) über die Bodenoberfläche, über Dränagen oder über den natürlichen Zwischenabfluss in die Oberflächengewässer gelangen. Dominiert die Grundwasserneubildung, so kann es unter Umständen mehrere Jahrzehnte dauern, bis diese Nährstoffe über den Grundwasserabfluss ein Oberflächengewässer erreichen (Kunkel und Wendland, 2000).

Den relativen Anteil der Grundwasserneubildung am Gesamtabfluss zeigt Karte 34. Auffallend ist der große Unterschied zwischen Nord und Süd. Im Süden erfolgt die Gebietsentwässerung überwiegend über natürlichen Zwischenabfluss. Dort liegt der Anteil der Grundwasserneubildung am Gesamtabfluss zwischen weniger als 20 und 40 %. Im Norden des Wesereinzugsgebietes mit gut durchlässigen Lockergesteinen liegt der Anteil der Grundwasserneubildung dagegen im Wesentlichen über 80 %. Lediglich die über Dränagesysteme entwässerten Gebiete im norddeutschen Flachland weisen dort hohe Direktabflussanteile auf.

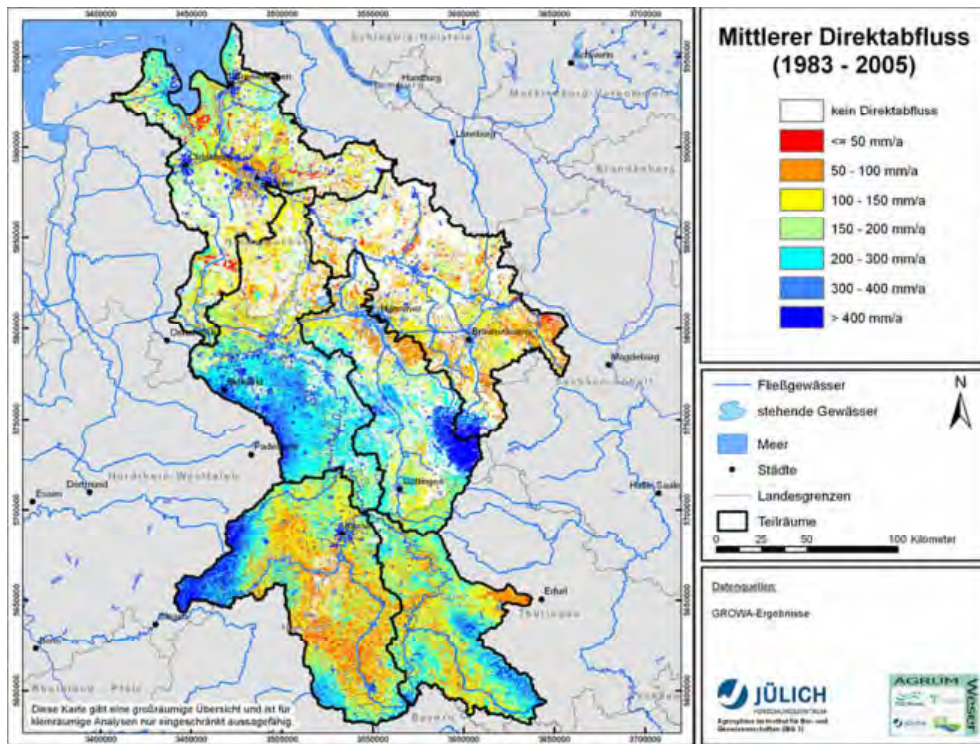
Karte 34: Anteil der Grundwasserneubildung am Gesamtabfluss (1983 bis 2005) auf Rasterbasis (100 x 100 m)



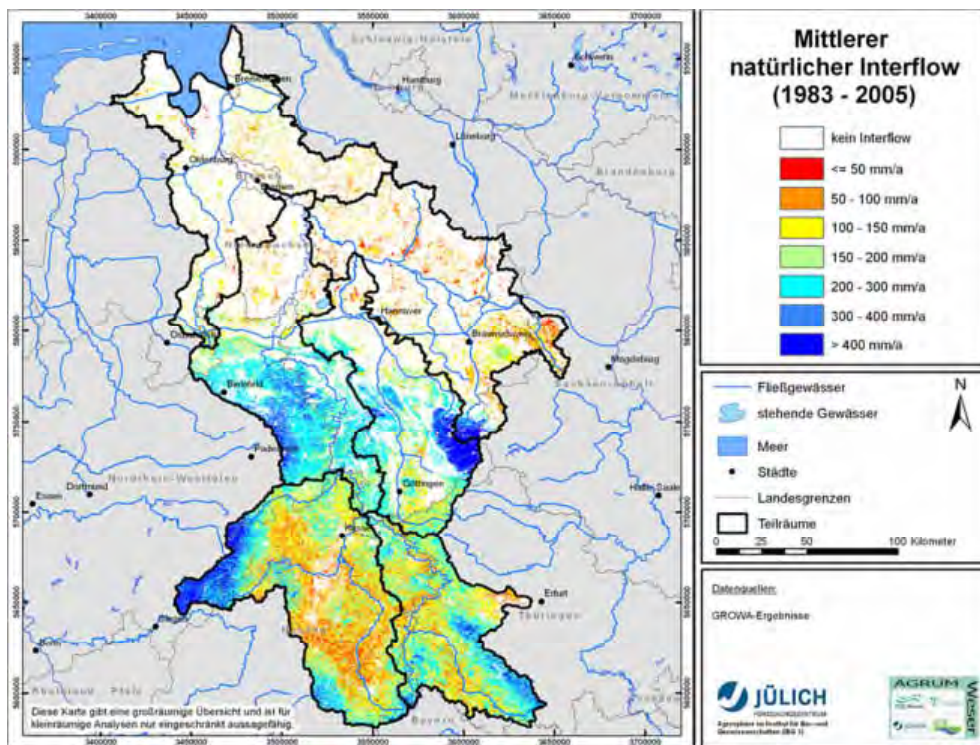
Die berechneten mittleren Direktabflusshöhen des Bezugszeitraums 1983 bis 2005 sind in Karte 35 dargestellt. Danach treten Direktabflusshöhen über 500 mm/a vor allem im Harz auf.

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

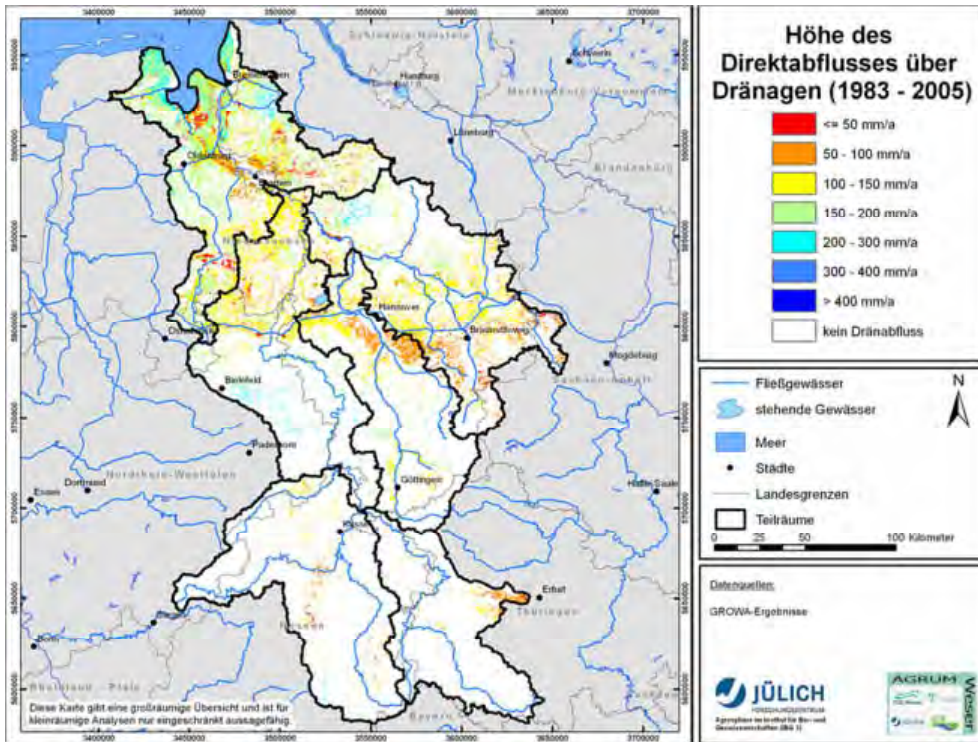
Karte 35: Mittlere jährliche Direktabflusshöhe (1983 bis 2005) auf Rasterbasis (100 x 100 m)



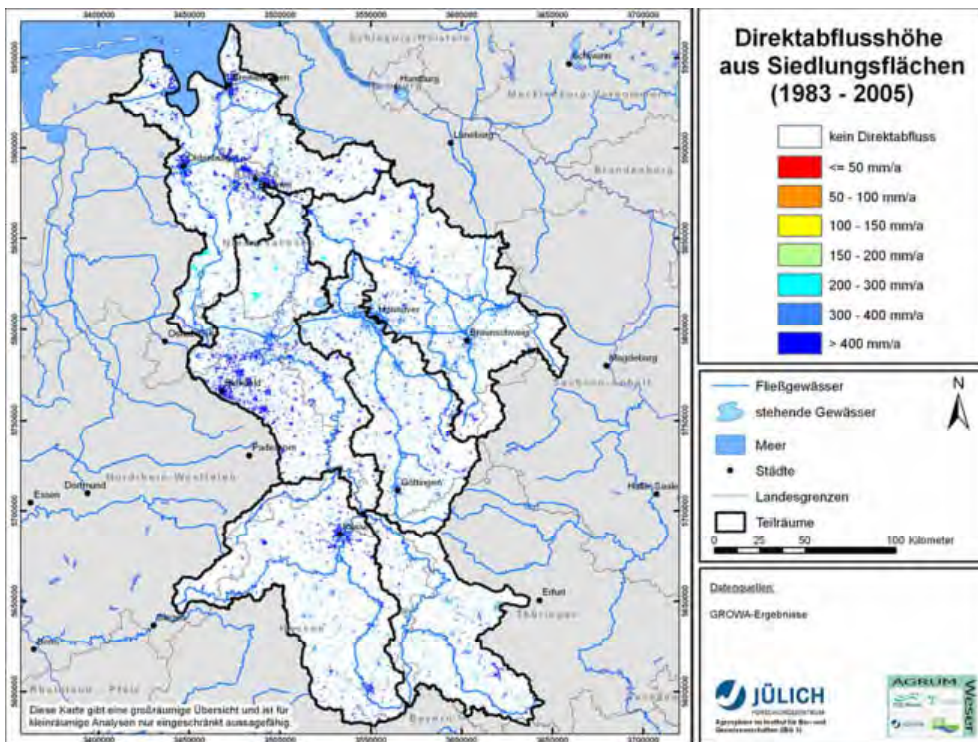
Karte 36: Mittlere jährliche Höhe des natürlichen Zwischenabflusses (1983 bis 2005) auf Rasterbasis (100 x 100 m)



Karte 37: Mittlere jährliche Höhe des Direktabflusses über Dränagen (1983 bis 2005) auf Rasterbasis (100 x 100 m)

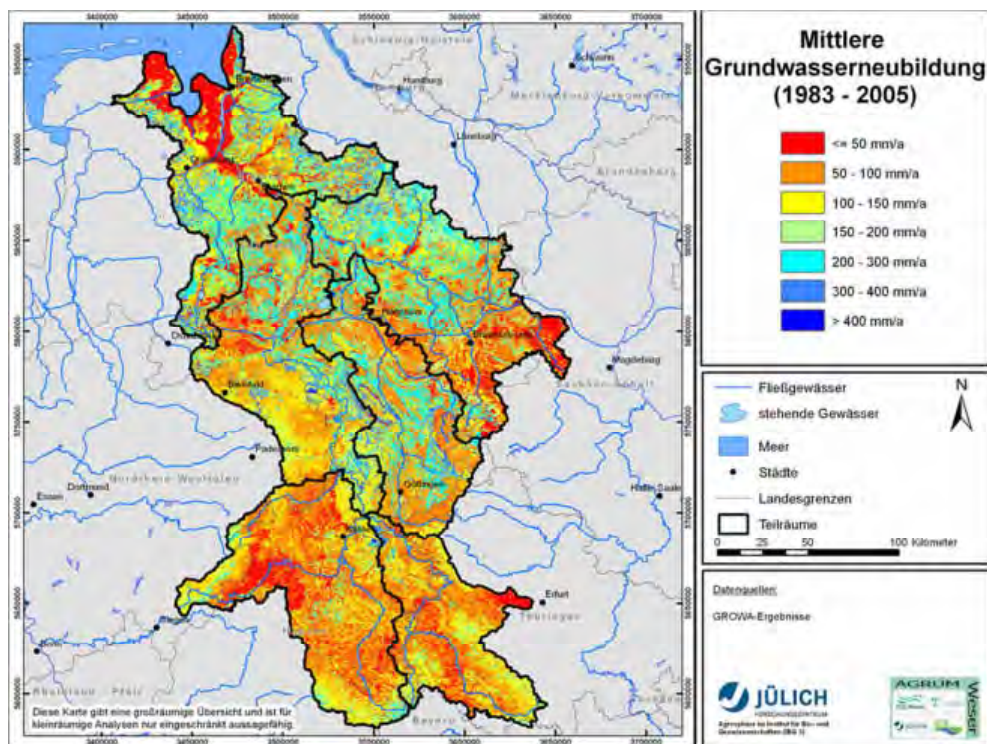


Karte 38: Mittlere jährliche Höhe des Direktabflusses aus Siedlungsflächen (1983 bis 2005) auf Rasterbasis (100 x 100 m)



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

Karte 39: Mittlere jährliche Grundwasserneubildungshöhe (1983 bis 2005) auf Rasterbasis (100 x 100 m)



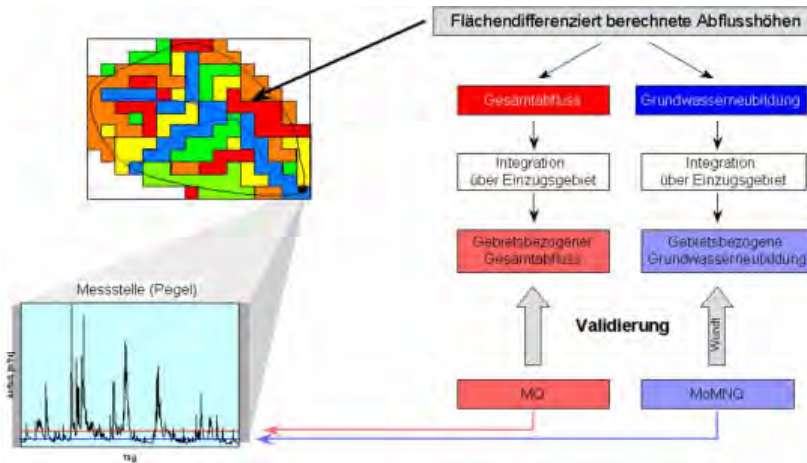
5.1.2 Validierung der Modellergebnisse zum Wasserhaushalt

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

Zur Validierung werden die pegelbezogenen Einzugsgebiete zunächst mit den vom GROWA-Modell flächendifferenziert berechneten Abflusshöhen im GIS verschnitten. Die Werte der einzelnen Rasterzellen werden über die jeweiligen Einzugsgebiete integriert und den gemessenen Abflusshöhen, die auf dasselbe pegelbezogene Einzugsgebiet bezogen wurden, gegenübergestellt

(siehe Abbildung 31). Wenn sich dabei für eine hinreichend große Zahl von pegelbezogenen Einzugsgebieten eine befriedigende Übereinstimmung ergibt, kann von einer Repräsentativität der Modellergebnisse ausgegangen werden.

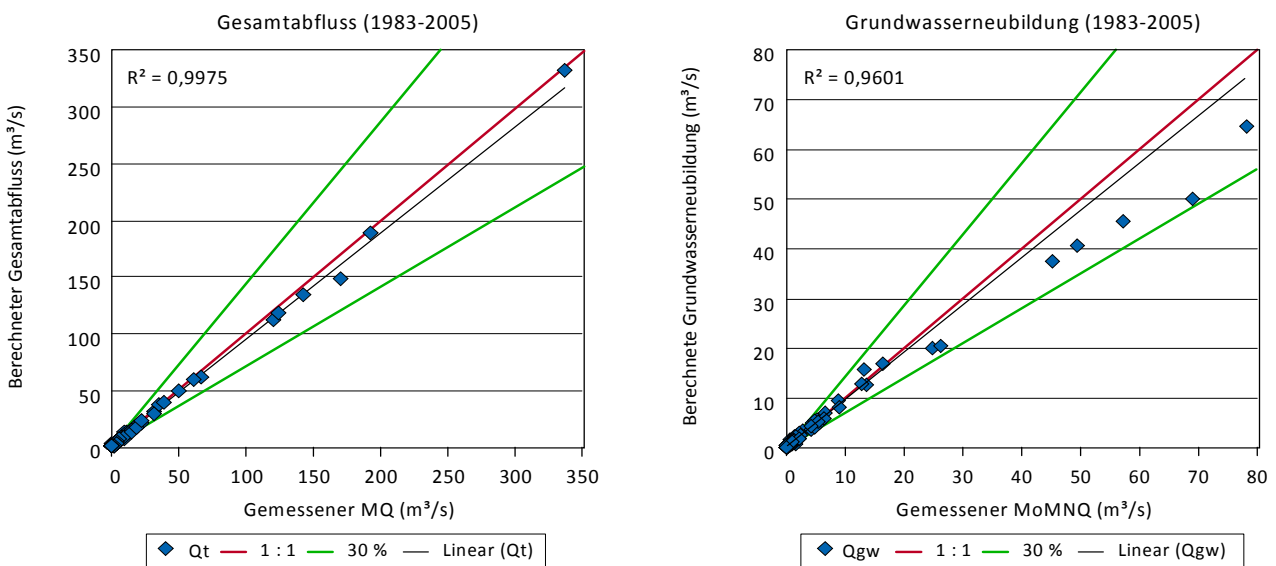
Abbildung 31: Verfahrensgang zur Validierung der berechneten Wasserhaushaltsgrößen



Quelle: Eigene Darstellung.

Im nördlichen Teil der Flussgebietseinheit Weser wurden aufgrund des Tideinflusses keine Pegel zur Validierung der berechneten Abflusshöhen herangezogen. Abbildung 32 (links) zeigt den Vergleich der berechneten und der gemessenen Gesamtabflusshöhen. Von den 68 Pegeln zeigen 23 eine Abweichung von weniger als 10 %. Bei weiteren 37 Pegeln liegen die Abweichungen unter 25 % absolut. Keiner der 68 Pegel weist größere Abweichungen als 30 % auf.

Abbildung 32: Ergebnisse der Validierung der Gesamtabflusshöhen (links) und Grundwasserneubildungshöhen (rechts)



Quelle: Eigene Darstellung der Modellergebnisse und Messstellendaten der FGG Weser.

Bei der Überprüfung der mittleren Grundwasserneubildungshöhen (Abbildung 32, rechts) zeigen sich in der Summe größere Abweichungen. Diese sind im Wesentlichen auf die Fehlerfortpflanzung durch Überlagerung von zwei Einzelfehlern zurückzuführen, nämlich der Aufsummierung der Fehler, die in die Berechnung des Gesamtabflusses eingeflossen sind (z. B. Fehler bei den Niederschlägen) und der Fehler, die bei der Abflussseparation aufgetreten sind. So zeigt zwar auch hier keiner der 68 Pegel eine Abweichung von mehr als 30 %, jedoch liegt die Grundwasserneubildung mit $r^2 = 0,96$ unterhalb des r^2 des Gesamtabflusses (0,998).

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

5.1.3 Vergleich von Modellergebnissen zum Wasserhaushalt für die Perioden 1961 bis 1990 (AGRUM-Modellvorhaben) und 1983 bis 2005 (AGRUM⁺)

Für die Wasserhaushaltsmodellierungen im Projekt AGRUM⁺ wurde einheitlich auf Klimadaten der Periode 1983 bis 2005 aufgesetzt, während im FZJ im Modellvorhaben AGRUM auf Klimadaten der Periode 1961 bis 1990 aufgesetzt wurde. Durch die unterschiedlichen Klimazeitreihen sind je nach Region Unterschiede zwischen den berechneten Wasserhaushaltsgrößen bzw. einzelnen Abflusskomponenten aufgetreten, die alleine daher rühren, dass unterschiedliche Klimazeitreihen in die Modellierung eingegangen sind.

So liegen die Sommerniederschläge der Periode 1983 bis 2005 im Mittel in der Flussgebietseinheit Weser um ca. -5,8 % und die Winterniederschläge um ca. -3,6 % niedriger als in der Periode 1961 bis 1990. Die potenzielle Evapotranspiration liegt in der Periode 1983 bis 2005 dagegen um +11,6 % höher als in der Periode 1961 bis 1990. Die für die Periode 1983 bis 2005 berechneten Abflüsse liegen dadurch im Mittel der Flussgebietseinheit Weser, bezogen auf die Periode 1961 bis 1990, auf einem niedrigeren Niveau. Für die Sickerwasserhöhe beträgt die diesbezügliche Differenz zum Beispiel -14,2 %. Auf eine kartenmäßige Darstellung der Unterschiede bei den Modellergebnissen wird an dieser Stelle verzichtet, da hierzu auch Unterschiede bei anderen Modelleingabegrößen berücksichtigt werden müssten (z. B. bei den Bodendaten). Grundsätzlich sollte aus Konsistenzgründen zukünftig darauf geachtet werden, dass den Modellierungen die gleiche Wasserhaushaltsperiode als Referenzperiode zugrunde gelegt wird.

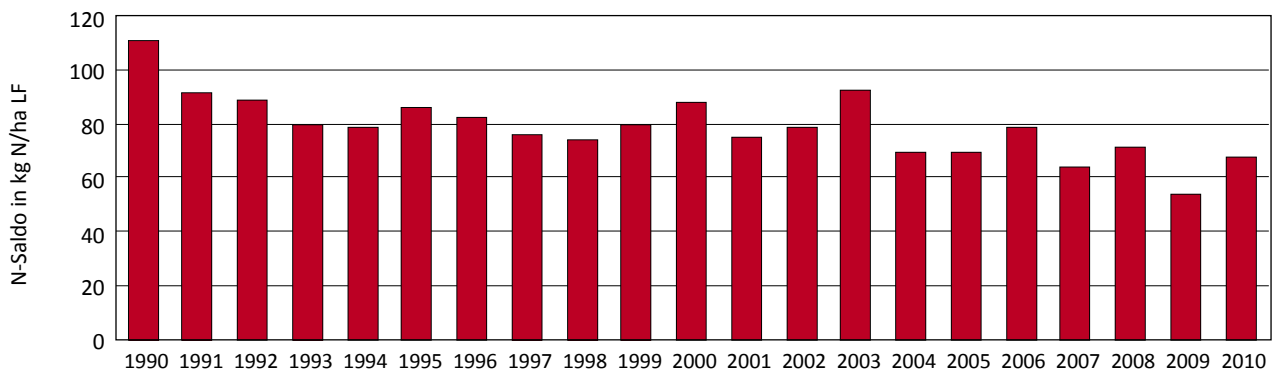
6 Analyse des Ist-Zustandes der Nährstoffeinträge und -frachten in der Flussgebietseinheit Weser

6.1 Entwicklung der Nährstoffbilanzüberschüsse in Deutschland

Entwicklung der Stickstoffbilanzen

Die Flächenbilanz für Stickstoff ist seit Ende der 1980er-Jahre stark zurückgegangen. Während der Stickstoffbilanzüberschuss 1990 in Deutschland noch über 110 kg/ha LF lag, sank er bis 2007 um fast 50 auf 64 kg/ha LF ab (Abbildung 33). Im Wesentlichen sind hierfür drei Effekte zu nennen. Im Zeitablauf sank bei steigenden Entzügen, bedingt durch steigende Erträge, der Einsatz sowohl von mineralischem als auch von organischem Stickstoff ab. Der Rückgang des organischen Stickstoffeinsatzes ist auf die sinkenden Viehbestände, insbesondere bei den Rindern, zurückzuführen.

Abbildung 33: Entwicklung der Stickstoffsalden der deutschlandweiten Flächenbilanzen von 1990 bis 2010



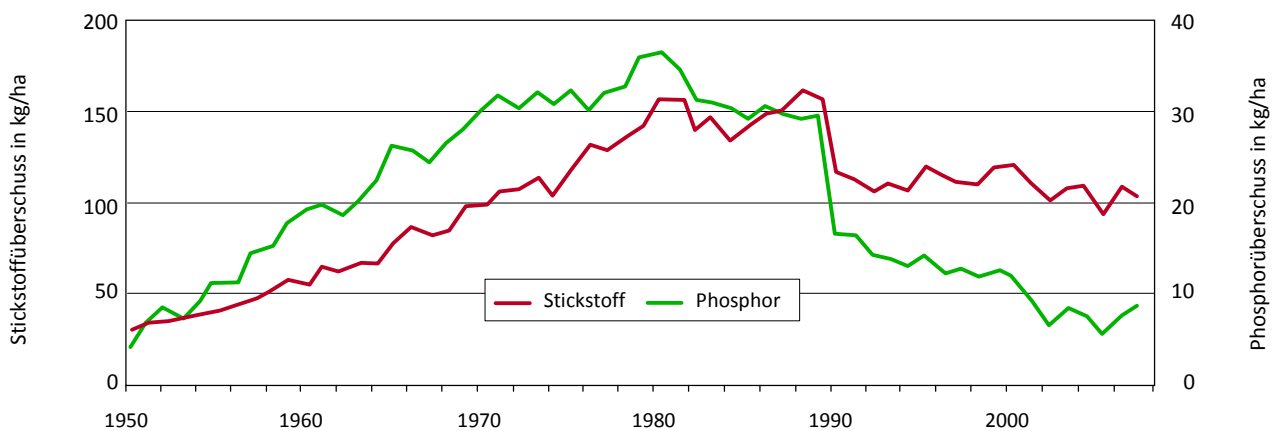
Quelle: Eigene Darstellung; Nitratbericht 2012.

Entwicklung der Phosphorbilanzen

Neben Stickstoff ist Phosphor ein für das Pflanzenwachstum essentieller Nährstoff, hat aber auch eine hohe Relevanz als umweltbelastender Stoff. Die Gesamtbilanz für Phosphor ist seit Beginn der 1990er-Jahre wieder stark abnehmend (Abbildung 34). Während der Phosphorgesamtbilanzüberschuss 1980 bei über 30 kg/ha LF lag, ist er bis Mitte des Jahres 2000 stark zurückgegangen und konnte unter 10 kg/ha LF reduziert werden.

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

Abbildung 34: Gesamtbilanz (Hoftorbilanz) für Stickstoff und Phosphor in Deutschland von 1950 bis 2008



Quelle: Bach und Frede in UBA (2010).

6.2 Nährstoffbilanz für das Jahr 2007

Bei der Berechnung der Nährstoffbilanzen werden, bedingt durch die zur Verfügung stehende Datengrundlage für die zwei Betrachtungszeitpunkte 2007 und 2021, verschiedene Methoden angewandt. Die Nährstoffbilanzüberschüsse für die Ist-Zustandsbeschreibung werden für die Bundesländer Niedersachsen, Nordrhein-Westfalen und Hessen auf der Gemeindeebene und für die Bundesländer Sachsen-Anhalt und Thüringen aufgrund mangelnder Datenbasis auf der Kreisebene berechnet. Hierbei wird ein erweiterter Bilanzierungsansatz genutzt, der das betriebsgruppenabhängige Nährstoffmanagement der Betriebsleiter berücksichtigt (vgl. Kapitel 3.1.3). Die Entwicklung der Nährstoffbilanzüberschüsse bis zum Zieljahr 2021 wird hingegen mit dem Agrarsektormodell RAUMIS vorgenommen und die prozentualen Änderungen der Kreisebene auf die Gemeindeebene übertragen. In beiden Fällen erfolgen die Berechnungen unter Berücksichtigung des Mineraldüngereinsatzes, des Anfalls organischer Dünger, der atmosphärischen Stickstoffdeposition auf der einen Seite sowie der Nährstoffentzüge über das Erntegut auf der anderen Seite. Die Berechnungsgrundlagen für die einzelnen Faktoren sind in Kapitel 3.1.2 und 3.1.3 näher erläutert. Die Höhe der einzelnen Bilanzpositionen sowie deren Berechnungsgrundlagen werden in den nächsten Abschnitten dargestellt.

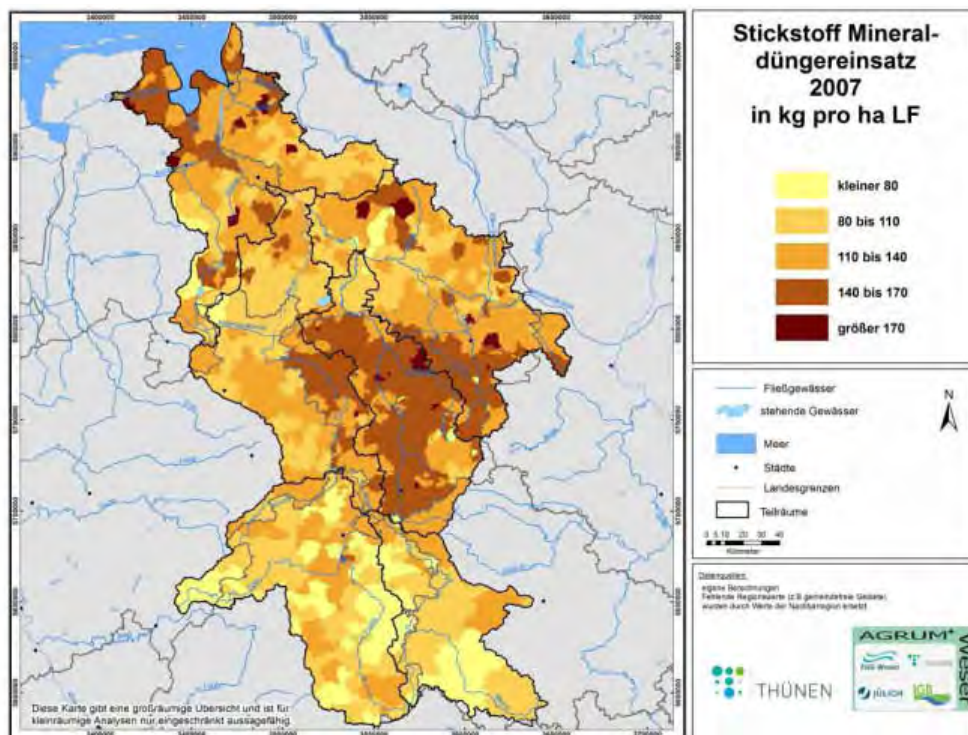
6.2.1 Mineraldünger

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

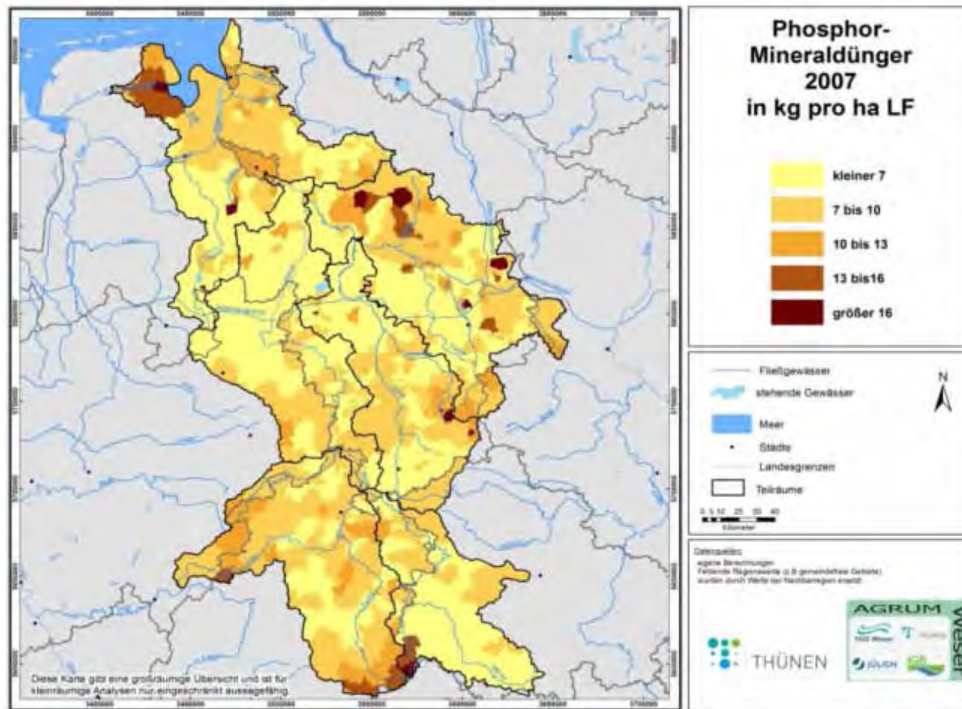
letztendlich in einem anderen Bundesland an den Endverbraucher ausgeliefert werden. Eine geeignetere Statistik ist nicht verfügbar. Einen Hinweis auf solche Verzerrungen kann die Höhe des Skalierungsfaktors geben, der für die Bundesländer der Flussgebietseinheit Weser sehr unterschiedlich ausfällt. Während dieser Faktor in den Bundesländern Niedersachsen und Nordrhein-Westfalen nahe bei 1 liegt, fällt die Korrektur, insbesondere in den Bundesländern Hessen und Sachsen-Anhalt, mit fast 0,75 recht hoch aus. Diese auf Länderebene recht unterschiedlichen Korrekturfaktoren würden bei Anwendung nur noch eine begrenzte Vergleichbarkeit der Bilanzen zwischen den Bundesländern zulassen. Aus diesem Grund wurde der Skalierungsfaktor nicht auf Bundesländerebene, sondern auf Ebene aller Bundesländer der Flussgebietseinheit Weser ermittelt und für die Bundesländer der Flussgebietseinheit einheitlich angesetzt.

Die regionale Verteilung des Mineraldüngers fällt sehr unterschiedlich aus. Die höchsten Mineraldüngergaben finden sich in den vieharmen, ertragreichen Ackerbauregionen der Flussgebietseinheit Weser, wie zum Beispiel der Hildesheimer Börde. Die relativ hohen Entzüge an Nährstoffen über das Erntegut können nur im geringen Maße über den dort anfallenden Wirtschaftsdünger gedeckt werden, sodass relativ hohe Mineraldüngergaben erforderlich sind um das Ertragsniveau sicherzustellen (Karte 40 und Karte 41).

Karte 40: Stickstoff-Mineraldünger (2007)

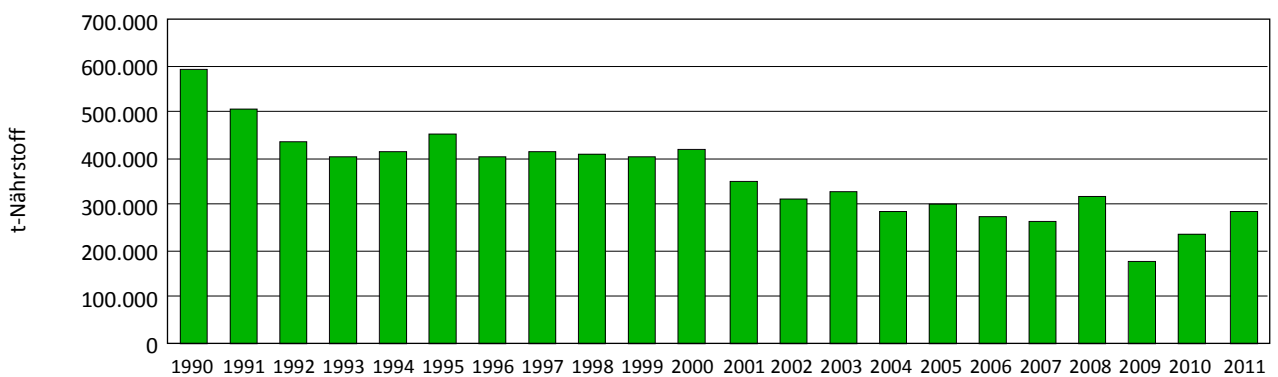


Karte 41: Phosphor-Mineraldünger (2007)



Im Vergleich zum Phosphor-Mineraldüngereinsatz im Einzugsgebiet der Weser im Jahr 2003 ist der Einsatz von Phosphor im Jahr 2007 um 20 % zurückgegangen (Karte 41).

Abbildung 35: Entwicklung des Inlandsabsatzes von Phosphor in Deutschland



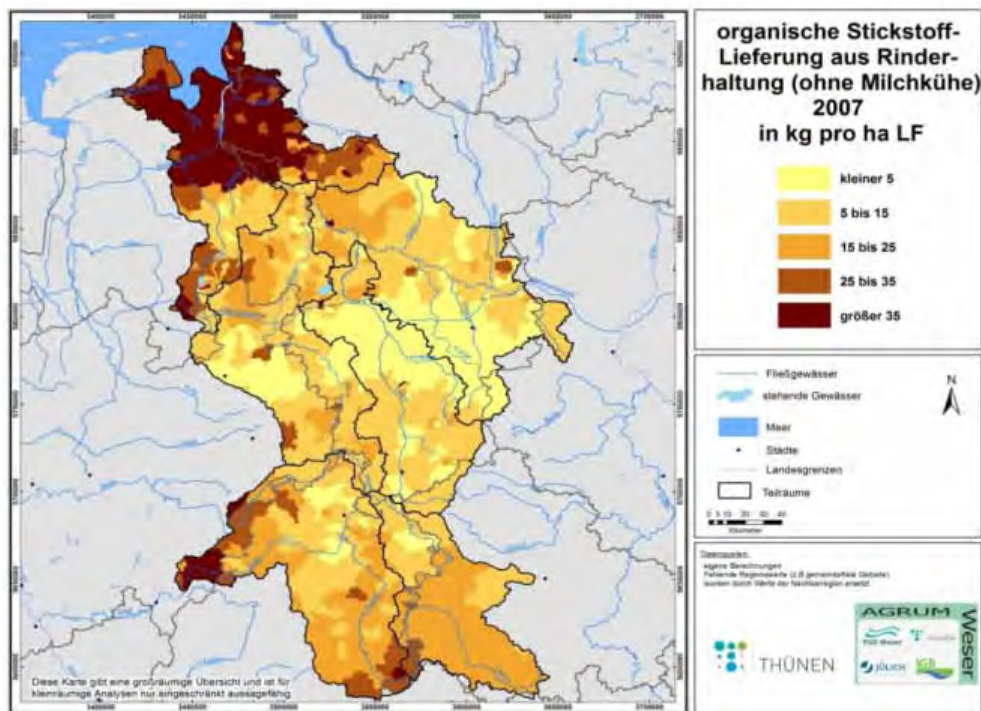
Quelle: Statistisches Bundesamt, Fachserie 4, Reihe 8.2, Düngemittelversorgung (div. Jgg.).

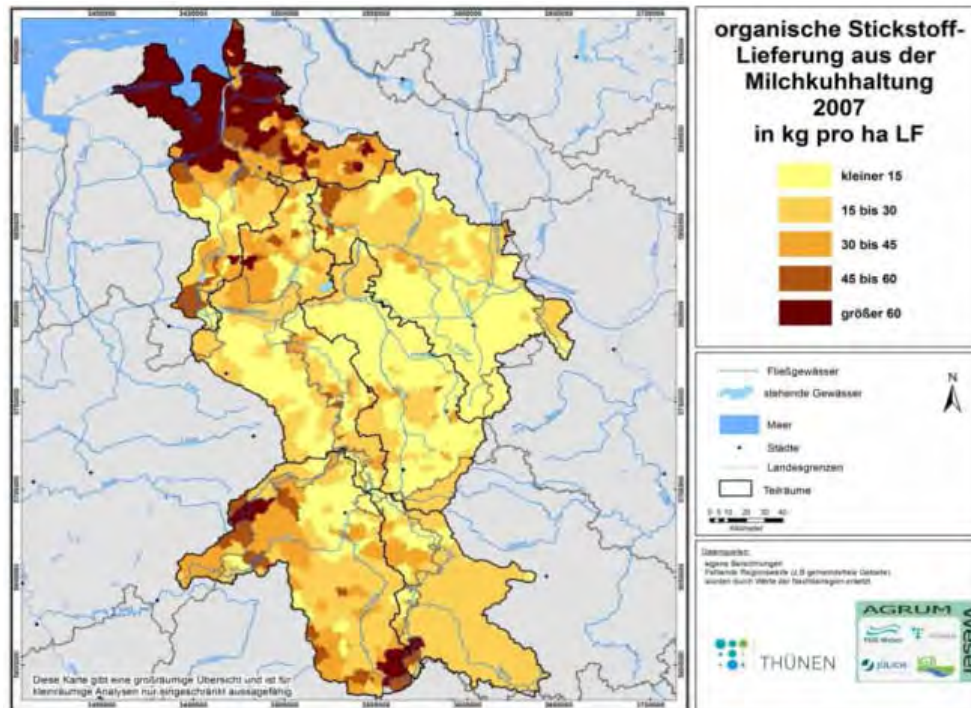
6.2.2 Organischer Dünger

Der Anfall organischer Düngemittel richtet sich nach den regionalen Umfängen der Tierproduktionsverfahren sowie den tierartsspezifischen Koeffizienten der Nährstoffausscheidung.

In der Karte 42 und Karte 43 sind exemplarisch die organischen Stickstofflieferungen, differenziert nach Tierarten, dargestellt. Dabei werden die regional unterschiedlichen Viehhaltungsstrukturen deutlich. Im Norden, Osten und Süden der Flussgebietseinheit Weser, in denen ein überdurchschnittlicher Grünlandanteil an der LF zu beobachten ist, überwiegt die Milchkuh- bzw. die Rinderhaltung. Die Stickstofflieferungen aus der Rinder- und Milchkuhhaltung liegen in diesen Regionen teilweise über 100 kg N/ha LF. Demgegenüber fallen in ackerbaulich geprägten Regionen die Stickstofflieferungen aus der Milch- und Rinderhaltung mit weniger als 15 kg N/ha LF relativ gering aus.

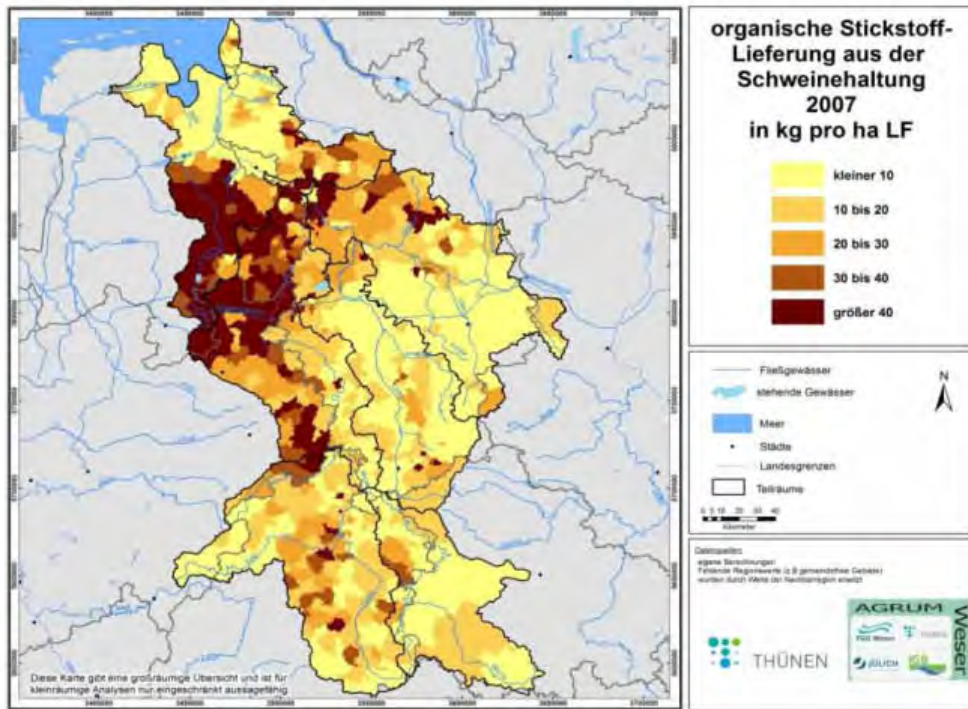
Karte 42: Organische Stickstofflieferung aus der Rinderhaltung (ohne Milchkuhhaltung) (2007)



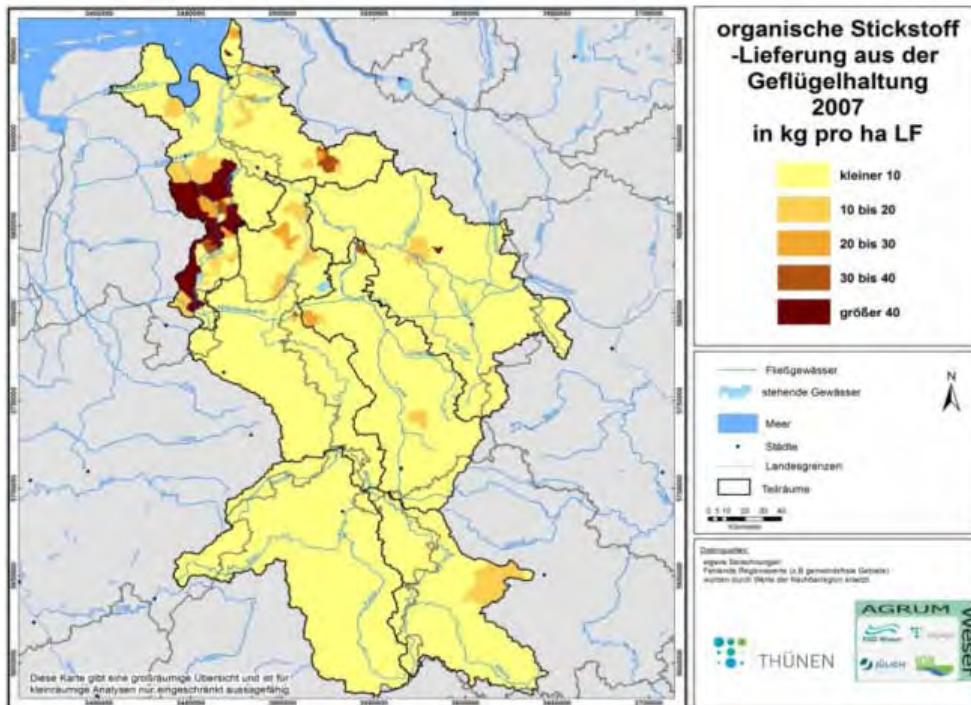
Karte 43: Organische Stickstofflieferung aus der Milchkuhhaltung (2007)

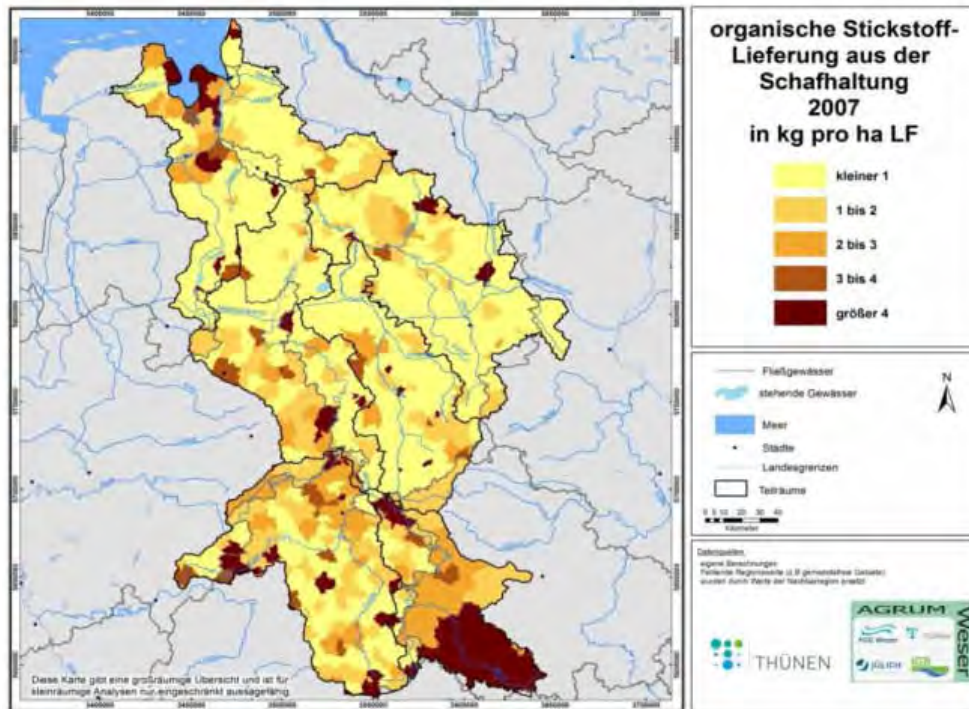
Eine hohe Konzentration an Veredelungswirtschaft findet sich in einem Gürtel unterhalb von Bremen, der sich westlich bis einschließlich des nordrhein-westfälischen Teils der Flussgebiets-einheit Weser hinunter zieht. In dieser Region ist die Schweinehaltung von besonderer Bedeutung. Hinzu kommt, dass im Westen dieser Region auch die Geflügelhaltung eine größere Bedeutung hat, sodass im Durchschnitt die Stickstofflieferung alleine aus der Schweine- und Geflügelhaltung in einigen Gemeinden auch über 100 kg N/ha LF liegen kann. Geringe Stickstofflieferung aus der Schweine- und Geflügelhaltung findet sich, ähnlich wie bei der Rinderhaltung, in den ackerbaulich geprägten Regionen. Sie beträgt hier weniger als 10 kg N/ha LF.

Karte 44: Organische Stickstofflieferung aus der Schweinehaltung (2007)



Karte 45: Organische Stickstofflieferung aus der Geflügelhaltung (2007)

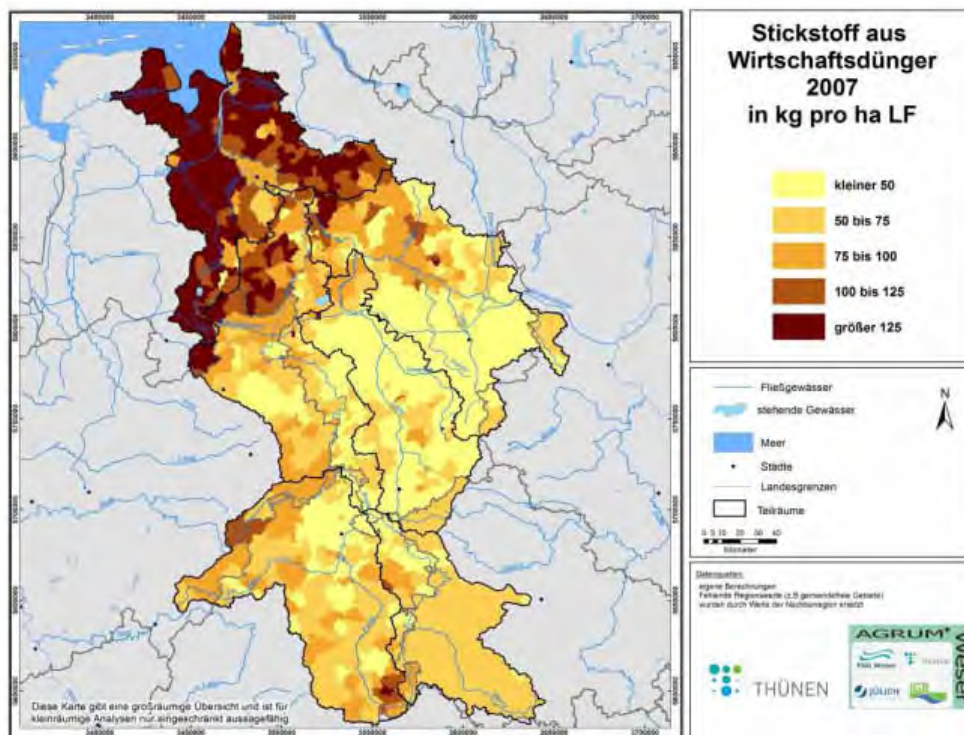


Karte 46: Organische Stickstofflieferung aus der Schafhaltung (2007)

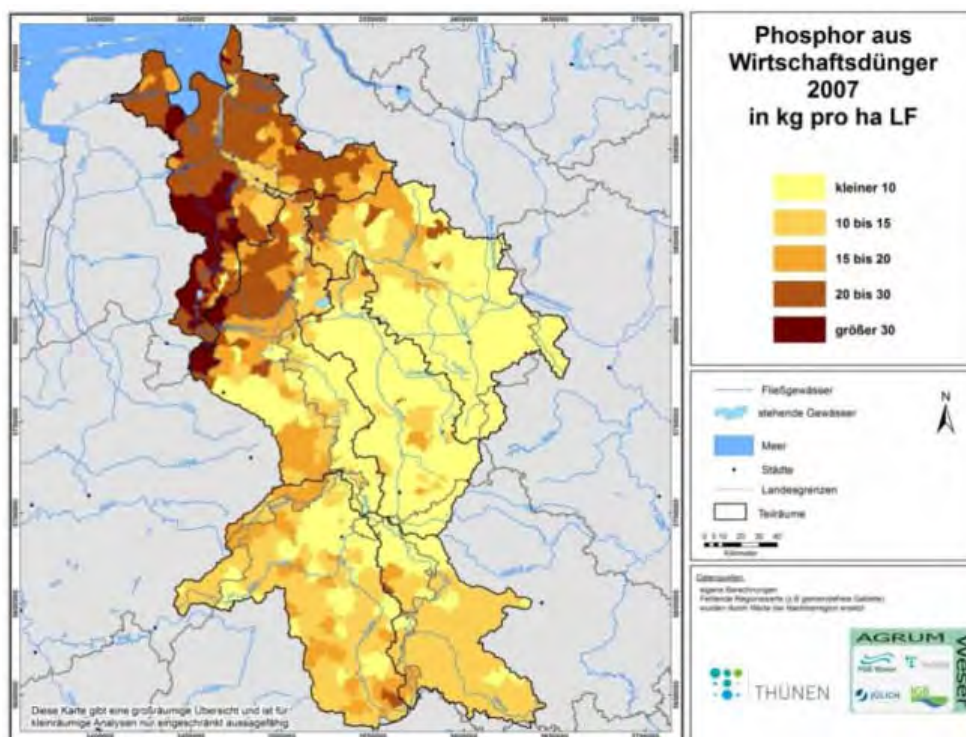
Die Stickstofflieferungen aus der Schafhaltung lassen, abgesehen von Gebieten im südthüringischen Werraraum, keine regionalen Schwerpunkte erkennen. Insgesamt fallen die Stickstofflieferungen der Schafhaltung sehr gering aus und betragen selbst in den Regionen mit relativ umfangreicher Schafhaltung nur 3 bis 6 kg N/ha LF. In den meisten Regionen liegt dieser Wert unter 1 kg N/ha LF.

In der Karte 47 und Karte 48 werden die regionalen Stickstoff- und Phosphorlieferungen aus Wirtschaftsdünger dargestellt. Wie sich aus den vorhergehenden Karten ableiten lässt, sind mit mehr als 125 kg N/ha LF die höchsten Stickstofflieferungen aus Wirtschaftsdünger im Norden und Westen der Flussgebietseinheit Weser zu finden. Weniger als die Hälfte an organischem Stickstoff wird in den ackerbaugeprägten Gunststandorten ausgebracht. Eine ähnliche regionale Verteilung wie beim Stickstoff ergibt sich für die Phosphorlieferungen aus Wirtschaftsdünger. Während im Nordwesten mehr als 30 kg P/ha LF ausgebracht werden, sind es in den vieharmen Regionen der Flussgebietseinheit Weser weniger als 10 kg P/ha LF.

Karte 47: Stickstoff aus Wirtschaftsdünger (2007)



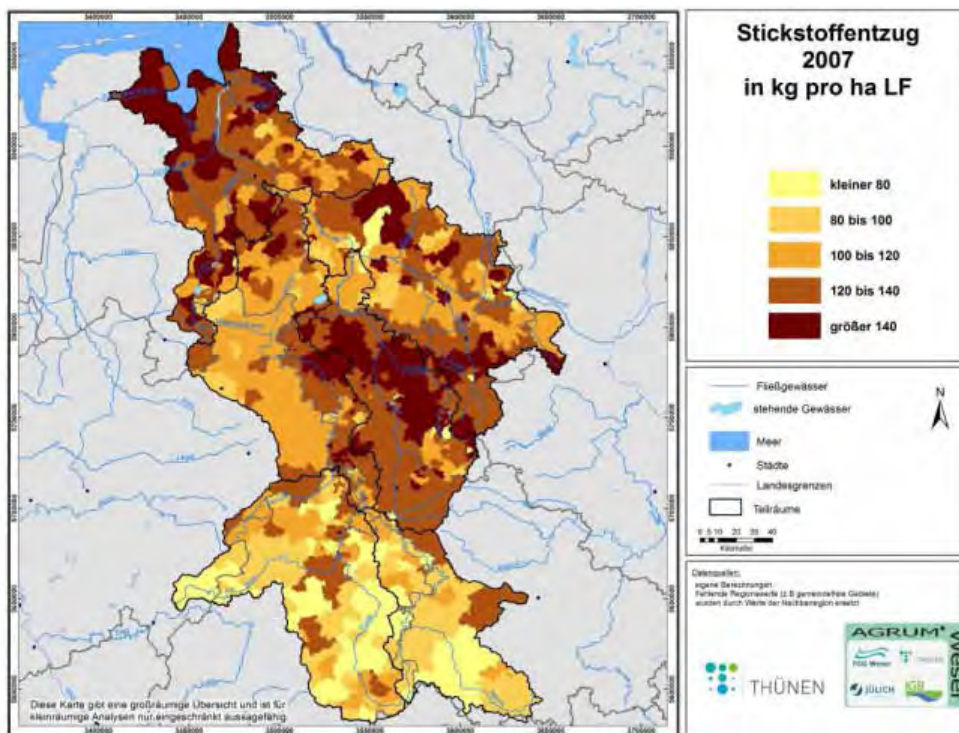
Karte 48: Phosphor aus Wirtschaftsdünger (2007)



6.2.3 Entzüge

Die Höhe der regionalen Nährstoffentzüge berechnet sich aus der Anbaustruktur pflanzlicher Produktionsverfahren sowie deren Erträge (siehe Kapitel 3.1.2). In Karte 49 werden die regionalen Stickstoffentzüge für die Flussgebietseinheit Weser für das Jahr 2007 dargestellt. Die überwiegend ackerbaulich genutzten Gunstandorte südlich von Hannover weisen mit mehr als 140 kg N/ha LF den höchsten Stickstoffentzug in der Flussgebietseinheit Weser aus. Auch die intensiv genutzten Grünlandregionen im Küstenbereich der Flussgebietseinheit Weser sind durch relativ hohe Stickstoffentzüge, die in den meisten Regionen über 120 kg N/ha LF liegen, gekennzeichnet. Die niedrigsten Stickstoffentzüge finden sich in den Mittelgebirgslagen, die zum einen geringe Viehbesatzdichten und zum anderen in bedeutendem Umfang extensiv genutztes Grünland ausweisen, wie dies zum Beispiel im südthüringischen Werraraum der Fall ist.

Karte 49: Stickstoffentzüge (2007)

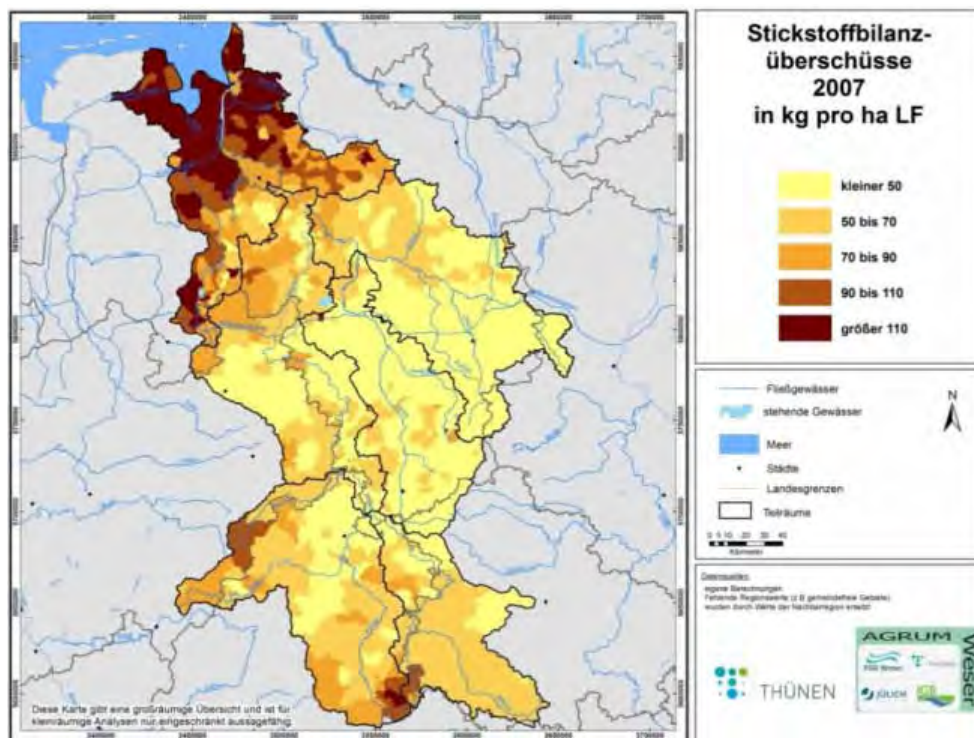


6.2.4 Stickstoff- und Phosphorbilanzüberschüsse

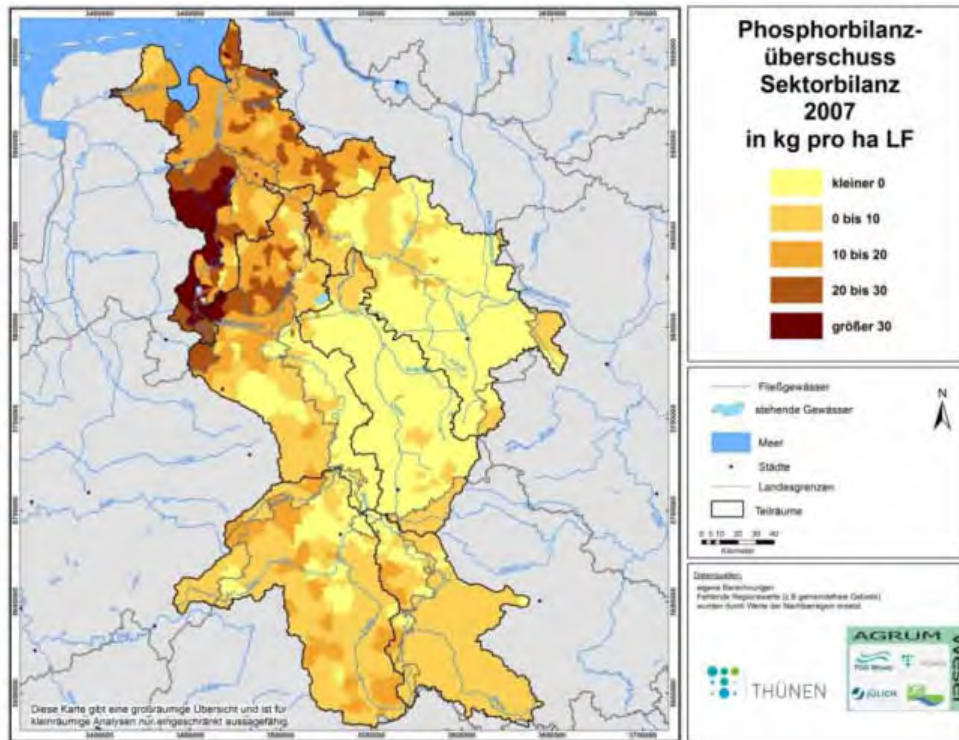
Einen Überblick über die ermittelten regionalen Stickstoffbilanzsalden für das Jahr 2007 in der Flussgebietseinheit Weser gibt Karte 50. Die jahresspezifischen Erträge wurden durch Trenderträge ersetzt, um den Einfluss von ernte- und damit entzugsbedingten Schwankungen auszugleichen. Trenderträge wurden auf Basis des regionalen Trends der pflanzlichen Erträge der letzten sechs Jahre berechnet. Gebiete mit hohen Stickstoffüberschüssen und großem Eintragsrisiko sind vor allem die viehstarken Regionen im Nordwesten der Flussgebietseinheit Weser mit Werten

von jährlich bis zu 150 kg N/ha LF ohne atmosphärische Deposition. Auch einige Regionen im Westen und Süden der Flussgebietseinheit Weser zeigen mit mehr als 90 kg N/ha LF recht hohe Stickstoffbilanzüberschüsse auf. Relativ geringe Stickstoffbilanzüberschüsse finden sich hingegen in überwiegend ackerbaulich geprägten Regionen, die gleichzeitig durch einen relativ geringen Sonderkulturanbau gekennzeichnet sind. Die dargestellten Stickstoffüberschüsse beruhen auf den vorab beschriebenen Eingangsdaten und Annahmen und müssen dementsprechend interpretiert werden.

Karte 50: Stickstoffbilanzüberschüsse ohne atmosphärische Deposition (2007)



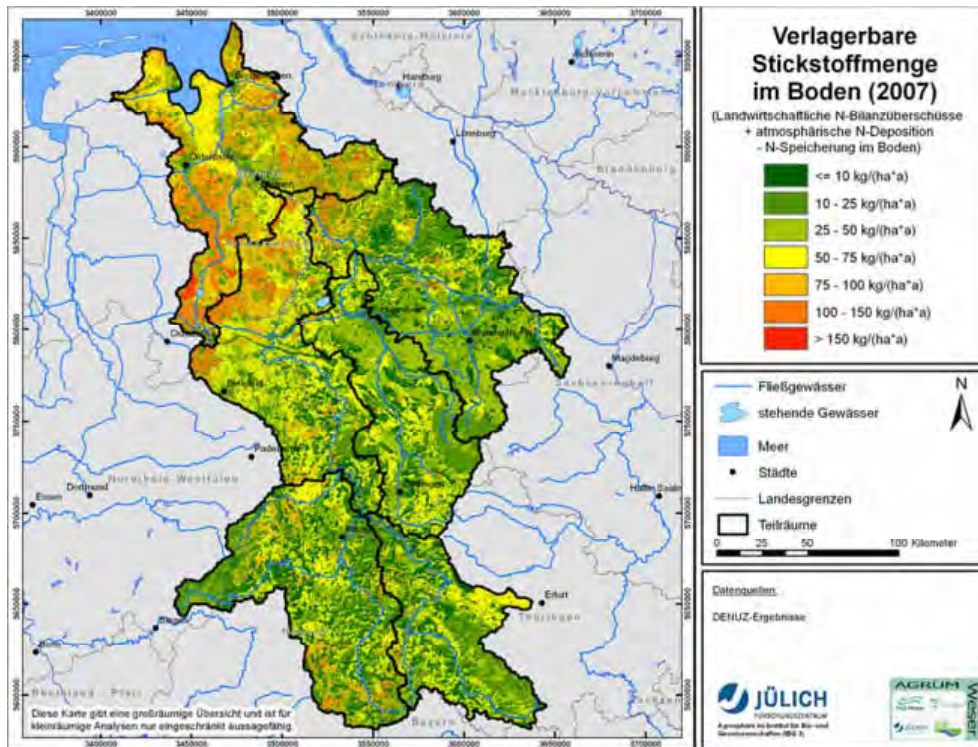
Die Karte 51 stellt die regionalen Phosphorbilanzüberschüsse dar. Ebenso wie in Karte 50 treten hohe Nährstoffüberschüsse im Norden und in geringerem Maße im Süden der Flussgebietseinheit Weser auf. Dies resultiert daraus, dass in beiden Fällen hohe Viehbesatzdichten für die regional hohen Überschüsse sowohl bei Stickstoff als auch bei Phosphor verantwortlich sind. In den überwiegend ackerbaulich geprägten Regionen sind teilweise sogar negative Bilanzüberschüsse für Phosphor zu beobachten. Da in der Vergangenheit relativ hohe Phosphorbilanzüberschüsse zu beobachten waren, hat sich in vielen Regionen ein „Phosphor-Puffer“ aufgebaut. Diese hohe Phosphor-Versorgungssituation der Böden erlaubt es, dass über mehrere Jahre mehr Phosphor über das Erntegut entzogen werden kann als auf der anderen Seite über Mineral- und Wirtschaftsdünger zugeführt wird, ohne dass Ertragseinbußen zu befürchten sind. Die dargestellten Phosphorüberschüsse beruhen auf den vorab beschriebenen Eingangsdaten und Annahmen und müssen dementsprechend interpretiert werden.

Karte 51: Phosphorbilanzüberschüsse (2007)

6.3 Stickstoffeinträge in das Grund- und Oberflächengewässer (Modell GROWA/DENUZ/WEKU)

6.3.1 Landwirtschaftliche Stickstoffüberschüsse und atmosphärische Stickstoffdeposition

Die vom Thünen-Institut für Ländliche Räume berechneten Stickstoffbilanzüberschüsse aus der Landwirtschaft wurden von der landwirtschaftlich genutzten Fläche (LF) auf die landwirtschaftliche Nutzfläche (LN) übertragen, dem FZJ übergeben und disaggregiert, d. h., die ermittelten Überschüsse wurden den ihrer Berechnung zugrunde liegenden Landwirtschaftsflächen zugeordnet. Dabei wurden die Objektkategorien „Ackerlandnutzung“ und „Grünlandnutzung“ unterschieden. Darüber hinaus wurde für Grünland- und für Waldstandorte eine zusätzliche Stickstoffimmobilisierung zwischen 50 und 70 % angenommen (Müller und Raissi, 2002). 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 die einzige diffuse Stickstoffquelle für Stickstoffeinträge in das Grundwasser und in die Oberflächengewässer. Berücksichtigt wurde die atmosphärische Deposition durch den Ansatz nach Gauger et al. (2008). Karte 52 zeigt zusammenfassend die Summe aus Stickstoffbilanzüberschüssen aus der Landwirtschaft (Karte 50) und atmosphärischer Deposition (Karte 16) unter Anrechnung der im Boden festgelegten Stickstoffmenge in der Flussgebietseinheit Weser.

Karte 52: Verlagerbare Stickstoffmenge im Boden (2007) auf Rasterbasis (100 x 100 m)

6.3.2 Höhe des Nitratabbaus im Boden (DENUZ)

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

Tabelle 19: Denitrifikation in der Wurzelzone von Böden

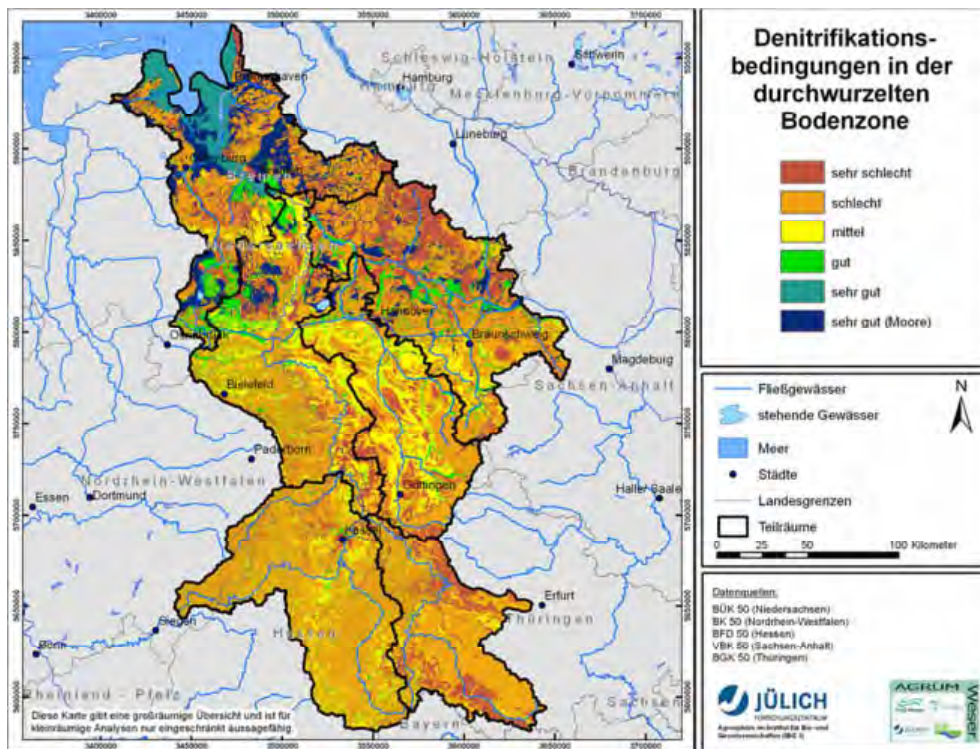
Kennzeichnung der Denitrifikationsstufen		Denitrifikationsstufe kg N/ha·a	Grund-/ Stauwassereinfluss in Wurzelzone (Randbedingungen)	Geologische Ausgangssubstrate	Bodentypen (Beispiele)
Nr.	Bezeichnung				
1	sehr gering	< 10 [10]	Ganzjährig keine Wassersättigung	Flachgründig verwitterte Festgesteine, tiefgründig verwitterte sandige Festgesteine Sandige Lockergesteine	Syrosem, Ranker, Regosol, Rendzina, Braunerde, Bänderparabraunerde Podsol
2	gering	10-30 [20]	Ganzjährig keine Wassersättigung	Schluffige und tonige Lockergesteine Tiefgründig zu Schluff und Ton verwitterte Felsgesteine Humusreiche sandige Lockergesteine	Pararendzina, Parabraunerde, (Trocken-) Schwarzerde, Auenboden Terra fusca, Terra rossa Kolluvisol, Plaggenesch, Sandmischkultur
3	mittel	30-50 [40]	Grundwasserfern aber 3 bis 6 Monate Stauwassereinfluss	Schluffige bis tonige Lockergesteine und tiefgr. verwitterte schluffige bis tonige Festgesteine	Pelosol, Pseudogley
4	hoch	50 -> 150 [60]	6 bis 9 Monate Grund- und Stauwassereinfluss Grundwasser unterhalb Torfkörper	Fluviale, limnogene und marine Lockergesteine Hoch- und Niedermoortorfe	Gley, Stagnogley, Auenboden, Marschen, Niedermoor, Hochmoor
5	sehr hoch	>> 150 [100]	Grundwasser im Torfkörper Ganzjährig Grundwassereinfluss	Anmoore, Moore und organ. Mudden Z. T. humusreiche, fluviale, limogene und marine Lockergesteine	Niedermoor, Anmoorgley Gley-Tschernosem, Gley-Auenboden
			Langanhaltende Wassersättigung	Gesteine mit hohem Anteil an fossilem C und reduzierten S-Verbindungen	Verschiedene Boden, Pelosole

Quelle: NLfB (2005).

Für die Differenzierung des Nitratabbauvermögens im Boden wurde auf eine vom Niedersächsischen Landesamt für Bodenforschung (NLfB), dem Niedersächsischen Landesamt für Ökologie (NLÖ) und der Bezirksregierung Hannover herausgegebene Studie zurückgegriffen (NLfB, 2005), in der Angaben zu Denitrifikationsraten für die Böden Niedersachsens, basierend auf der Bodenkarte 1 : 50.000, ausgewiesen wurden. Dabei wurden in Abhängigkeit vom Bodentyp und der Grundwasserbeeinflussung fünf Klassen unterschiedlicher Denitrifikationsraten unterschieden (Tabelle 19). Auf die Böden im übrigen Teil der Flussgebietseinheit Weser wurde diese Einstufung übertragen.

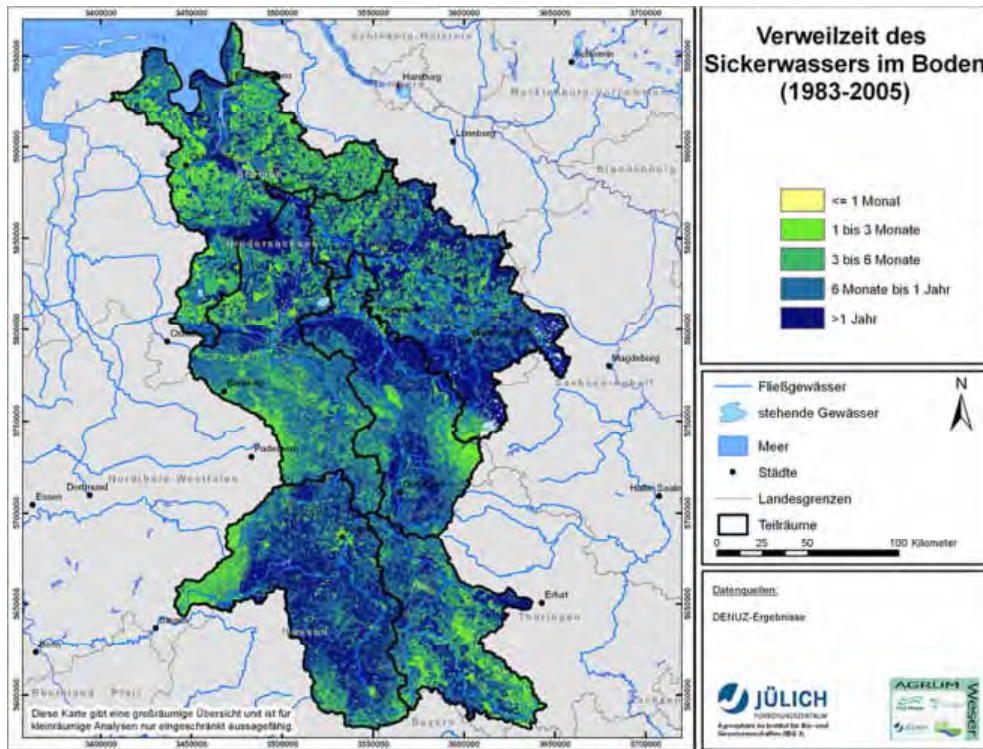
Karte 53 zeigt die sich aus der Auswertung der Bodenkarten in der Flussgebietseinheit Weser ergebende Einstufung der Böden hinsichtlich ihres Nitratabbauvermögens. Gute Denitrifikationsbedingungen ergeben sich danach vor allem für die stau- und grundwasserbeeinflussten Böden in den Niederungsregionen, z. B. Auenböden an Weser und Aller, sowie bei Böden mit hohem Kohlenstoffgehalt, z. B. Teufelsmoor, Dümmer-Niederung. Als Böden mit schlechten Denitrifikationsbedingungen werden z. B. die geringmächtigen kohlenstoffarmen Böden der Mittelgebirge sowie die sandigen Böden im Nordosten des Einzugsgebiets eingestuft.

Karte 53: Denitrifikationsbedingungen in der durchwurzelten Bodenzone auf Rasterbasis (100 x 100 m)



Die im Boden denitrifizierbaren Stickstoffmengen werden neben den Abbaubedingungen insbesondere auch von der Verweilzeit des Sickerwassers im Boden beeinflusst. Die Verweilzeit des Sickerwassers im Boden wurde unter Einbeziehung von Sickerwasserhöhen und der nutzbaren Feldkapazität des effektiven Wurzelraums abgeleitet (Hennings, 2000; Müller und Raissi, 2002). Die Sickerwasserhöhe ergibt sich dabei aus der Differenz von Gesamtabfluss und Oberflächenabfluss. Die Sickerwasserverweilzeit im Boden ist in Karte 54 dargestellt. Die Hildesheimer Börde weist überwiegend Verweilzeiten von einem Jahr und mehr auf. Hier kommt es im Jahresgang aufgrund der im Vergleich zur Küste niedrigeren Niederschlagshöhen und dem hohen Wasserspeichervermögen der Böden verbreitet zu einem unvollständigen Bodenwasseraustausch. Verweilzeiten im Boden von weniger als sechs Monaten ergeben sich teilweise für die Mittelgebirge sowie für dränierte Regionen.

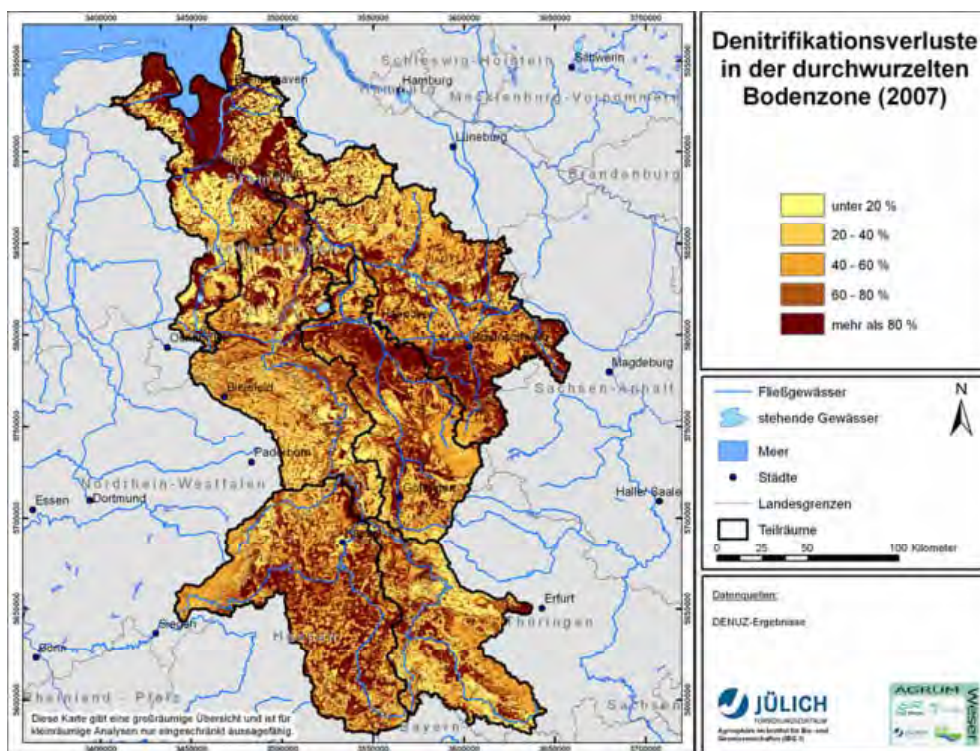
Karte 54: Verweilzeit des Sickerwassers im Boden auf Rasterbasis (100 x 100 m)



6.3.3 Stickstoffausträge aus dem Boden und Nitratkonzentrationen im Sickerwasser

Durch Kombination der Verweilzeit des Sickerwassers im Boden mit den Stickstoffüberschüssen und den Denitrifikationsbedingungen im Boden können die Denitrifikationsverluste berechnet und die verlagerbaren Stickstoffmengen im Boden quantifiziert werden. Dies wurde durch Anwendung des DENUZ-Modells realisiert. Das Ergebnis der Berechnung (Stickstoffausträge aus dem Boden) ist in Form von relativen Denitrifikationsverlusten in Karte 55 dargestellt.

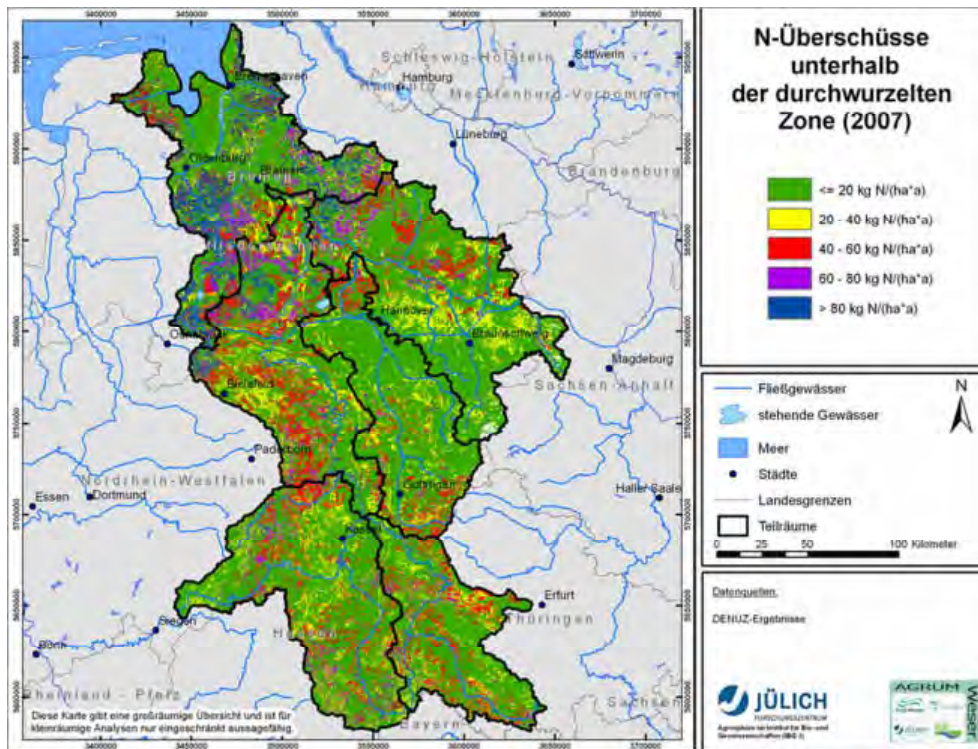
Karte 55: Relative Denitrifikationsverluste in der durchwurzelten Bodenzone auf Rasterbasis (100 x 100 m)



Im Vergleich zu der in Karte 52 dargestellten verlagerbaren Stickstoffmenge im Boden ergeben sich nach Karte 56 in vielen Regionen für die Stickstoffüberschüsse unterhalb der durchwurzelten Bodenzone deutlich reduzierte Werte, was die Effektivität der Denitrifikationsprozesse im Boden unterstreicht. Dennoch bleibt das Gesamtbild im Wesentlichen erhalten. Die höchsten Stickstoffausträge aus dem Boden treten in den Podsolen im nordwestdeutschen Tiefland auf. Gerade in diesen Regionen mit hohen Stickstoffüberschüssen führen schlechte Abbaubedingungen, hohe Stickstoffüberschüsse und hohe Austauschraten des Sickerwassers im Boden dazu, dass hohe Stickstoffmengen aus dem Boden ausgetragen werden können. Dort zeigen sich aufgrund der hohen Austauschhäufigkeit des Bodenwassers Werte von 80 kg N/(ha·a) und mehr. In den Mittelgebirgen werden im Boden zwar meist weniger als 40 % des eingetragenen Stickstoffs denitrifiziert, jedoch ist dort die Stickstoffüberschusshöhe auch deutlich geringer. Aufsummiert über die

gesamte Flussgebietseinheit Weser liegt die Höhe der Stickstoffüberschüsse unterhalb der durchwurzelten Bodenzone bei ca. 91.800 t N, was ca. 20 kg N/(ha·a) entspricht.

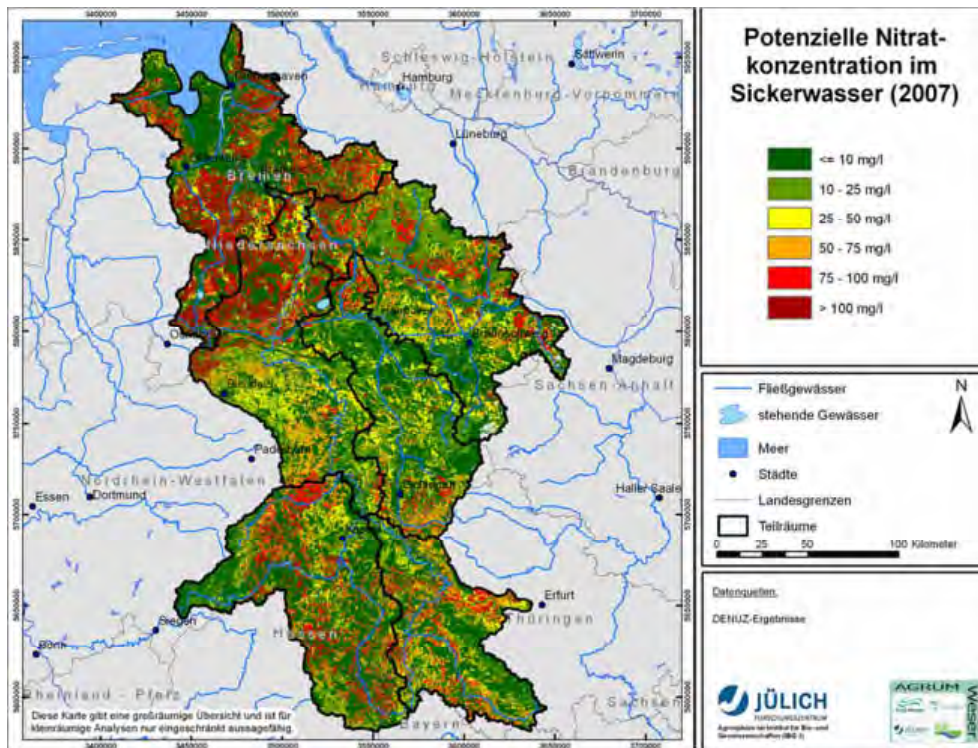
Karte 56: Stickstoffüberschüsse unterhalb der durchwurzelten Bodenzone auf Rasterbasis (100 x 100 m)



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

Durch Kombination der berechneten Stickstoffausträge aus dem Boden mit der Sickerwasserrate kann die potenzielle Nitratkonzentration im Sickerwasser berechnet werden (Karte 57). Diese gibt an, mit welcher mittleren Konzentration das aus dem Boden ausgetragene Nitrat in das Grundwasser bzw. über den Direktabfluss in die Oberflächengewässer eingetragen wird. Aus Karte 57 wird deutlich, dass in den meisten Regionen im Nordteil der Flussgebietseinheit Weser großflächig mit Nitratkonzentrationen im Sickerwasser von 50 mg NO₃/l und mehr zu rechnen ist. Der Mittelwert für die gesamte Flussgebietseinheit Weser liegt bei ca. 32 mg NO₃/l. Besonders hohe Werte errechnen sich flächendeckend für die landwirtschaftlich intensiv genutzten Regionen der Syker Geest. Dort werden vereinzelt Nitratkonzentrationen von mehr als 300 mg/l errechnet. Relativ geringe Nitratkonzentrationen im Sickerwasser ergeben sich für die landwirtschaftlich intensiv genutzten Mittelgebirgsregionen sowie auch für die Börden.

Karte 57: Potenzielle Nitratkonzentration im Sickerwasser (2007) auf Rasterbasis (100 x 100 m)



Der für den Nitratreintrag in das Grundwasser verwendete Modellansatz (Kopplung von RAUMIS und den flächendifferenzierten Modellen GROWA und DENUZ) ist mit dem der Anwendung im Modellvorhaben AGRUM weitgehend identisch. Bei einem direkten Vergleich der Modellergebnisse muss jedoch berücksichtigt werden, dass für die Wasserhaushaltsmodellierungen in AGRUM⁺ auf Klimadaten der Periode 1983 bis 2005 aufgesetzt wurde, während diese Berechnungen im Modellvorhaben AGRUM auf Klimadaten der Periode 1961 bis 1990 aufgesetzt haben. Zur Berücksichtigung der atmosphärischen Deposition wurden im Modellvorhaben AGRUM zudem die Werte von Gauger et al. (2002) verwendet, während in AGRUM⁺ auf Werte aus dem Zeitraum 2004 bis 2007 aufgesetzt wurde.

6.3.4 Diffuse Stickstoffeinträge in das Grundwasser und die Oberflächengewässer über die vom FZJ unterschiedenen Eintragspfade

Da Denitrifikationsprozesse in der ungesättigten Zone unterhalb des durchwurzelten Bereichs vernachlässigt werden können, entspricht die mittlere auswaschungsgefährdete Nitrat-Stickstoffmenge im Boden unterhalb der durchwurzelten Bodenzone der Nitratmenge, die über die Komponenten des Abflusses in das Grundwasser bzw. die Oberflächengewässer eingetragen werden. Die Nitratmenge teilt sich dabei nach dem Verhältnis Direktabfluss/Grundwasserneubildung auf

die einzelnen Abflusskomponenten auf. Ein Teil gelangt über die Direktabflusskomponenten ohne weitere Denitrifikation in die Oberflächengewässer, der andere Teil gelangt über die Grundwasserneubildung in den Aquifer. Auf seinem Transport im Grundwasserraum können weitere Abbauprozesse auftreten, die die Nitrateinträge in die Vorfluter über den Grundwasserabfluss unter Umständen deutlich reduzieren. Im Folgenden werden die Ergebnisse der Modellierung der diffusen Nitrateinträge in die Oberflächengewässer über den Direktabfluss sowie die Modellierung des reaktiven Nitrattransports im Grundwasser und die Ergebnisse zum grundwasserbürtigen Nitrateintrag in die Oberflächengewässer zusammenfassend dargestellt und diskutiert.

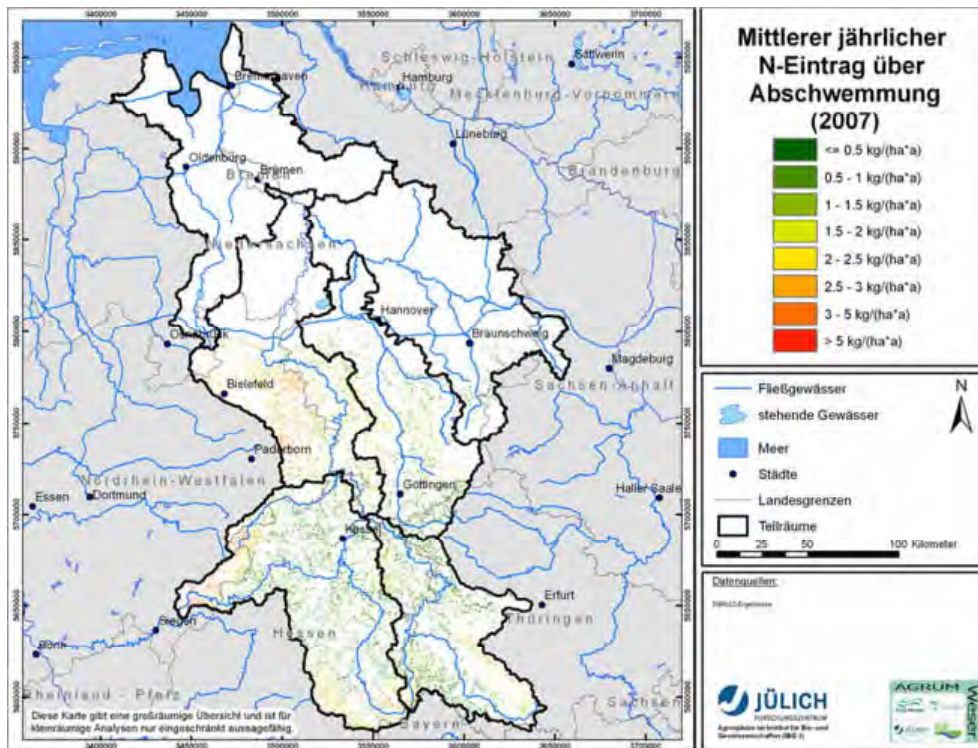
6.3.4.1 Stickstoffeinträge in die Oberflächengewässer über die atmosphärische Deposition auf Gewässerflächen

Bei den für die Ausweisung der Stickstoffeinträge in die Oberflächengewässer über die atmosphärische Deposition auf Gewässerflächen zugrunde gelegten Gewässerflächen handelt es sich insgesamt um ca. 62.000 ha. Zur Quantifizierung der atmosphärischen Stickstoffdeposition auf Wasserflächen wurde dann, nach Einzugsgebieten getrennt, eine Verknüpfung mit den flächenhaft für das Bundesland vorliegenden Stickstoffdepositionswerten nach Gauger et al. (2008) vorgenommen. Hieraus wurde dann ein Mittelwert der Stickstoffdeposition auf den Gewässerflächen des jeweiligen Einzugsgebietes bestimmt. Gemittelt über alle Gewässerflächen der Flussgebietseinheit Weser ergibt sich dann ein Wert für die Stickstoffeinträge in die Oberflächengewässer über die atmosphärische Deposition von 1.500 t N/a.

6.3.4.2 Stickstoffeinträge in die Oberflächengewässer über Abschwemmung

Karte 58 zeigt die Stickstoffeinträge in die Oberflächengewässer über Abschwemmung. Da sich die zum Stickstoffeintrag über Abschwemmung beitragenden Standorte durch eine Hangneigung über 2 % auszeichnen und sich zudem über einen hohen Lehmanteil im Oberboden, eine landwirtschaftliche Nutzung, keine Dränung und eine hydraulische Anbindung an Fließgewässer auszeichnen müssen, ist die Anzahl der Teilflächen mit potenzieller Abschwemmungsgefährdung sowie deren Größe gering. Insgesamt gelangen über diesen Eintragspfad ca. 300 t N/a in die Vorfluter

Karte 58: Stickstoffeinträge in die Oberflächengewässer über Abschwemmung (2007) auf Rasterbasis (100 x 100 m)

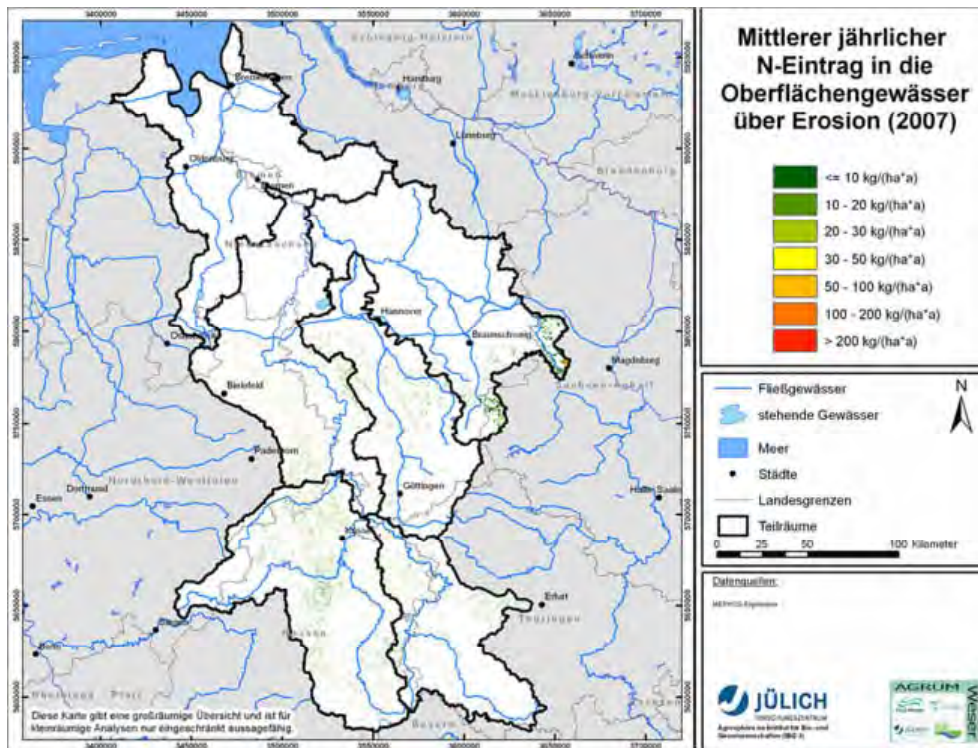


6.3.4.3 Stickstoffeinträge in die Oberflächengewässer über Erosion

Karte 59 zeigt die Stickstoffeinträge in die Oberflächengewässer über Erosion. Da die zum Stickstoffeintrag über Erosion beitragenden Standorte sich durch eine Hangneigung >2 % und zudem durch eine ackerbauliche Nutzung, keine Dränung und eine hydraulische Anbindung an Fließgewässer auszeichnen müssen, ist die Anzahl der Teilflächen, von denen ein Sedimenteintrag in die Oberflächengewässer stattfinden kann, relativ gering.

Die Höhe der partikulären Stickstoffeinträge ist neben der in das Gewässer eingetragenen Sedimentmenge auch vom Stickstoffgehalt des erodierten Oberbodens abhängig. Diese Daten müssen als Gehalte in Gesamt-N zur Verfügung stehen. Entsprechende Daten aus der Flussgebiets-einheit Weser standen für dieses Projekt nicht zur Verfügung. Daher wurde mit 2.000 mg/kg ein Stickstoff-Oberbodengehalt gewählt, der sich in der Spanne der von Geoflux (2007) und Behrendt et al. (1999) verwendeten Gehalte bewegt. Damit ergeben sich für die Ackerflächen mit Gewässer-anbindung sowie basierend auf dem in Karte 67 angegebenen mittleren Bodenabtrag von Ackerflächen erosionsbedingte Stickstoffeinträge in die Oberflächengewässer von ca. 1.570 t N/a.

Karte 59: Stickstoffeinträge in die Oberflächengewässer über Erosion (2007) auf Rasterbasis (100 x 100 m)

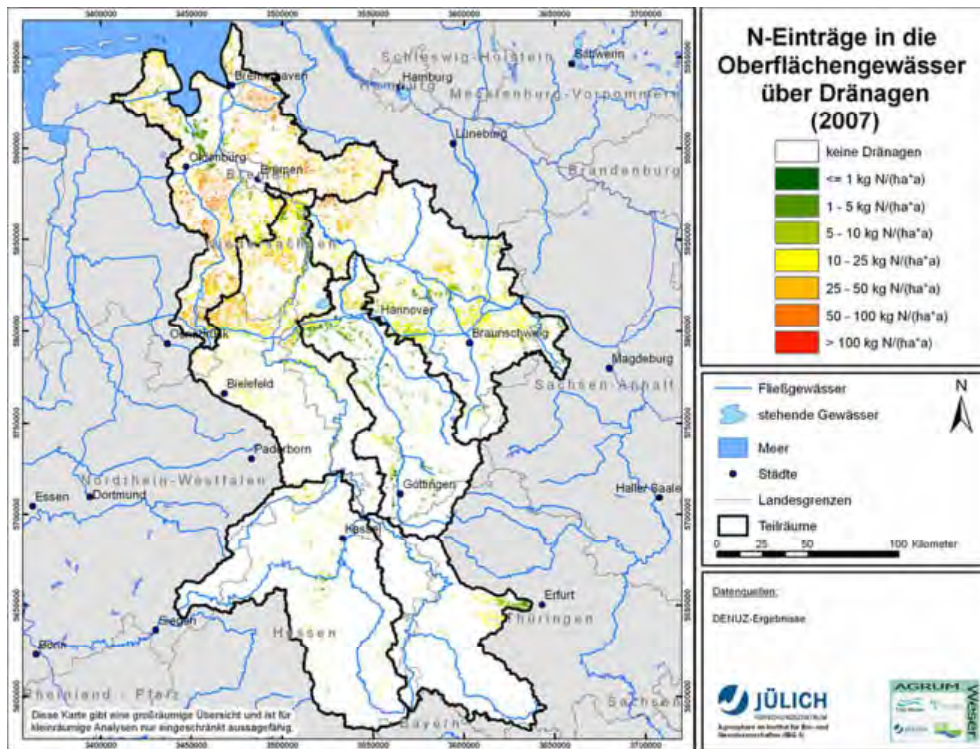


6.3.4.4 Stickstoffeinträge in die Oberflächengewässer über den Abfluss aus Dränagen

In Karte 60 sind die Stickstoffeinträge in die Oberflächengewässer aus Dränagen dargestellt. Gemittelt über die gesamten drainierten Flächen in der Weser liegen die Stickstoffeinträge in die Oberflächengewässer bei ca. 13 kg N/(ha·a), was einer Gesamttonnage von ca. 10.530 t N/a entspricht. Mit Stickstoffeinträgen von 25 bis über 50 kg N/(ha·a) heben sich hierbei vor allem die grundwasserbeeinflussten landwirtschaftlich genutzte Böden im Nordteil Flussgebietseinheit Weser als Hot-Spot-Regionen ab. Gedränte Niederungsregionen, wie z. B. in der nördlichen und mittleren Wesertalau, treten aus der Karte 60 nicht hervor, da die entsprechenden Böden ein allgemein hohes Denitrifikationspotenzial im Boden aufweisen. Der Stickstoffeintrag in die Oberflächengewässer über Dränagesysteme spielt dort dementsprechend trotz der hohen Stickstoffüberschüsse im Boden eine nur untergeordnete Rolle. Bereiche mit hohen Stickstoffausträgen über Dränagesysteme gehen also typischerweise mit Böden einher, die ein geringes Denitrifikationspotenzial aufweisen.

Vor dem Hintergrund der nur ca. 4.600 km² drainierter Böden mit diesen Standortbedingungen in der Flussgebietseinheit Weser unterstreicht dies die Relevanz der Dränagen für die Nitratbefruchtung der Oberflächengewässer.

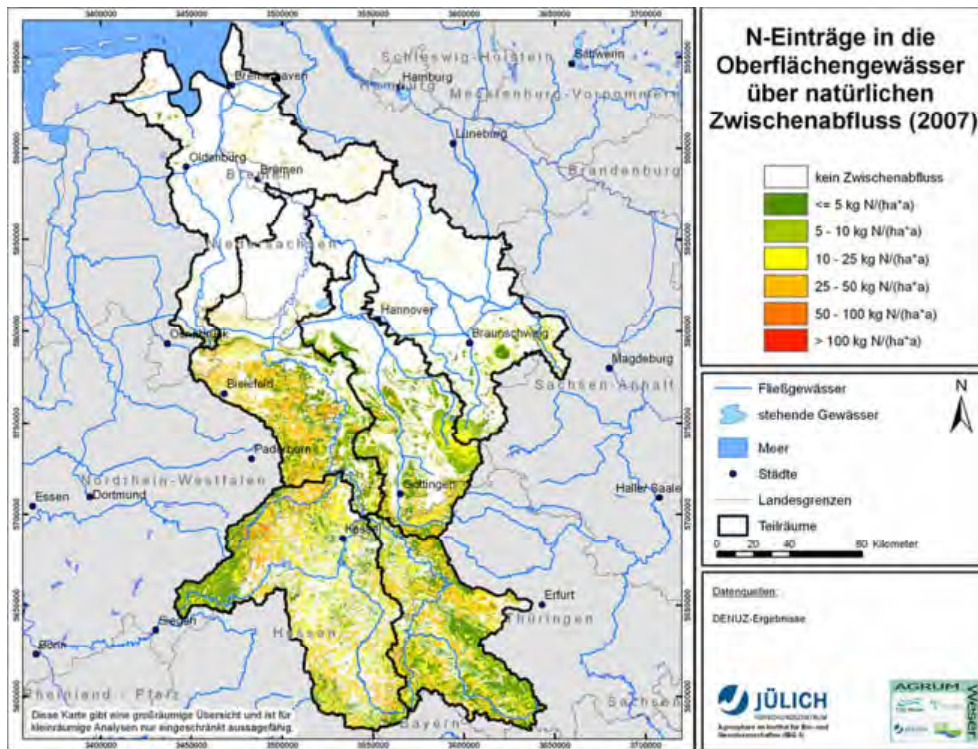
Karte 60: Stickstoffeinträge in die Oberflächengewässer über den Abfluss aus Dränagen (2007) auf Rasterbasis (100 x 100 m)



6.3.4.5 Stickstoffeinträge in die Oberflächengewässer über den natürlichen Zwischenabfluss

Gemittelt über die Flächen mit natürlichem Zwischenabfluss (Karte 61) werden ca. 15 kg N/(ha·a) in die Oberflächengewässer eingetragen. Im Harz liegen die Stickstoffeinträge in die Oberflächengewässer mit dem natürlichen Zwischenabfluss trotz der recht geringen Höhe der verlagerbaren Stickstoffmenge im Boden über 11 kg N/(ha·a). Sie ergeben sich dort durch das Zusammenwirken von geringen Nitratabbaupotenzialen und sehr geringen Verweilzeiten des Sickerwassers im Boden. Insgesamt werden über den natürlichen Zwischenabfluss ca. 23.960 t N/a in die Oberflächengewässer eingetragen.

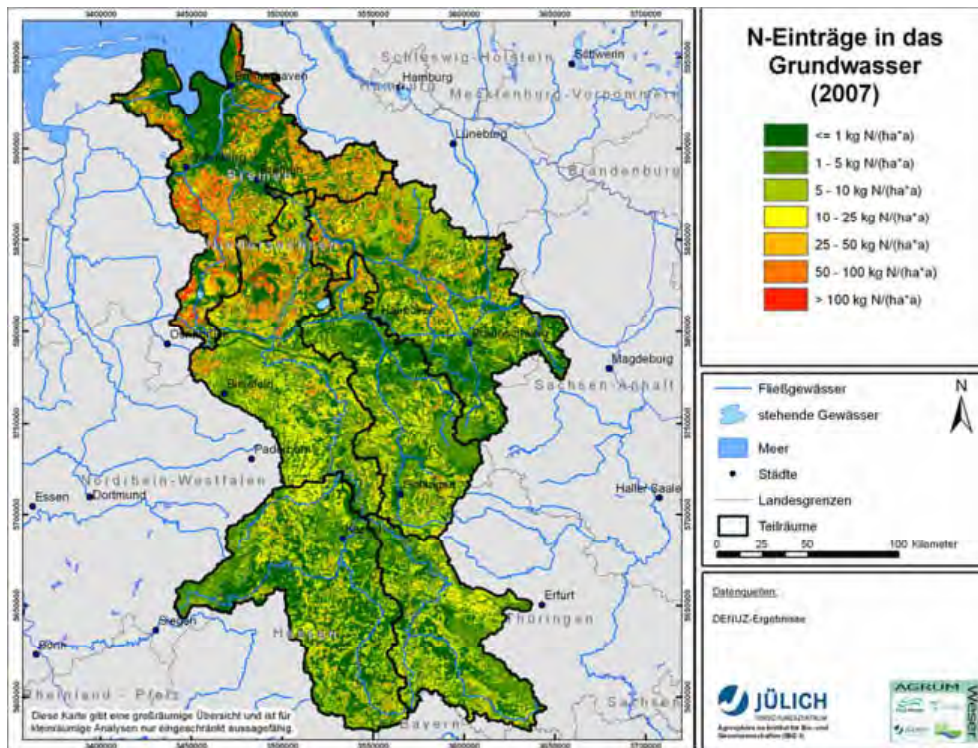
Karte 61: Stickstoffeinträge in die Oberflächengewässer über den natürlichen Zwischenabfluss (2007) auf Rasterbasis (100 x 100 m)



6.3.4.6 Stickstoffeinträge in das Grundwasser

Die aus dem Boden ausgetragenen Stickstoffmengen, die nicht über den Direktabfluss in die Oberflächengewässer gelangen, werden mit der Grundwasserneubildung in das Grundwasser eingetragen, fast ausschließlich als Nitrat. Auf dem Weg zum Vorfluter kann es in Abhängigkeit von den Denitrifikationsbedingungen und den Grundwasserweilzeiten im Aquifer zu einem signifikanten Nitratabbau kommen (vgl. Kapitel 3.2). Dieser Nitratabbau wird in nitratabbauenden Aquiferen dabei umso effektiver, je größer die Verweilzeit des Nitrats im Aquifer ist. In Karte 62 sind zunächst die sich nach der Denitrifikation im Boden und der Abtrennung der Direktabflussanteile ergebenden Stickstoffeinträge in das Grundwasser dargestellt. Durch Multiplikation mit dem Umrechnungsfaktor 4.43 lässt sich hieraus die Nitratmenge bestimmen, die in den Aquifer eingetragen wird. Um die N-Mengen, die über die verschiedenen Eintragspfade in das Grundwasser bzw. in die Oberflächengewässer gelangen, untereinander vergleichbar zu halten, wurde auf diese Umrechnung verzichtet. Karte 62 zeigt für die Stickstoffeinträge in das Grundwasser, dass sich insbesondere die Grundwasserneubildungsgebiete durch hohe Stickstoffeinträge in das Grundwasser auszeichnen.

Karte 62: Stickstoffeinträge in das Grundwasser mit der Grundwasserneubildung (2007) auf Rasterbasis (100 x 100 m)



Insgesamt werden mit der Grundwasserneubildung ca. 54.110 t N/a in die Aquifere eingetragen. Im Mittel entspricht dies ca. 12 kg N/(ha·a). Für große Teile der Lockergesteinsregion im Norden der Flussgebietseinheit Weser ergeben sich dementsprechend vielfach Stickstoffeinträge in das Grundwasser zwischen 25 und 50 kg N/(ha·a), im Nordwestteil liegen sie vielfach sogar bei mehr als 50 kg N/(ha·a). In den Marschgebieten im Unterlauf der Weser sowie in den Festgesteinsregionen, d. h. allen Gebieten mit geringen Basisabflussanteilen, ergeben sich dagegen geringere Stickstoffeinträge in das Grundwasser.

6.3.4.7 Stickstoffeinträge in die Oberflächengewässer über den Grundwasserabfluss

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

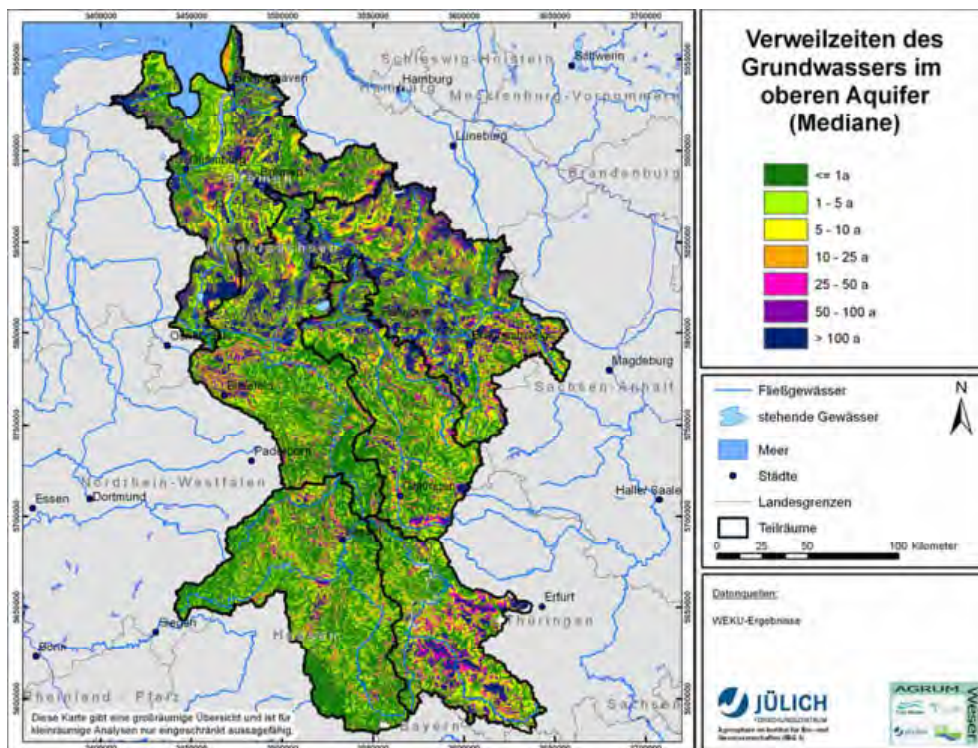
Modellierung der Verweilzeiten des Grundwassers im oberen Aquifer

Die Verweilzeiten des Grundwassers bezeichnen die Zeiträume, innerhalb deren das Grundwasser vom Ort der Einsickerung in den Aquifer zum grundwasserwirksamen Vorfluter gelangt. Die Verweilzeit hängt dabei maßgeblich von der Abstandsgeschwindigkeit des Grundwassers ab, de-

ren Höhe durch hydrogeologische Größen, wie dem Durchlässigkeitsbeiwert und dem nutzbaren Hohlraumanteil, aber auch durch den aus der Morphologie der Grundwasseroberfläche abzuleitenden hydraulischen Gradienten, beeinflusst wird. Eine ausführliche Darstellung zur Ableitung der benötigten Eingangsgrößen und zu den im Modell WEKU verwendeten Ansätzen ist bereits in Kapitel 3.2 erfolgt, sodass in diesem Kapitel ausschließlich eine Darstellung der Ergebnisse der Verweilzeitenmodellierung erfolgt (siehe Karte 63).

Die in Karte 63 dargestellten Verweilzeiten des Grundwassers weisen eine große Spannweite der modellierten Grundwasserverweilzeiten zwischen weniger als einem Jahr und mehr als 100 Jahren auf. Geringe Verweilzeiten ergeben sich generell für Regionen in Vorfluternähe, Regionen mit hoher Vorfluterdichte und/oder Regionen mit steilen hydraulischen Gradienten (Festgesteinsregionen). Dementsprechend deutlich wird das Vorfluternetz in der Flussgebietseinheit Weser, insbesondere in den Mittelgebirgsregionen, abgebildet.

Karte 63: Verweilzeit des Grundwassers im oberen Aquifer auf Rasterbasis (100 x 100 m)



Großflächig geringe Verweilzeiten von weniger als fünf Jahren sind auf den Südteil der Flussgebietseinheit Weser beschränkt. In diesem Zusammenhang sei darauf hingewiesen, dass in der Karte 63 für die Festgesteinsregion Verweilzeiten berechnet wurden, die sich typischerweise für die Auflockerungszone über dem unverwitterten Gestein ergeben. Dies erfolgte vor dem Hintergrund, dass der weitaus überwiegende Anteil des Grundwasserabflusses in dieser Auflockerungszone auftritt. Um dies im WEKU-Modell zu berücksichtigen, wurden die in der HÜK200 angegebenen Durchlässigkeitsbeiwerte (siehe Karte 23) in Anlehnung an eine im Bundesland Hessen

zum Aufbau eines hydrogeologischen Konzeptmodells pauschal bewährte Vorgehensweise (vgl. Wendland et al., 2011) um eine Größenordnung (eine Zehnerpotenz) erhöht.

Es sei betont, dass sich die dargestellten Verweilzeiten immer auf den grundwasserbürtigen Abflussanteil beziehen. Wie bereits ausgeführt wurde, stellt der grundwasserbürtige Abflussanteil nicht in allen Regionen die dominierende Abflusskomponente dar. So trägt beispielsweise in Gebieten, in denen paläozoische Schiefer an der Oberfläche anstehen, der grundwasserbürtige Abfluss häufig weniger als 15 % zum Gesamtabfluss bei. In diesen Regionen beziehen sich die angegebenen Verweilzeiten daher generell **nicht** auf die regional dominante Abflusskomponente. Dies ist bei der Interpretation und Anwendung der Ergebnisse unbedingt zu berücksichtigen.

Nach der Berechnung der Grundwasserverweilzeiten wird eine Modellierung des reaktiven Stickstofftransports im oberen Aquifer von nitratabbauenden Aquiferen vorgenommen. Dies machte eine Einschätzung der in der Flussgebietseinheit Weser auftretenden Aquifere hinsichtlich ihres Nitratabbauvermögens entsprechend der in Kapitel 3.2 beschriebenen Vorgehensweise erforderlich.

Bestimmung des Nitratabbauvermögens von Grundwasserleitern

Auf Basis der Erkenntnisse früherer hydrogeochemischer Untersuchungen im Grundwasser des Elbeeinzugsgebietes (Wendland et al., 2004) und des Emseeinzugsgebietes (Kunkel und Wendland, 2006) wurde das Nitratabbauvermögen für die in Karte 22 beschriebenen Gesteinseinheiten ausdifferenziert. Hierzu standen Grundwasserbeschaffenheitsdaten aus den Monitoring-Messnetzen aller die Weser anrainenden Bundesländer zur Verfügung. Die Aufbereitung und Auswertung dieser Daten erfolgte bundesweit bereits im Rahmen eines LAWA-Vorhabens und ist in Kunkel et al. (1999a) detailliert beschrieben.

Die Auswertung der Grundwassergütedaten erfolgte gesondert für jede der ausgewiesenen grundwasserführenden Gesteinseinheiten durch die Bestimmung der Kenngrößen der Häufigkeitsverteilungen für die Grundwasserparameter Nitrat, Eisen(II), Mangan(II) und Sauerstoff. Der grundlegende Verfahrensgang der Auswertung sowie ausführlichere Darstellungen der Ergebnisse finden sich in den bereits oben zitierten Arbeiten von Wendland und Kunkel (1999), Kunkel et al. (2004) und Kunkel und Wendland (2006). Als exemplarische Ergebnisse sind in Tabelle 20 die Ergebnisse der primärstatistischen Auswertung für wichtige in der Flussgebietseinheit Weser auftretende Gesteinseinheiten aufgeführt. Für jeden Grundwasserparameter ist die Gesamtzahl der Analysen (N) und mit dem 10., 50. (Median) und 90. Perzentil die wesentlichen Verteilungskenngrößen zur primärstatistischen Charakterisierung des Datenkollektivs angegeben.

Tabelle 20: Ergebnisse der primärstatistischen Auswertung für Nitrat, Sauerstoff, Eisen(II) und Mangan(II) in wichtigen in der Weser auftretenden hydrogeologischen Bezugseinheiten

		Fe mg/l	Mn mg/l	NO ₃ mg/l	O ₂ mg/l
Quartäre Sedimente Norddeutschlands	N	2097	2809	3034	951
	10 P.	0,06	0,03	0,1	0,2
	50 P.	1,685	0,3	0,5	0,9
	90 P.	17,5	1,4	35,6	6,5
Sandsteinfolgen des Bunt- sandsteins	N	1552	1620	1644	1599
	10 P.	0,003	0,001	1,9	4,2
	50 P.	0,01	0,004	8,43	8
	90 P.	0,09	0,05	31	10,5
Vulkanite	N	275	541	639	551
	10 P.	0,003	0,0003	3,2	4,8
	50 P.	0,011	0,005	8,9	8,3
	90 P.	0,05	0,025	23	10,5
Paläozoische Sediment- gesteine	N	833	979	1181	1060
	10 P.	0,007	0,001	0,48	1,3
	50 P.	0,04	0,012	6	7,4
	90 P.	0,79	0,58	30,8	11
Karbonatische Wechselfolgen	N	739	704	753	719
	10 P.	0,003	0,0004	4,9	2,6
	50 P.	0,01	0,003	24	7,6
	90 P.	0,1	0,02	52	10,1

Quelle: Daten aus Kunkel et al. (2004).

Wie man deutlich erkennt, können für den gesamten Nordteil der Flussgebietseinheit Weser, d. h., dort, wo pleistozäne Lockergesteine auftreten, reduzierte Verhältnisse erwartet werden. Die Nitrat- und Sauerstoffkonzentrationen liegen erst beim 90 %-Perzentil oberhalb von 2 mg/l, während die Eisen(II)- und Mangan(II)-Konzentrationen schon beim 50 %-Perzentil oberhalb von 0,2 mg Fe(II)/l bzw. 0,05 mg Mn(II)/l liegen.

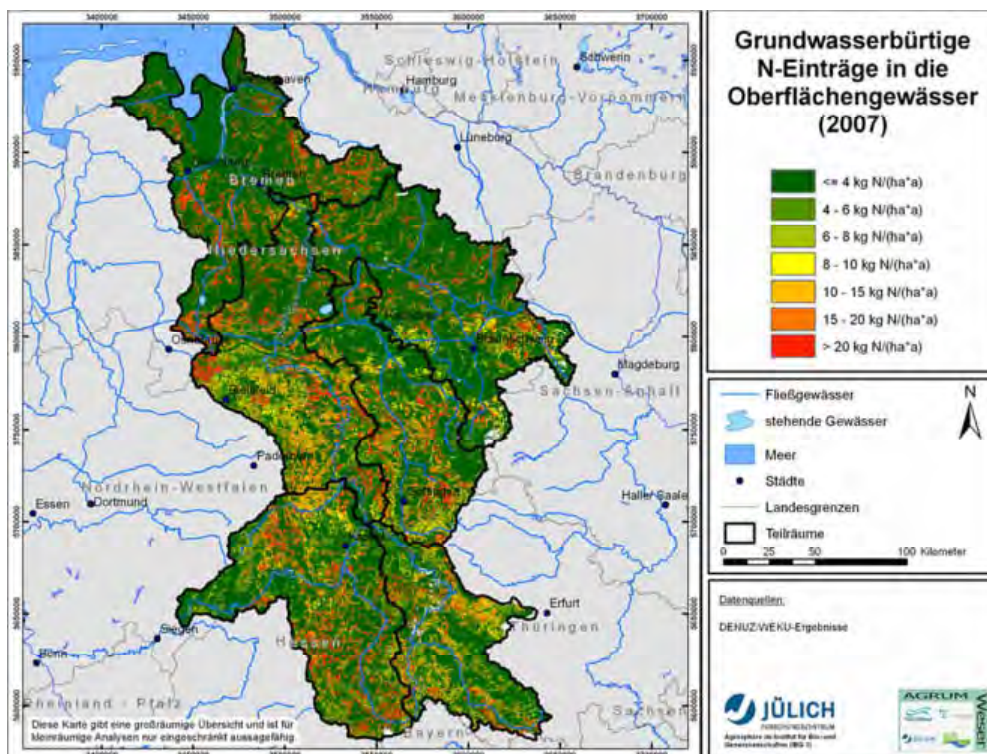
Bei den als reduziert eingestuften Lockergesteinsaquiferen ist davon auszugehen, dass die Aquifere dieser Einheiten nitratabbauend sind. Das bedeutet jedoch nicht notwendigerweise, dass es in diesen Regionen zu keinen nennenswerten Nitratreinträgen in die Vorfluter kommt. In Bereichen, in denen hohe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

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

Nährstoffeinträge in die Oberflächengewässer über den Grundwasserabfluss

In Karte 64 sind die mit dem WEKU-Modell berechneten, nach der Denitrifikation im Grundwasser verbleibenden, grundwasserbürtigen Stickstoffeinträge in die Oberflächengewässer jeweils für die Ausgangszelle dargestellt, in die der Eintrag in den Boden erfolgte. Im Gebietsmittel der Flussgebietseinheit Weser werden etwa 6 kg N/(ha·a) über das Grundwasser in die Oberflächengewässer eingetragen, was einer Gesamtfracht von ca. 27.240 t/a entspricht. Etwa zwei Drittel dieser Fracht stammen aus den südlichen Teilgebieten der Flussgebietseinheit Weser. Die grundwasserbürtigen Stickstoffausträge in die Oberflächengewässer entsprechen dort im Wesentlichen den Stickstoffeinträgen in das Grundwasser. Grund hierfür sind die dort vorherrschenden ungünstigen Denitrifikationsbedingungen, die einen nennenswerten Nitratabbau im Aquifer weitgehend verhindern.

Karte 64: Stickstoffeinträge in die Oberflächengewässer über den Grundwasserabfluss (2007) auf Rasterbasis (100 x 100 m)



6.3.4.8 Gesamte diffuse Stickstoffeinträge in die Oberflächengewässer

In Karte 65 ist schließlich die Gesamtsumme der diffusen Stickstoffeinträge in die Oberflächengewässer dargestellt. Diese liegen bei ca. 65.100 t/a. Im Gebietsmittel errechnen sich für die Flussgebietseinheit Weser Stickstoffeinträge in Höhe von ca. 14 kg N/(ha·a). Dabei tragen die Einträge über den Grundwasserabfluss im Mittel etwa 40 % zum Gesamtaustrag bei.

Räumlich gesehen kommt es in der Flussgebietseinheit Weser in fast allen intensiv landwirtschaftlich genutzten Regionen zu erhöhten Stickstoffeinträgen in die Gewässer, die in einigen Regionen 40 kg N/(ha·a) übersteigen können.

Karte 65: Gesamte Stickstoffeinträge in die Oberflächengewässer aus diffusen Quellen (2007) auf Rasterbasis (100 x 100 m)

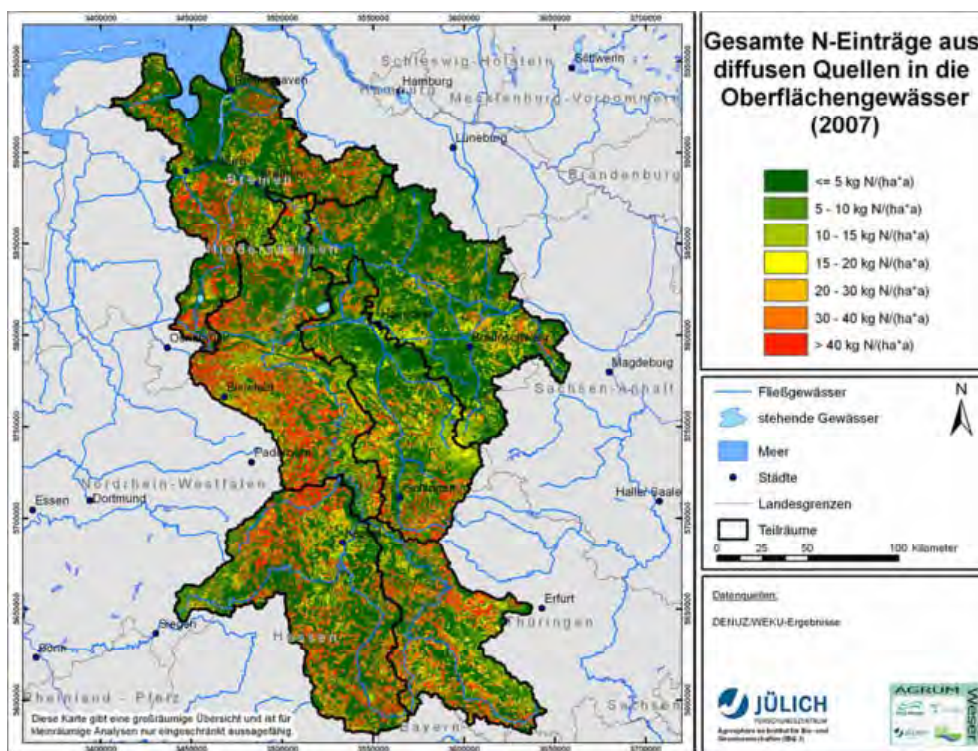
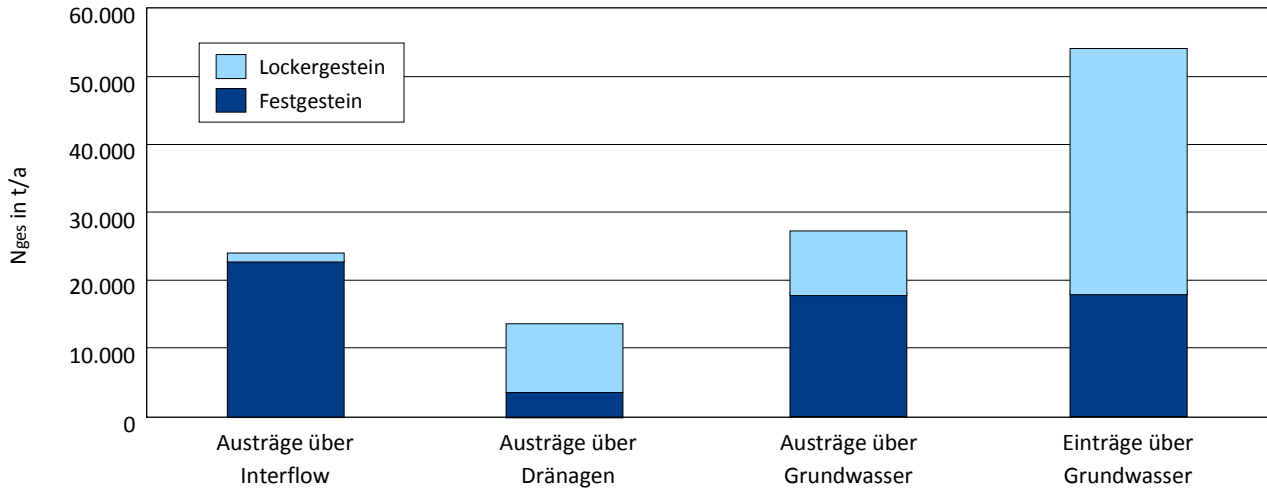


Abbildung 36 zeigt die Stickstoffeinträge in die Vorfluter für die wichtigsten diffusen Stickstoffeintragungspfade (Grundwasser, natürlicher Zwischenabfluss und Dränagen), aufgetrennt nach Locker-gesteinsregion (Nordteil der Flussgebietseinheit Weser) und Festgesteinsregion (Südteil der Flussgebietseinheit Weser).

Abbildung 36: Stickstoffeinträge in die Vorfluter für die wichtigsten diffusen Eintragspfade für Stickstoff (Grundwasser, natürlicher Zwischenabfluss und Dränagen), aufgetrennt nach Norddeutschem Tiefland und Mittelgebirgsregion



Quelle: Eigene Darstellung.

Wie Abbildung 36 zeigt, ist der Eintragspfad „natürlicher Zwischenabfluss“ eigentlich nur für die Mittelgebirgsregion relevant, während der Austrag über Dränagen vor allem im Norddeutschen Tiefland dominiert. Im Hinblick auf den Eintragspfad Grundwasser zeigt sich, dass zwar zwei Drittel des gesamten Stickstoffeintrags in das Grundwasser im Norddeutschen Tiefland realisiert werden, aufgrund der Denitrifikation im Grundwasser aber nur ca. ein Drittel des gesamten Stickstoffeintrags in die Oberflächengewässer dort stattfinden. Insgesamt stammen auf diese Weise ca. 70 % der diffusen Stickstoffeinträge in die Vorfluter über die drei wichtigsten diffusen Eintragspfade aus der Mittelgebirgsregion.

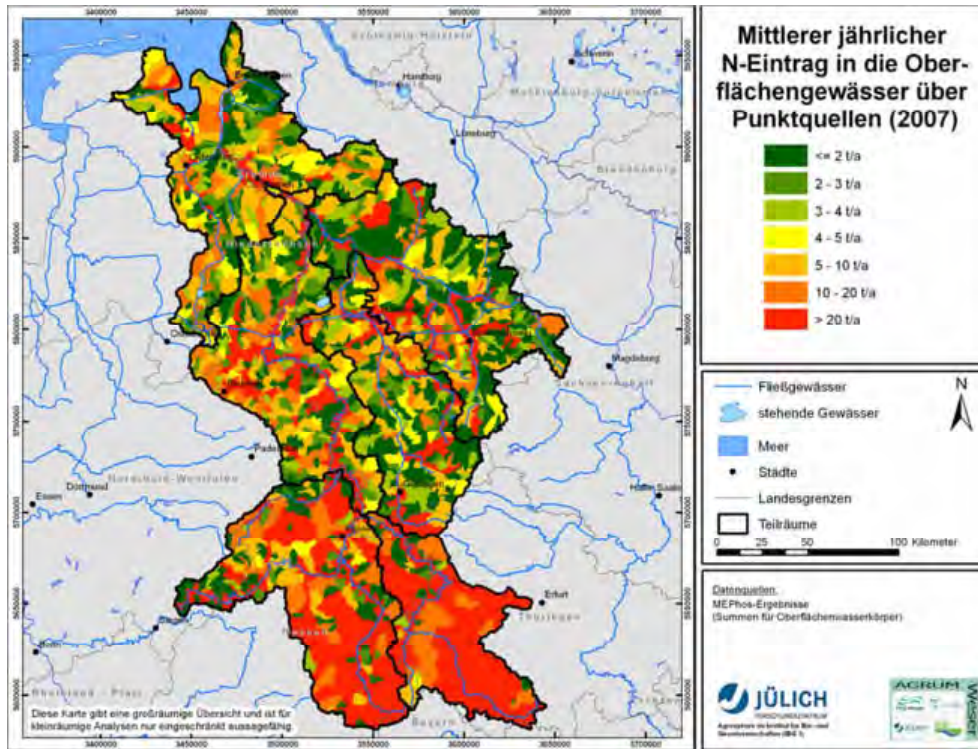
6.3.5 Punktuelle Stickstoffeinträge in die Oberflächengewässer

Wie in Kapitel 3.4 ausgeführt, wurde in dem vorliegenden Abschlussbericht darauf verzichtet, alle Einzelmodule der Modelle MONERIS bzw. GROWA-DENUZ-WEKU-MEPHos sowie die entsprechenden Einzelergebnisse ausführlich darzustellen. Um Synergieeffekte bestmöglich zu nutzen und Doppelarbeit weitestgehend zu vermeiden, wurde vereinbart, dass eine ausführliche Modellbeschreibung bzw. eine nach Einzelpfaden differenzierende Ausweisung der Stickstoffeinträge aus Punktquellen ausschließlich in den entsprechenden Kapiteln des IGB erfolgt.

Folglich wird in diesem Kapitel nur die Summe der vom FZJ ermittelten Stickstoffeinträge aus kommunalen Kläranlagen, industriellen Kläranlagen, Mischwasserentlastungen sowie aus der Trennkanalisation ausgewiesen (Karte 66). Die Stickstoffeinträge aus Kläranlagen und industriellen Direkteinleitern wurden hierbei direkt auf die Teileinzugsgebiete, in denen die Stickstoffeinträge

träge realisiert werden, bezogen. Für die differenzierteren einzelpfadbezogenen Darstellungen der Punkteinträge verweisen wir auf die Kapitel 6.5.1.1 und 6.5.1.6.

Karte 66: Gesamtsumme des mittleren Stickstoffeintrags über Punktquellen und urbane Systeme (2007) in der Flussgebietseinheit Weser



6.3.6 Gesamte Stickstoffeinträge in die Oberflächengewässer aus diffusen und punktförmigen Eintragsquellen

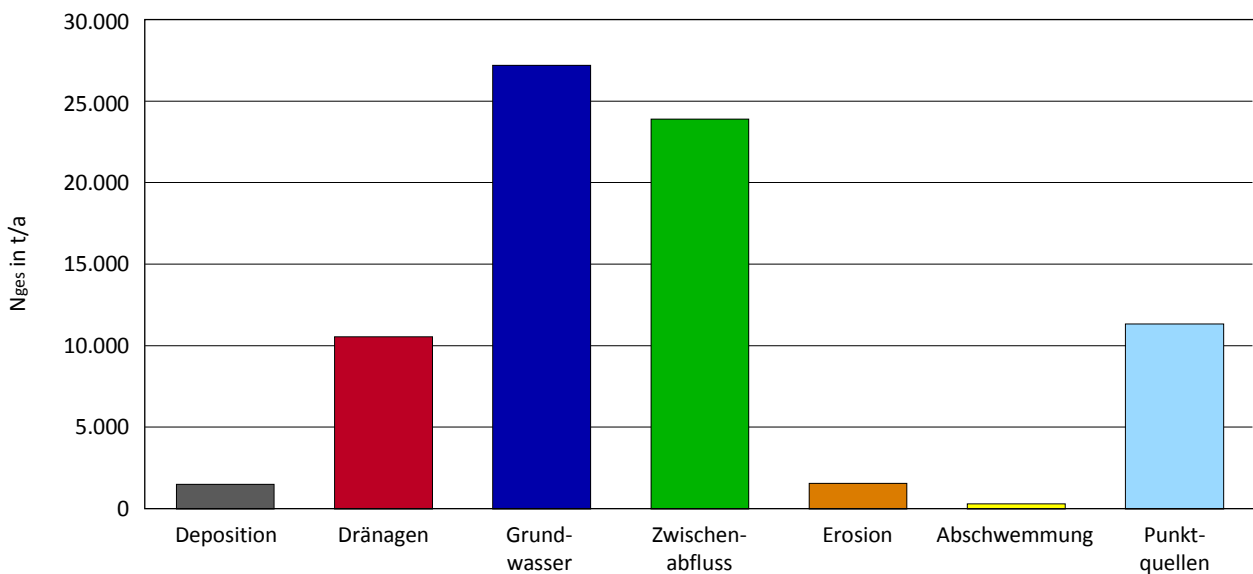
In den vorangegangenen Kapiteln wurden nicht nur die der Modellierung vorangegangene Datenaufbereitung, sondern auch die Ergebnisse zum mittleren Stickstoffeintrag nach Eintragspfaden separat dargestellt und diskutiert. Diese Ergebnisse werden in diesem Kapitel zu einer Synthese zusammengefasst, wobei sowohl die Gesamtbelastung als auch die relative Bedeutung der verschiedenen Pfade für den Gesamteintrag aufgezeigt werden soll.

Abbildung 37 gibt einen Überblick über die unterschiedliche Bedeutung der Eintragspfade für den Gesamtstickstoffeintrag in die Oberflächengewässer der Flussgebietseinheit Weser.

Die Abbildung 50, Abbildung 51 und Abbildung 52 (siehe Anhang) zeigen schließlich die Anteile der einzelnen Eintragspfade an den Stickstoffeinträgen in die Gewässer, aufgeschlüsselt nach Flusseinzugsgebieten. Es zeigt sich, dass der Eintrag in die Vorfluter vor allem über die diffusen Austragspfade „Grundwasser“, „künstliche Entwässerungssysteme“ und „natürlichen Zwischenabfluss“ erfolgt. So gelangen über diese drei Austragspfade mit fast 62.000 t N/a, d. h. ca. 80 %

des gesamten Stickstoffeintrags, in die Vorfluter. Die übrigen diffusen Eintragspfade (Erosion, Abschwemmung, Deposition auf Gewässerflächen) besitzen dagegen nur eine untergeordnete Bedeutung am Stickstoffeintrag in die Vorfluter. Die punktförmigen Stickstoffeinträge haben eine geringere Relevanz und liegen bei ca. 11.300 t N/a. Mit einem Verhältnis punktueller zu diffusen Quellen von ca. 15 zu 85 % liegt der Schwerpunkt aber eindeutig aufseiten der diffusen Eintragspfade.

Abbildung 37: Stickstoffeinträge in die Oberflächengewässer, aufgeschlüsselt nach Eintragspfaden



Quelle: Eigene Darstellung.

Wie zu erwarten ist, steht der Anteil der einzelnen Eintragspfade an den Stickstoffeinträgen pro Flusseinzugsgebiet in erster Linie in einem direkten Zusammenhang zur Einzugsgebietsgröße, wobei größere Einzugsgebiete die höchsten Stickstoffeinträge aufweisen (siehe Anhang, Abbildung 50, Abbildung 51 und Abbildung 52).

In Tabelle 21 sind die gesamten diffusen Stickstoffeinträge in die Oberflächengewässer für den Ist-Zustand über alle Pfade, differenziert nach Teilräumen, dargestellt. Deutlich wird die Differenzierung der Haupteintragspfade nach Naturräumen. Während in den Mittelgebirgstälern Werra und Fulda/Diemel der Eintrag über natürlichen Zwischenabfluss dominiert, sind der Haupteintragspfad im lockergesteinsgeprägten Teilraum Tideweser die Dränagen. Die Hauptquelle der Einträge in die Oberflächengewässer der Teilräume Aller, Leine sowie Ober- und Mittelweser ist der Grundwasserpfad.

Tabelle 21: Gesamte Stickstoffeinträge aus diffusen Quellen in die Oberflächengewässer der Flussgebietseinheit Weser, differenziert nach Teilräumen

	Aller	Fulda/ Diemel	Leine	Ober- und Mittelweser	Tide- weser	Werra	FGE Weser
Summe 2007 (t/a)							
Deposition auf Gewässerflächen	210	180	150	360	510	90	1.500
Dränagen	1.580	290	370	2.330	5.790	170	10.530
Grundwasser	3.440	5.140	3.750	6.340	5.590	3.010	27.270
Nat. Zwischenabfluss	880	7.800	3.020	5.960	900	5.360	23.920
Erosion	220	540	210	410	0	190	1.570
Abschwemmung	0	120	40	90	0	50	300
Gesamt	6.330	14.070	7.540	15.490	12.790	8.870	65.000

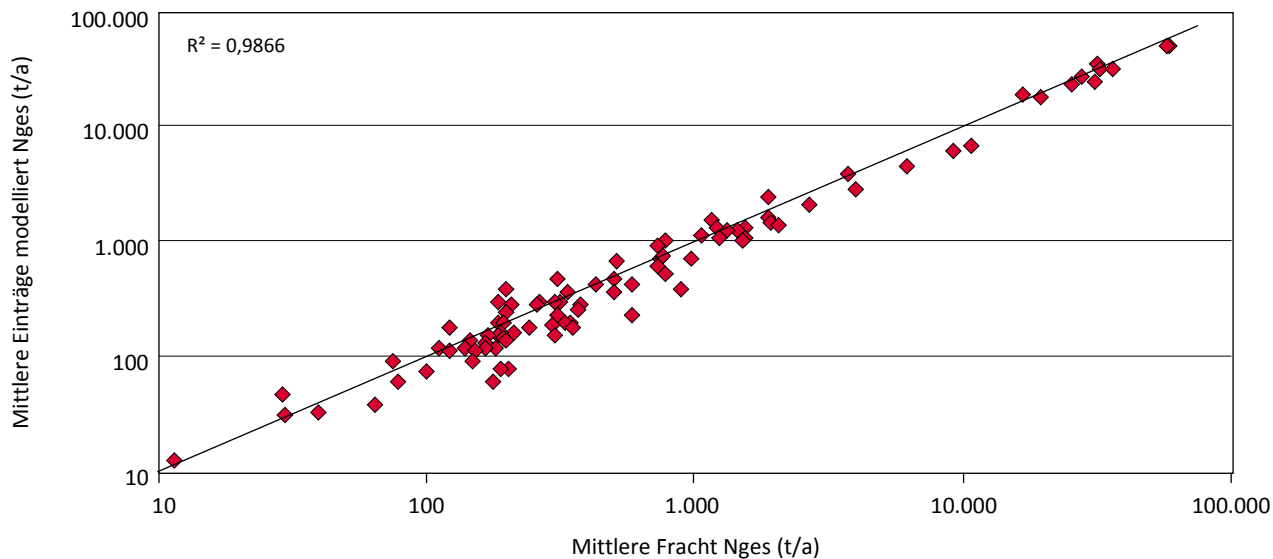
Quelle: Eigene Berechnung.

6.3.7 Validierung der modellierten Nitrateinträge in die Oberflächengewässer aus diffusen und punktuellen Quellen

Für die Validierung der vom FZJ modellierten mittleren langjährigen diffusen Stickstoffeinträge in die Oberflächengewässer standen für die Flussgebietseinheit Weser langjährige pegelbezogene Messwerte (Abflussmenge und Gesamtstickstoffkonzentration) von 124 Pegeln zur Verfügung. 21 dieser Pegel konnten für die Validierung nicht verwendet werden, weil entweder die Abfluss- und Gütepegel zu weit auseinander lagen oder nicht genügend Messungen (weniger als 50) vorlagen. Letztendlich erfolgte die Validierung der vom FZJ modellierten diffusen Nitrateinträge in die Oberflächengewässer anhand von 103 Einzugsgebieten. Die Frachtberechnung erfolgte nach der OSPAR-Methode (OSPAR, 1998), Details können aus Tetzlaff (2006) entnommen werden.

Zur Validierung wurden die Stickstoffeinträge aller betrachteten diffusen und punktuellen Einzugsgebiete für die Teileinzugsgebiete aufsummiert und mit den gemessenen Frachten verglichen. Bei Berücksichtigung der Stickstoffretention im Gewässer in Höhe von 15 % der Summe der Einträge ergibt sich mit einem Bestimmtheitsmaß von $r^2 = 0,987$ eine gute Übereinstimmung der gemessenen und berechneten Stickstofffrachten (vgl. Abbildung 38).

Abbildung 38: Vergleich der modellierten Stickstoffeinträge in die Vorfluter aus diffusen und punktförmigen Eintragsquellen mit gemessenen Stickstofffrachten unter Berücksichtigung der gewässerinternen Retention



Quelle: Eigene Darstellung der Modellergebnisse und Messstellendaten der FGG Weser.

Dies stellt im Rahmen der zur Verfügung stehenden Daten sowie der Größe und Heterogenität des betrachteten Untersuchungsgebiets eine sehr befriedigende Übereinstimmung dar.

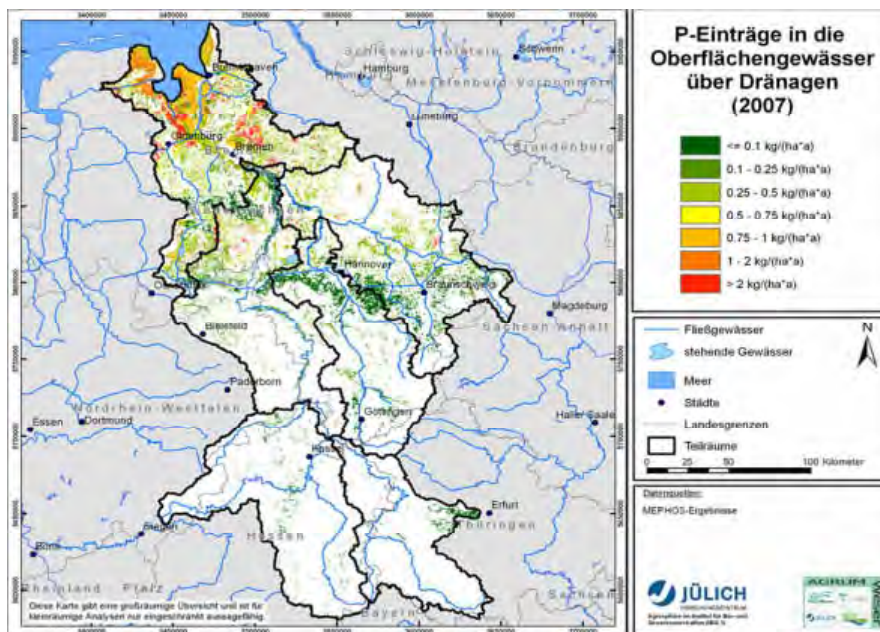
6.4 Phosphoreinträge in das Grundwasser und die Oberflächengewässer (Modell MEPhos)

6.4.1 Diffuse Phosphoreinträge über die vom FZJ unterschiedenen Eintragspfade

6.4.1.1 Phosphoreinträge in die Oberflächengewässer über Dränagen

Einträge über Dränagen stellen mit ca. 460 t/a eine sehr bedeutende Phosphorquelle dar. Karte 67 zeigt die Verteilung der Phosphoreinträge innerhalb der künstlich entwässerten Fläche der Flussgebietseinheit Weser. Die flächenbezogenen Einträge in die Oberflächengewässer über Dränagen rangieren zwischen ca. 0,1 und über 1 kg/(ha·a), wobei niedrige Einträge für Regionen mit gedränten lehmigen Böden typisch sind, z. B. die Bördegebiete. Sandböden bilden mit Phosphoreinträgen zwischen 0,3 und 0,5 kg/(ha·a) das Mittelfeld, während Phosphoreinträge aus landwirtschaftlich genutzten Hochmooren die höchsten Einträge verursachen.

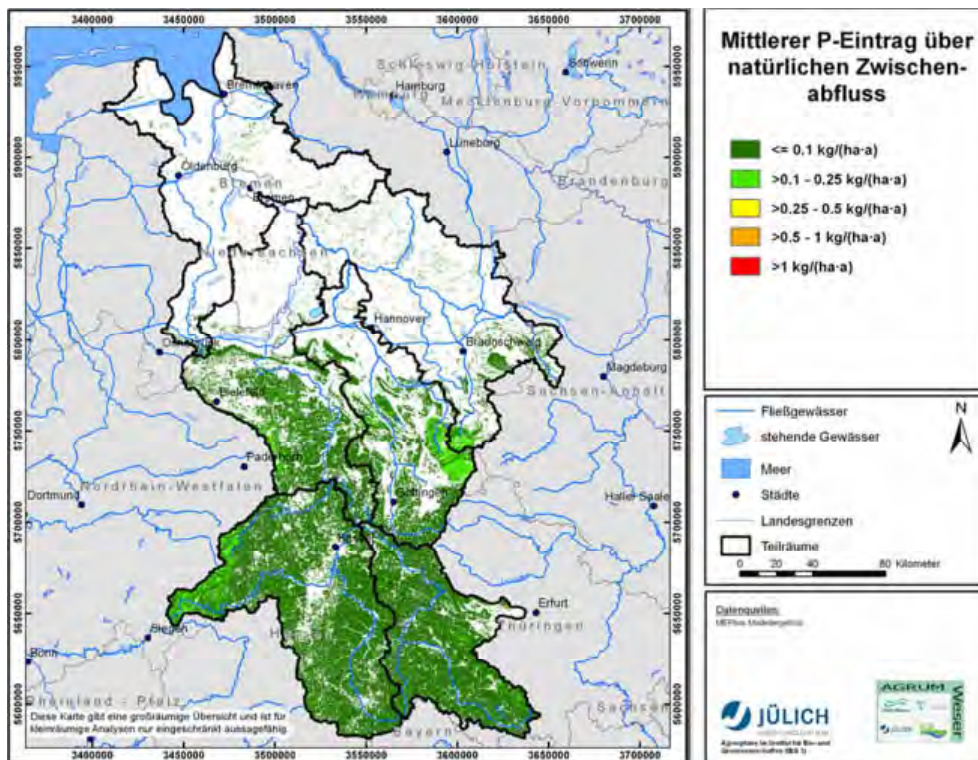
Karte 67: Mittlere jährliche Phosphoreinträge über Dränagen (2007) auf Rasterbasis (100 x 100 m)



6.4.1.2 Phosphoreinträge in die Oberflächengewässer über natürlichen Zwischenabfluss

Karte 68 zeigt die Ergebnisse des mittleren jährlichen Phosphoreintrags über natürlichen Zwischenabfluss. Räumlich besonders betroffen sind das südniedersächsische Berg- und Hügelland sowie die sich weiter südlich anschließenden Mittelgebirge. Die flächenbezogenen Einträge sind mit $<0,1 \text{ kg}/(\text{ha}\cdot\text{a})$ jedoch sehr gering, was auf die niedrigen Phosphorkonzentrationen in den hier anstehenden lehmigen Böden zurückzuführen ist. Mit ca. 96 t/a Eintrag in der gesamten Flussgebietseinheit Weser ist dieser Eintragspfad für die Phosphorbelastung von untergeordneter Bedeutung.

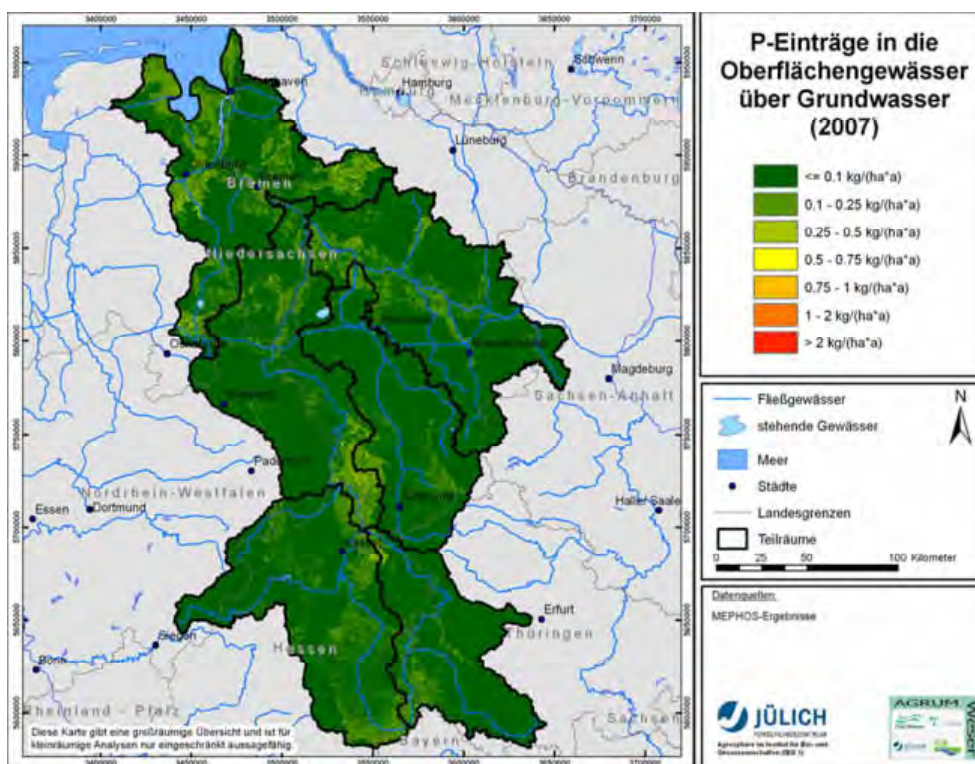
Karte 68: Mittlere jährliche Einträge von Gesamtphosphor über natürlichen Zwischenabfluss auf Rasterbasis (100 x 100 m)



6.4.1.3 Phosphoreinträge in die Oberflächengewässer über Grundwasser

Die Modellergebnisse zum Phosphoreintrag über Grundwasser zeigen einen Gesamteintrag von ca. 290 t P/a, wobei die flächenbezogenen Einträge selten 0,25 kg/(ha·a) übersteigen. Trotz teilweiser hoher Grundwasserneubildungsraten von über 200 mm/a und darüber im Lockergesteinsgebiet der Weser ist dies eine Folge der niedrigen Phosphorkonzentrationen im Grundwasser, die für die Modellierung angesetzt wurden und die aus Messwerten des Grundwassermonitorings der Länder abgeleitet wurden.

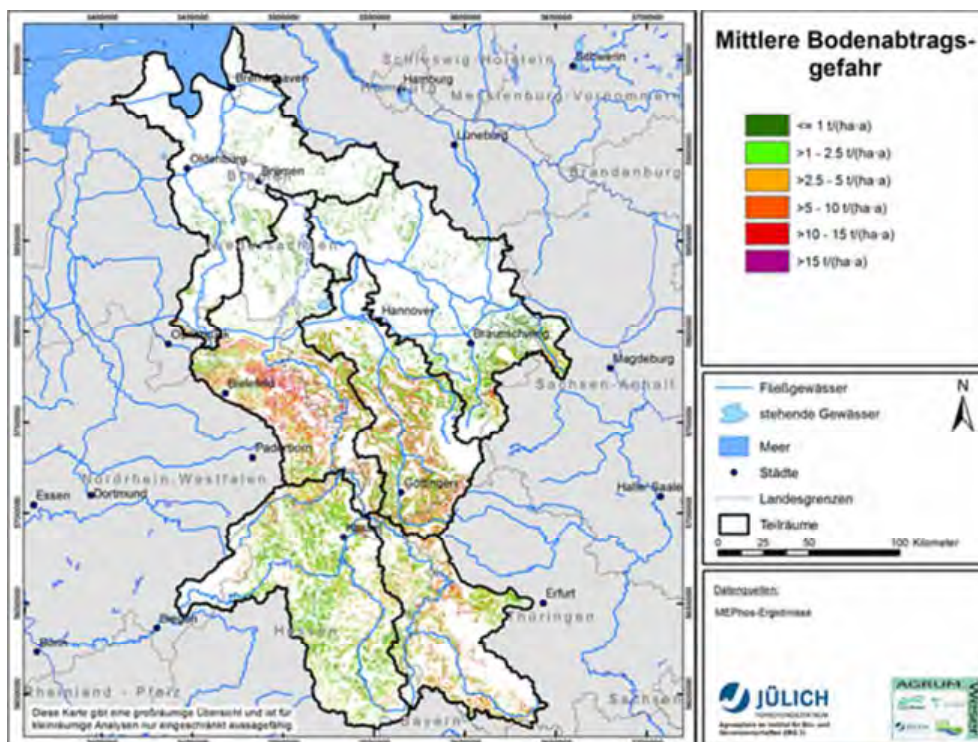
Karte 69: Mittlere jährliche Phosphoreinträge über grundwasserbürtigen Abfluss (2007) auf Rasterbasis (100 x 100 m)



6.4.1.4 Phosphoreinträge in die Oberflächengewässer über Erosion

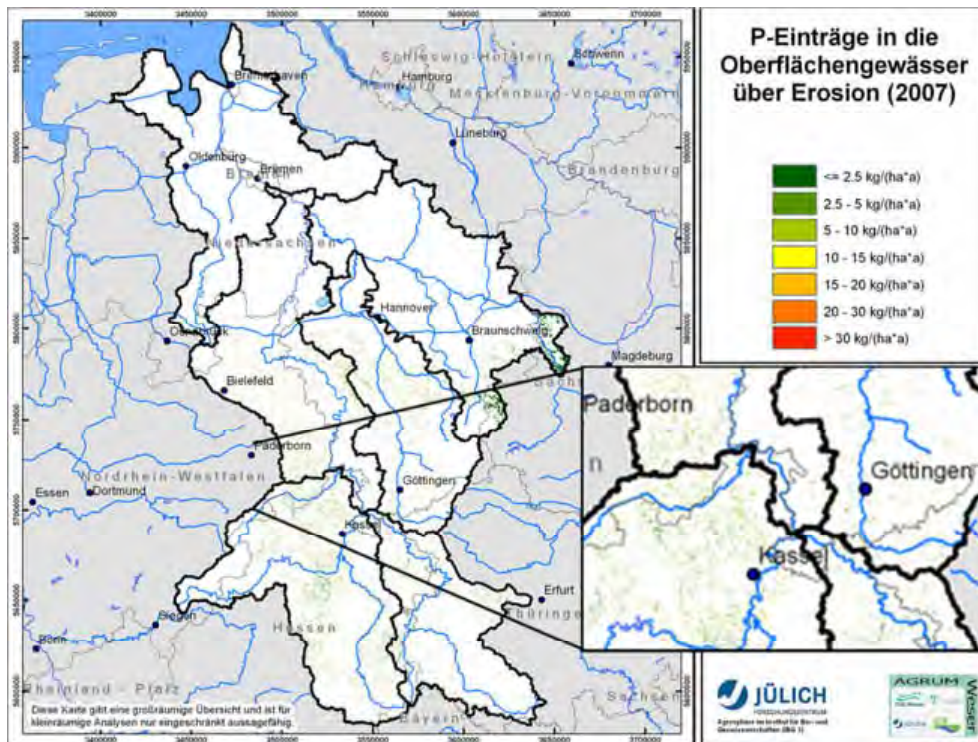
In Kapitel 3.2.3.4 wurde die Methodik der Ermittlung der Bodenerosionsgefahr dargelegt, die zur Anwendung kam, soweit aus den Umweltbehörden der Bundesländer nicht bereits Ergebnisse zur Verfügung gestellt wurden. Das Ergebnis der Bodenabtragsgefahr für die Flussgebietseinheit Weser insgesamt ist in Karte 70 dargestellt. Die mittlere Bodenerosionsgefahr beträgt $4,8 \text{ t P}/(\text{ha}\cdot\text{a})$ in einer Spanne von $0,01$ bis $99 \text{ t P}/(\text{ha}\cdot\text{a})$. Räumliche Schwerpunkte der Bodenerosion liegen v. a. in Südniedersachsen und im Weserbergland.

Karte 70: Mittlere jährliche Bodenabtragsgefahr von Ackerflächen in der Flussgebietseinheit Weser auf Rasterbasis



Aus Karte 70 ergibt sich nach Ermittlung des Sedimenteintrags die Grundlage für die Ermittlung des Phosphoreintrags über Erosion in die Oberflächengewässer (Karte 71). Da insgesamt lediglich 20 % des Bodenabtrags als Sediment die Oberflächengewässer erreichen, sind die für den Eintrag verantwortlichen Teilflächen relativ klein. Entsprechend den Schwerpunkträumen für den Bodenabtrag sind auch für den Phosphoreintrag über Erosion Südniedersachsen und das Weserbergland einschließlich des nordrhein-westfälischen Teils besonders betroffene Räume. Im Mittel beträgt der Eintrag etwa $6 \text{ t P}/(\text{ha}\cdot\text{a})$, was sich über die gesamte Gebietskulisse zu ca. 560 t P/a aufsummiert. Damit stellt die Bodenerosion den bedeutendsten Pfad für diffuse Phosphoreinträge dar.

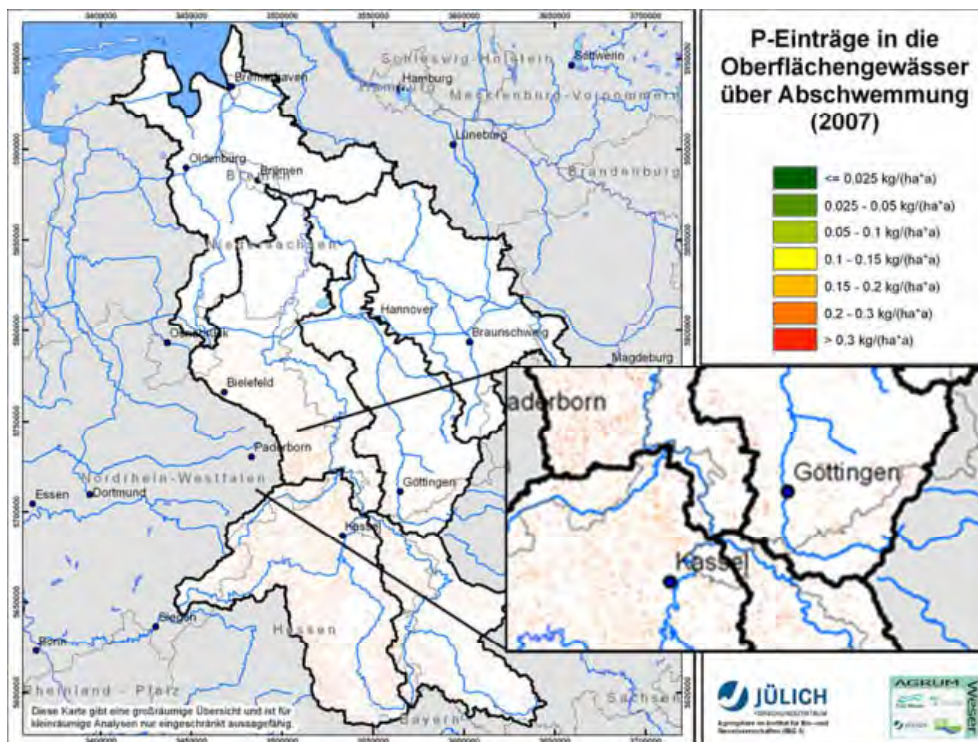
Karte 71: Mittlere jährliche Phosphoreinträge über Erosion (2007) auf Rasterbasis (100 x 100 m)



6.4.1.5 Phosphoreinträge in die Oberflächengewässer über Abschwemmung

Schwerpunkträume für Phosphoreinträge über Abschwemmung (Karte 72) sind das Weserbergland sowie u. a. die Einzugsgebiete von Eder und Fulda. Hier treten auf Dauergrünland im hängigen Gelände Phosphoreinträge von 0,3 kg P/(ha·a) und darüber auf. Aufgrund des relativ geringen flächenbezogenen Eintrags beträgt der gesamte Eintrag lediglich 40 t P/a.

Karte 72: Mittlere jährliche Phosphoreinträge über Abschwemmung (2007) auf Rasterbasis (100 x 100 m)



6.4.1.6 Phosphoreinträge aus atmosphärischer Deposition auf Wasserflächen

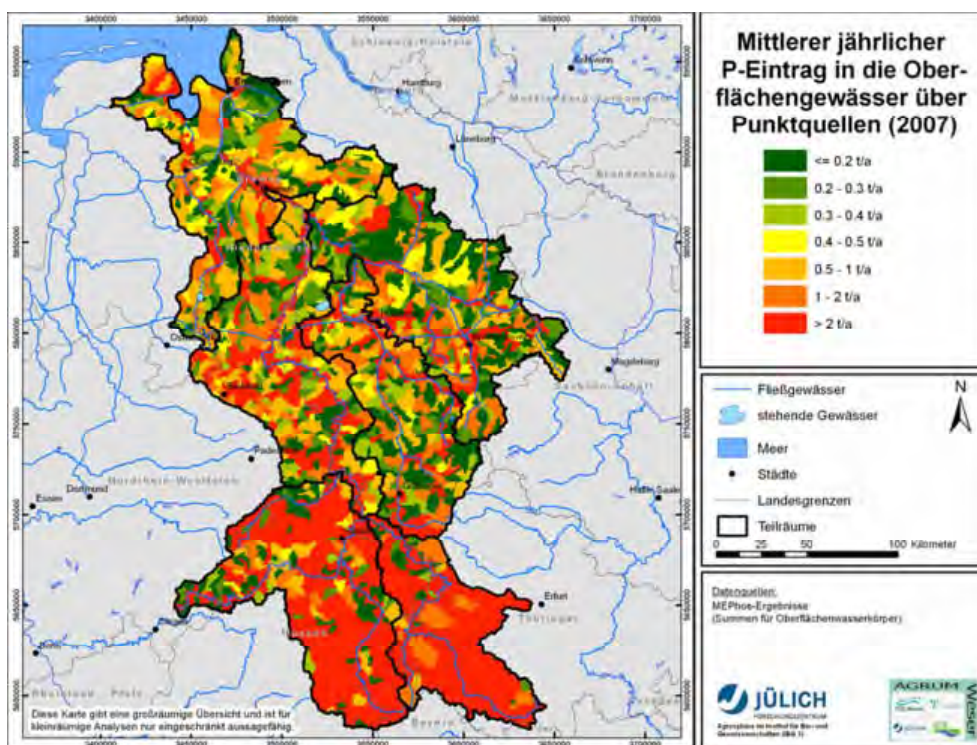
Mit ca. 30 t/a leisten Phosphoreinträge aus atmosphärischer Deposition auf Wasserflächen den zweitniedrigsten Beitrag zur Belastung der Oberflächengewässer. Mit entscheidend für den Phosphoreintrag ist die Breite der Oberflächengewässer, die sich jedoch im Kartenmaßstab des Projekts nicht darstellen lässt. Deshalb wird auf die Kartendarstellung an dieser Stelle verzichtet.

6.4.2 Punktuelle Phosphoreinträge in die Oberflächengewässer

Wie in Kapitel 3.4 ausgeführt, wurde in dem vorliegenden Abschlussbericht darauf verzichtet, alle Einzelmodule der Modelle MONERIS bzw. GROWA-DENUZ-WEKU-MEPHos sowie die entsprechenden Einzelergebnisse ausführlich darzustellen. Um Synergieeffekte bestmöglich zu nutzen und Doppelarbeit weitestgehend zu vermeiden, wurde vereinbart, dass eine ausführliche Modellbeschreibung bzw. eine nach Einzelpfaden differenzierende Ausweisung der Phosphoreinträge aus Punktquellen ausschließlich in den entsprechenden Kapiteln des IGB erfolgt.

Folglich wird in diesem Kapitel nur die Summe der vom FZJ ermittelten Phosphoreinträge aus kommunalen Kläranlagen, industriellen Kläranlagen, Mischwasserentlastungen sowie aus der Trennkanalisation ausgewiesen (Karte 73). Die Phosphoreinträge aus Kläranlagen und industriellen Direkteinleitern wurden hierbei direkt auf die Teileinzugsgebiete, in denen die Phosphoreinträge realisiert werden, bezogen. Für die differenzierteren einzelpfadbezogenen Darstellungen der Punkteinträge verweisen wir auf die Kapitel 6.5.1.1 und 6.5.1.6. Die Gesamtsumme des vom FZJ berechneten Phosphoreintrags aus Punktquellen liegt bei ca. 1.350 t P/a.

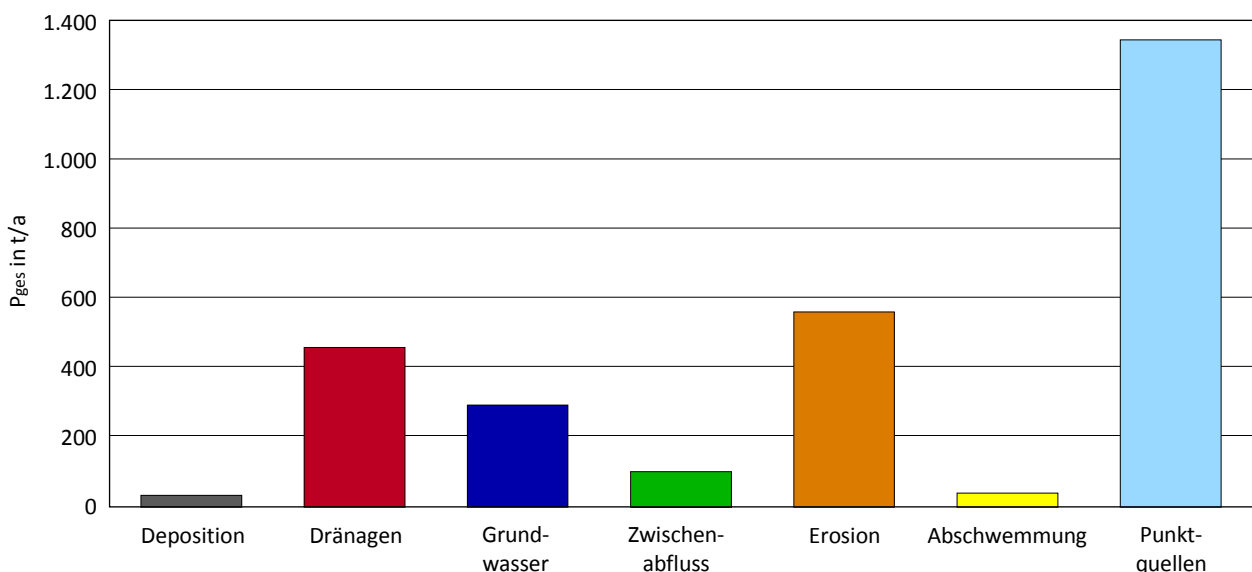
Karte 73: Gesamtsumme des mittleren Phosphoreintrags über Punktquellen und urbane Systeme (2007) in der Flussgebietseinheit Weser



6.4.3 Gesamte Phosphoreinträge aus punktuellen und diffusen Quellen

Abbildung 39 zeigt die Verteilung auf die einzelnen Eintragspfade. Das Verhältnis diffuser zu punktuellen Quellen ist mit 52 zu 48 % relativ ausgeglichen. Mit ca. 20 % oder ca. 560 t/a stellt die Erosion die bedeutsamste diffuse Phosphorquelle dar. Dann folgen Dränagen (ca. 460 t/a oder 16 %) und Grundwasser (ca. 290 t P/a oder 10 %). Eine weitere Spezifikation der punktförmigen Phosphoreinträge erfolgt in den Kapiteln 6.5.1.1 und 6.5.1.6 des IGB.

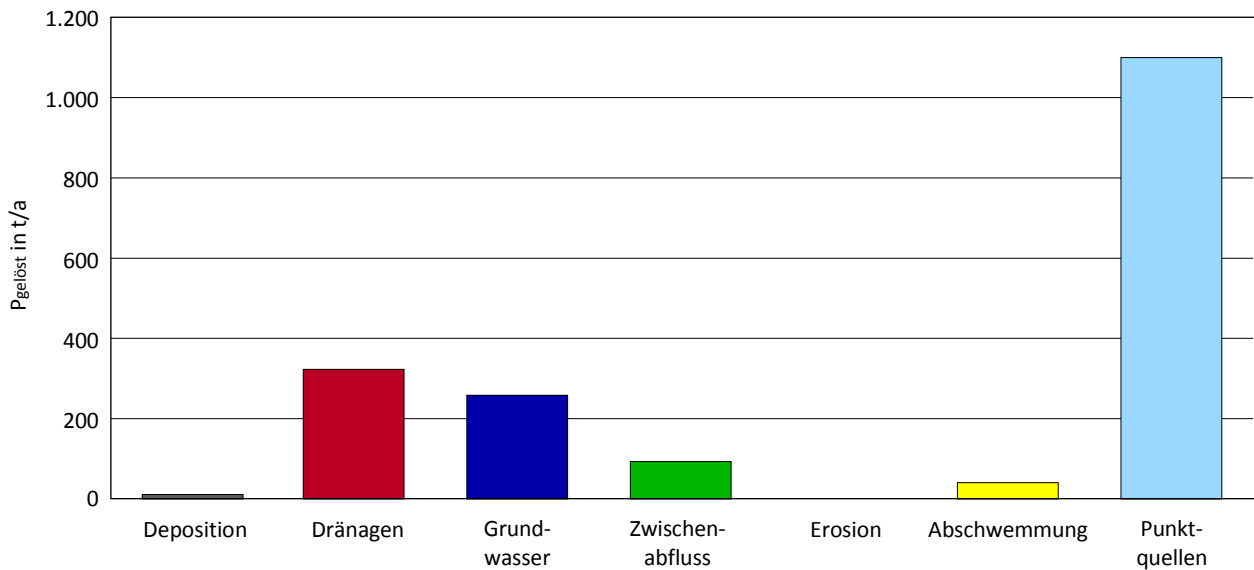
Abbildung 39: Phosphoreinträge in der Flussgebietseinheit Weser nach Eintragspfaden (absolut, gerundet)



Quelle: Eigene Darstellung.

Um Aussagen zur Eutrophierungsrelevanz von Phosphoreinträgen in Binnengewässern zu treffen, ist der Parameter Gesamtphosphor nur von eingeschränkter Aussagekraft. In diesem Zusammenhang ist auf den gelösten Anteil bzw. den Parameter ortho-Phosphor abzustellen. Da letzterer in dieser Studie nicht Gegenstand der Modellierung war, wurde der gelöste Anteil am Gesamtphosphor geschätzt, wie dies von Tetzlaff et al. (2009) für das Bundesland Hessen durchgeführt wurde. Daraus ergibt sich folgende Verteilung der Eintragspfade am Gesamteintrag des gelösten Phosphors (Abbildung 40). Die Relevanz von Erosion als dem wichtigsten diffusen Eintragspfad geht zurück. Stattdessen bleibt die Bedeutung der Punktquellen, v. a. der Kläranlagen, für den Phosphoreintrag hoch und steigt von 48 auf 60 %.

Abbildung 40: Einträge von gelöstem Phosphor in der Flussgebietseinheit Weser nach Eintragspfaden (absolut)



Quelle: Eigene Berechnungen.

Um festzustellen, wie repräsentativ die Bedeutung der einzelnen Eintragspfade für den Gesamteintrag von Gesamtphosphor in der Flussgebietseinheit Weser ist, wurden die Anteile auch für die Einzugsgebiete der Gütemessstellen ermittelt. Wie die Abbildung 50, Abbildung 51 und Abbildung 52 (siehe Anhang) zeigen, gelangen in den meisten südlichen Teileinzugsgebieten über den diffusen Eintragspfad Erosion die höchsten Phosphoreinträge in die Oberflächengewässer. Man erkennt die Tendenz, dass sich mit zunehmenden Flächenanteilen der Teileinzugsgebiete am Lockergesteinsbereich des Wesereinzugsgebiets die diffusen Eintragungsschwerpunkte von Erosion hin zu Dränagen und Grundwasser verlagern. Dies erscheint plausibel vor dem Hintergrund der Aussagen in den Kapiteln 6.5.1 bis 6.5.7.

In Tabelle 22 sind für die Flussgebietseinheit Weser modellierte diffuse Phosphoreinträge nach Teilräumen aufgeschlüsselt. Dabei werden noch einmal die bereits geschilderten Trends in der räumlichen Verteilung einzelner Eintragspfade deutlich. Erosionsbürtige Phosphoreinträge nehmen von Süd nach Nord ab. Gleiches gilt für den natürlichen Zwischenabfluss. Phosphoreinträge aus Dränagen spielen schwerpunktmäßig im Tiefland eine Rolle, während ihr Beitrag zur Gewässerbelastung im Süden sehr gering ist.

Tabelle 22: Gesamte Phosphoreinträge aus diffusen Quellen in der Flussgebietseinheit Weser, differenziert nach Teilräumen

	Deposition auf Gewässer- flächen	Dränagen	Grund- wasser	Nat. Zwischen- abfluss	Erosion	Ab- schwem- mung	Punkt- quellen + urbane Systeme
Summe 2007 (t/a)							
Aller	5	44	51	4	14	<1	163
Fulda/Dieme	4	2	48	32	216	20	353
Leine	3	8	31	17	86	4	168
Ober- und Mittelweser	8	41	51	20	166	7	273
Tide-weser	9	363	77	1	1	<1	216
Werra	2	1	29	22	80	9	180
FGE Weser	31	459	287	96	563	40	1.353

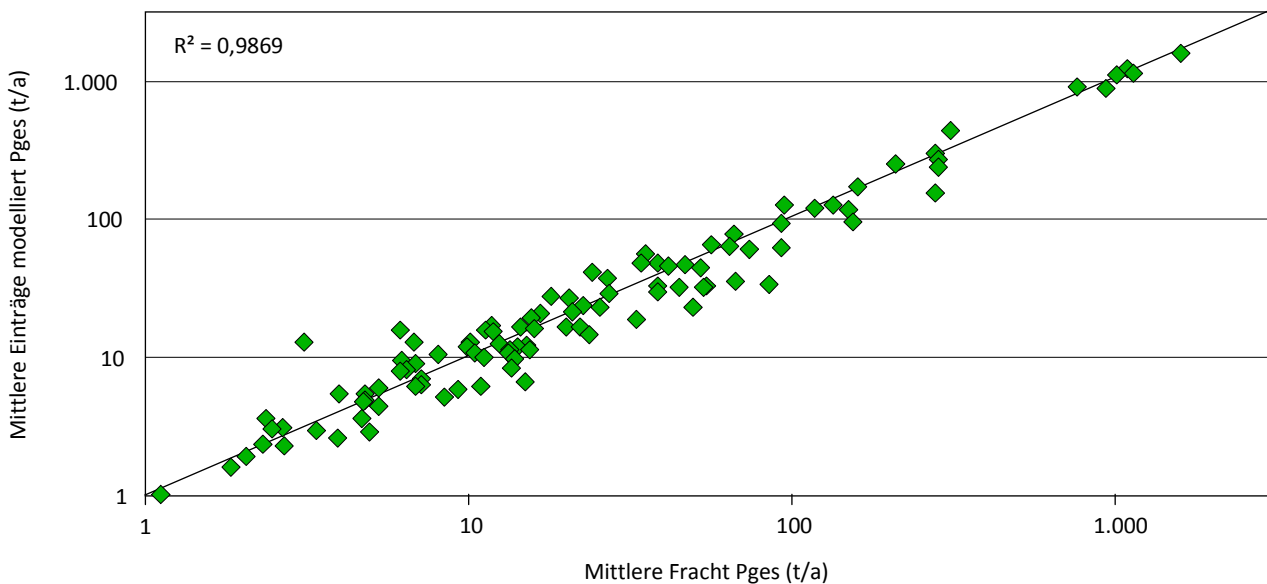
6.4.4 Validierung der modellierten Phosphoreinträge in die Oberflächengewässer aus diffusen und punktuellen Quellen

Um die Güte der Modellergebnisse zu überprüfen, wird ein Vergleich der Gesamteinträge über alle Eintragspfade mit mehrjährigen mittleren Frachten durchgeführt, die für Gütemessstellen ermittelt wurden. Hierzu mussten im Zeitraum 2000 bis 2010 mindestens 50 Messungen des Güteparameters Gesamtposphor sowie Abflüsse in täglicher Auflösung an einem nahe liegenden Abflusspegel zur Verfügung stehen. In der Regel liegen ca. 13 Gütemessungen pro Jahr vor. Die Frachten wurden mittels der OSPAR-Methode (OSPAR 1998) geschätzt. Verwendbare Frachten liegen für 103 Messstellen vor. Hinzu kommen langjährige Messreihen für zwei Messstationen in Hessen. Im Unterschied zum Stickstoff, bei dem gasförmige Verluste aus dem Oberflächengewässer auftreten, wird bei Phosphor keine Retention betrachtet, da eine dauerhafte Fixierung von Phosphor, z. B. durch Sedimentation von Schwebstoff und partikulär gebundenem Phosphor in Stillwasserbereichen für die schnell fließenden Mittelgebirgsbäche oder für die durch Baggerung beräumte Bundeswasserstraße Weser als nicht signifikant erachtet wird.

Das Ergebnis der Validierung zeigt Abbildung 41. Man erkennt eine grundsätzlich gute Übereinstimmung der Frachten aus Messwerten und der Modellergebnisse über den gesamten Wertebereich. Das Bestimmtheitsmaß ist mit 0,99 sehr hoch. Tendenzen einer systematischen Überschätzung der Gütefrachten, wie sie durch eine Nichtberücksichtigung der Retention entstehen würden, wenn diese in der Flussgebietseinheit erforderlich wäre, sind nicht zu erkennen. Abschnittsweise fällt bei einigen Teileinzugsgebieten eine erhöhte Abweichung von der 1 : 1-Linie sowohl mit positivem als auch negativem Vorzeichen (Streuung) auf. Folgende, sich auch überlagernde, Aspekte werden als Gründe für die teilweise erhöhte Streuung gesehen:

- Durch die flächendifferenzierte Modellierung des Wasserhaushalts und die Übernahme der modellierten Wasserhaushaltsergebnisse in die Stofftransportmodellierung entstehen bereits Abweichungen, da der Fehler des Wasserhaushalts sich linear in der Stofftransportmodellierung fortsetzt.
- Die Ermittlung der Einträge aus Regenwasserkanälen und Mischwasserentlastung muss aufgrund der Datenlage pauschaler Modellparameter für jedes Bundesland in der Weser ansetzen. Insgesamt kann, bezogen auf einen Anrainerstaat oder die Weser, insgesamt die Größenordnung zutreffen, bei Betrachtung auf Teileinzugsgebietsebene kann jedoch der Fehler zunehmen, da Besonderheiten des Teileinzugsgebiets nicht berücksichtigt werden. Bessere Daten stehen in diesem Projekt jedoch nicht zur Verfügung.
- Für die Modellierung des Stoffeintrags über die wasser gebundenen Pfade (Dränagen, Grundwasser, Abschwemmung, Regenwasserkanalisation, Mischwasserentlastung) gehen Wasserhaushaltsdaten der Zeitperiode 1983 bis 2005 in das Modell ein. Die Modellergebnisse zum Stoffeintrag werden jedoch für einen repräsentativen IST-Zustand ermittelt, der möglichst aktuell sein muss. Im Ergebnis führt dies zu einer weiteren „Unwucht“ in der Bilanzierung. Dies kann jedoch im vorliegenden Projekt nicht mehr weiter berücksichtigt werden. Die Unterschiede im Gesamtabfluss zwischen 1983 bis 2005 und 2000 bis 2010 machen z. B. $\pm 10\%$ aus und können vereinzelt größer sein.

Abbildung 41: Validierung der MEPhos-Modellergebnisse an Frachten im Gewässer

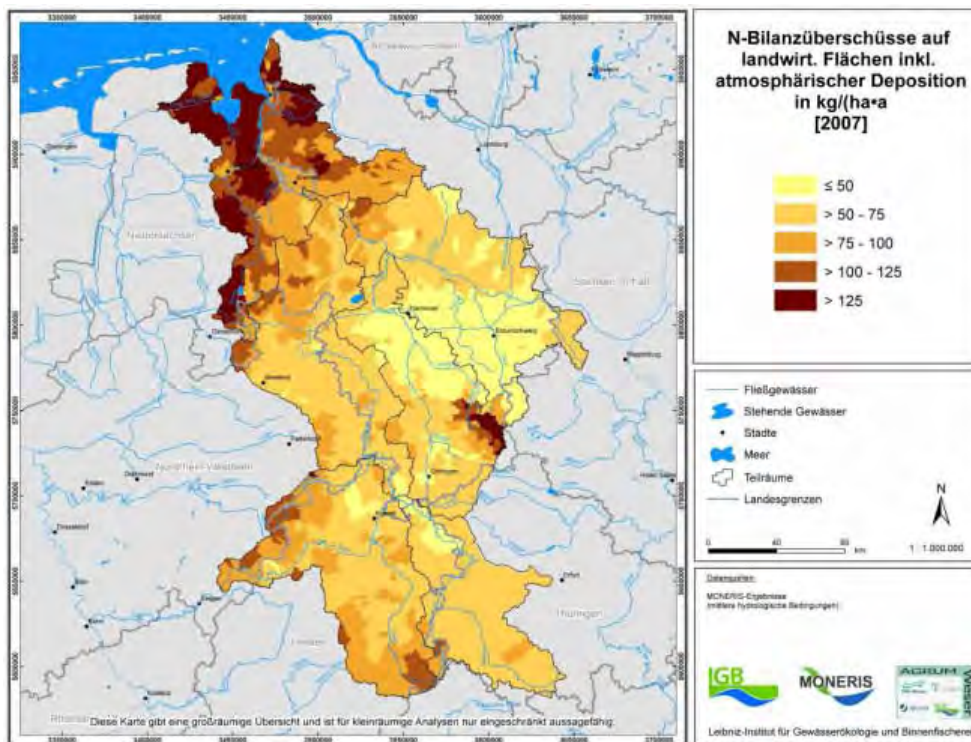


Quelle: Eigene Darstellung der Modellergebnisse und Messstellendaten der FGG Weser.

6.5 Nährstoffeinträge in die Oberflächengewässer über die vom IGB unterschiedenen Eintragspfade

Mit dem Modell MONERIS wurden Nährstoffeinträge in die Gewässer der Flussgebietseinheit Weser auf Grundlage der am Thünen-Institut für Ländliche Räume in Braunschweig ermittelten Stickstoffbilanzüberschüsse für das Jahr 2007 bei mittleren hydrologischen Bedingungen (20-jähriges Mittel: 1983 bis 2007) berechnet. Die Stickstoffbilanzüberschüsse 2007 inklusive Deposition sind in Karte 74 auf Teileinzugsgebietsebene dargestellt. Da die Depositionswerte (Gauger et al., 2008) für das Jahr 2007 aufgrund der Trockenheit als nicht geeignet angesehen werden (Gauger, mündliche Mitteilung), wurde ein Mittelwert der Depositionswerte von 2006 und 2008 verwendet. Andere Landnutzungen gingen mit den jeweils relevanten Stickstoffdepositionen nach Gauger in MONERIS ein.

Karte 74: Stickstoffbilanzüberschüsse inklusive atmosphärische Deposition (2007) (spezifischer Wert, bezogen auf OWK)



6.5.1 Pfadbezogene Auswertung der räumlichen Verteilung der Stickstoff- und Phosphoreinträge

6.5.1.1 Nährstoffeinträge über Punktquellen

Insgesamt sind für die Flussgebietseinheit Weser durch die Bundesländer Abläufe und Konzentrationen von 784 Kläranlagen erfasst und dem IGB zur Verfügung gestellt worden. Die insgesamt für die Weser berechneten Einträge aus Punktquellen von 710 t P/a und 6.100 t N/a setzen sich aus 700 t/P a und 5.880 t N/a über kommunale Kläranlagen zusammen, die Differenz zu den Gesamteinträgen aus Punktquellen stammt aus industriellen Direkteinleitern. 59 % der Kläranlagen verfügen über weniger als 5.000 angeschlossene Einwohnerwerte und nur 3 % über mehr als 100.000 angeschlossene Einwohnerwerte.

Die Kläranlagen der Größenklasse (GK) 5 reinigen das Abwasser von 48 % aller an Kläranlagen angeschlossenen Einwohner. Die GK 5, tragen jedoch nur zu 19 % der gesamten TP-Einleitungen aus allen Kläranlagen bei. Die Kläranlagen der GK 4 hingegen entsorgen das Abwasser von 38 % aller an Kläranlagen angeschlossenen Einwohner und tragen zu 39 % der gesamten TP-Einträge aus Kläranlagen bei. Somit verfügt die GK 4 über ein deutlich schlechteres Einwohner-Fracht-Verhältnis als die GK 5. Für die Kläranlagen der GK 1 bis 3 ergibt sich ein noch deutlich ungünstigeres Einwohner-Fracht-Verhältnis (Tabelle 23). Diese entsorgen 13 % des Abwassers, tragen jedoch zusammen 43 % der gesamten Einleitungen aus Kläranlagen bei. Die beschriebene Verteilung der Einwohner-Fracht-Verhältnisse deutet an, dass konzentrierte Maßnahmen für Kläranlagen der GK 4 das höchste Reduktionspotenzial aufweisen.

Tabelle 23: Kläranlagengrößenklassen nach angeschlossenen Einwohnern sowie die Gesamtanzahl der angeschlossenen Einwohner, die Summe der TP-Einleitung und die mittleren TP-Konzentrationen im Ablauf für das Jahr 2007

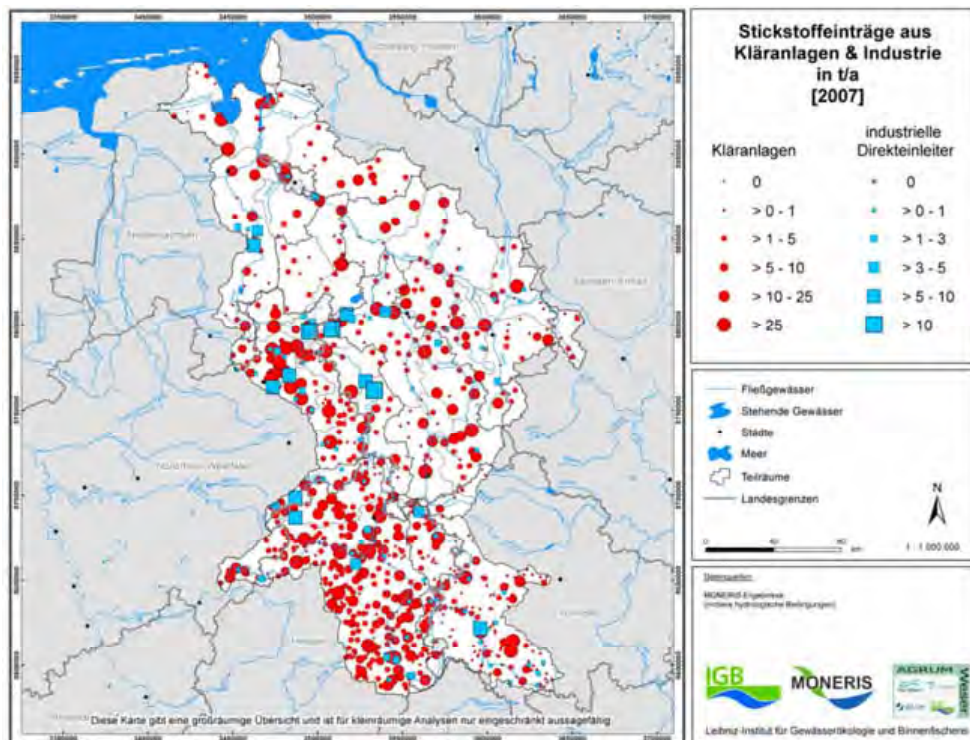
Größenklasse	Einheit	1	2	3	4	5
Kapazität in Einwohnern	EW	< 1.000	1.000 - 5.000	5001 - 10.000	10.001 - 100.000	> 100.000
Gesamtanzahl der Kläranlagen 2007	EW %	245 31	221 28	111 14	182 23	25 3
Summe der Einwohnerwerte	1.000 EW %	89 1	599 5	838 7	4.419 38	5.541 48
Summe der TP-Einleitung	t/a %	36 5	159 23	102 15	270 39	133 19
Mittlere TP-Konzentration im Ablauf	mg/l ± Stabw.	3,83 ± 3,71	1,88 ± 1,37	1,27 ± 0,96	0,81 ± 0,51	0,4 ± 0,16
Abflussgewichte TP-Konzentration	mg/l	1,75	1,64	1,15	0,76	0,42

Quelle: Eigene Berechnungen.

Betrachtet man die mittleren TP-Ablaufkonzentrationen zeigt sich, dass die Kläranlagen der GK 4 bereits im Mittel Ablaufkonzentrationen von $<1 \text{ mg/l}$ haben und somit höchstwahrscheinlich bereits über eine P-Eliminierung verfügen. Dennoch zeigt die Standardabweichung, dass ein wesentlicher Anteil der TP-Ablaufkonzentrationen aus Kläranlagen dieser GK noch über 1 mg/l liegen. Für alle Größenklassen, außer GK 4, ergibt sich, dass die abflussgewichtete Konzentration geringer ist als die mittlere Konzentration in den Größenklassen. Das lässt darauf schließen, dass die größeren Anlagen eine Größenklasse bereits unter Verwendung optimierter oder technisch aufwändigerer Verfahren betrieben werden.

Die Stickstoffeinträge aus kommunalen Kläranlagen und industriellen Direkteinleitern sind in Karte 75 dargestellt. Die höchsten Einträge stammen aus den kommunalen Kläranlagen der großen Städte Bremen, Oldenburg, Wilhelmshaven, Hannover, Kassel und Göttingen. Die industriellen Einleiter (in blau dargestellt) liefern nur einen geringen Anteil der Einträge über Punktquellen. So sind jährliche Stickstoffeinträge von über 30 t N/a nur an drei Standorten vorhanden, in Bremen liegt ein Einleiter mit mehr als 100 t N/a .

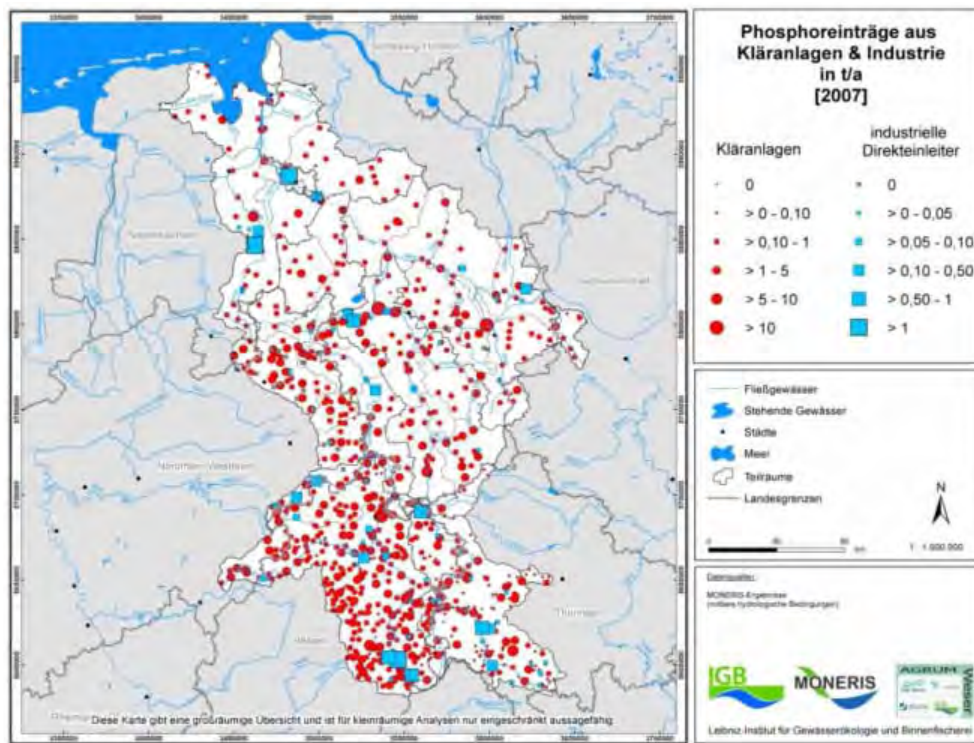
Karte 75: Stickstoffeintrag in die Oberflächengewässer aus kommunalen und industriellen Einleitern (2007)



Die Verteilung der Einträge im Einzugsgebiet zeigt, dass in weniger dicht besiedelten Gebieten (wie Thüringen) mit deutlich weniger kommunalen Kläranlagen sich geringere Einträge ergeben als z. B. in Hessen, wo aufgrund der höheren Besiedlungsdichte die Kläranlagen mehr Stickstoffeinträge liefern. Wie oben bereits angesprochen, ist dies in Thüringen auch durch den geringen Anschlussgrad von Haushalten an zentrale kommunale Kläranlagen zu erklären. Hessen hat einen

Anteil von 14 % der Einwohnergleichwerte am Gesamtgebiet der Flussgebietseinheit Weser, diese tragen jedoch 34 % der Stickstoffeinträge und 31 % der Phosphoreinträge über die Gesamteinträge aus kommunalen Kläranlagen und industriellen Direkteinleiter bei.

Karte 76: Phosphoreintrag in die Oberflächengewässer aus kommunalen und industriellen Einleitern (2007)

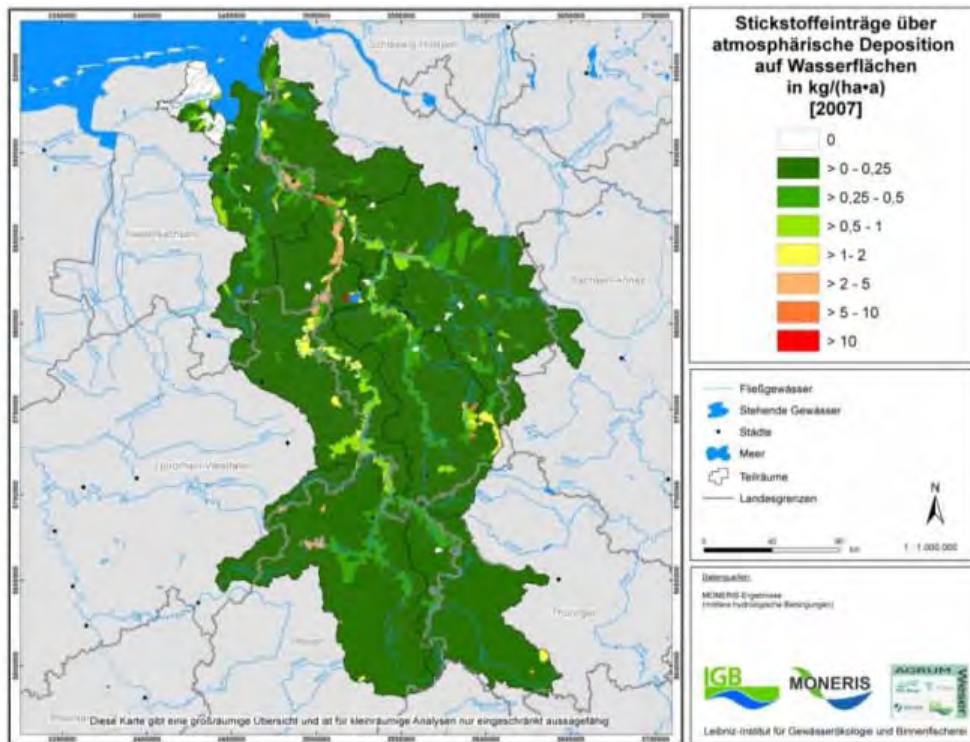


6.5.1.2 Direkteintrag in die Oberflächengewässer über atmosphärische Deposition

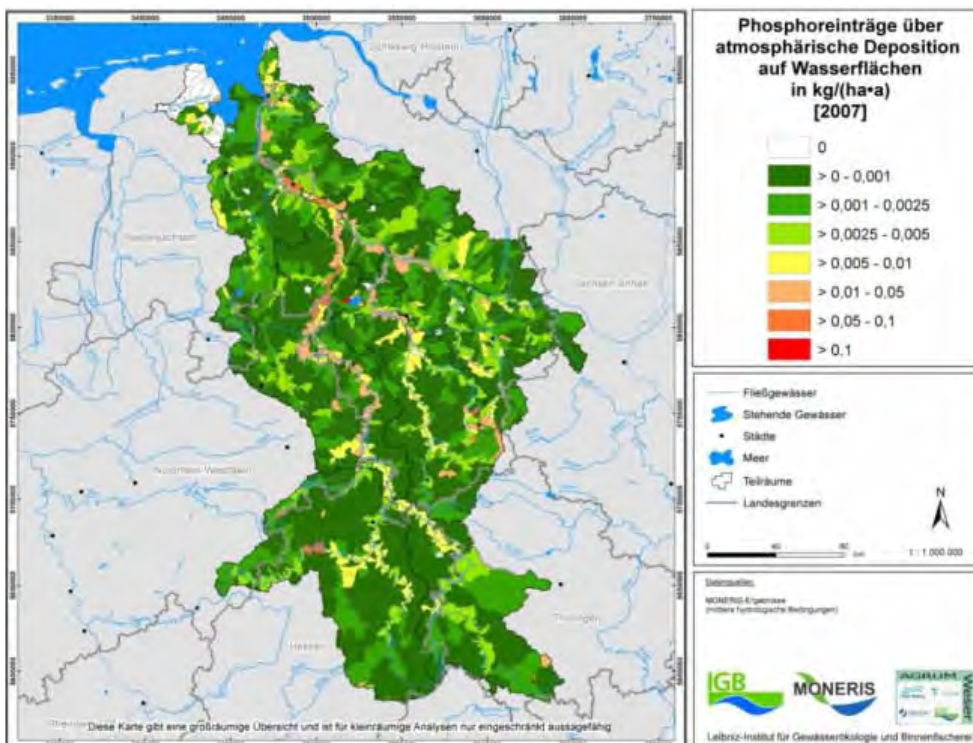
Da dieser Pfad nur die direkte Deposition auf die Oberflächengewässer berücksichtigt, ist der Anteil an den Gesamteinträgen aufgrund des geringen Anteils der Wasserflächen (Karte 83) an den Analysegebietsflächen insgesamt gering (Stickstoff: 1,1 %, Phosphor: 0,6 %) und nur für einzelne Analysegebiete von Bedeutung.

Da die Stickstoffdepositionswerte im nordöstlichen Teil der Flussgebietseinheit Weser am höchsten ausfallen, entfallen für diesen Eintragspfad auf die Teilräume Ober- und Mittelweser 32 % und Tideweser 30 % der Einträge.

Karte 77: Stickstoffeinträge über die atmosphärische Deposition auf Wasserflächen (2007) (spezifischer Wert, bezogen auf OWK)



Karte 78: Phosphoreinträge über die atmosphärische Deposition auf Wasserflächen (2007) (spezifischer Wert, bezogen auf OWK)

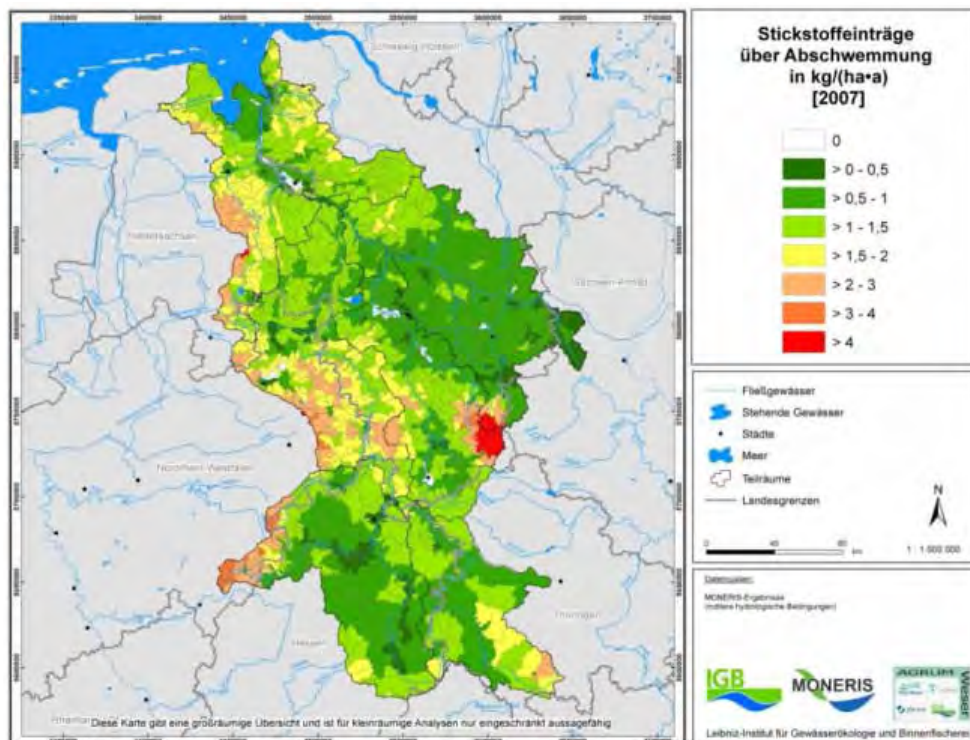


6.5.1.3 Nährstoffeinträge in die Oberflächengewässer durch Abschwemmung

Stickstoffeinträge über Abschwemmung in die Oberflächengewässer sind in Karte 79 dargestellt. Der Pfad Abschwemmung beschreibt den Transport der gelösten Nährstoffkomponente über den Oberflächenabfluss in die Oberflächengewässer. Die Wasserkomponente der Abschwemmung wird in MONERIS als Funktion des Gesamtabflusses auf Basis einer Fraktalanalyse ermittelt. Das Ergebnis dieser Analyse beschreibt den Oberflächenabfluss ähnlich wie eine Abflussganglinienseparation als prozentualer Abflussanteil. Eine Oberflächenabflussbildung wird anschließend nur für nicht versiegelte Flächen abzüglich der Wasserflächen berechnet und nach Acker, Grünland und Waldstandorten unterschieden. Die Nährstoffkomponente dieses Pfades wird auf Basis der atmosphärischen Deposition (Wald und nichtlandwirtschaftlich genutzte Flächen) und der Stickstoffüberschüsse (für landwirtschaftliche Flächen) berechnet.

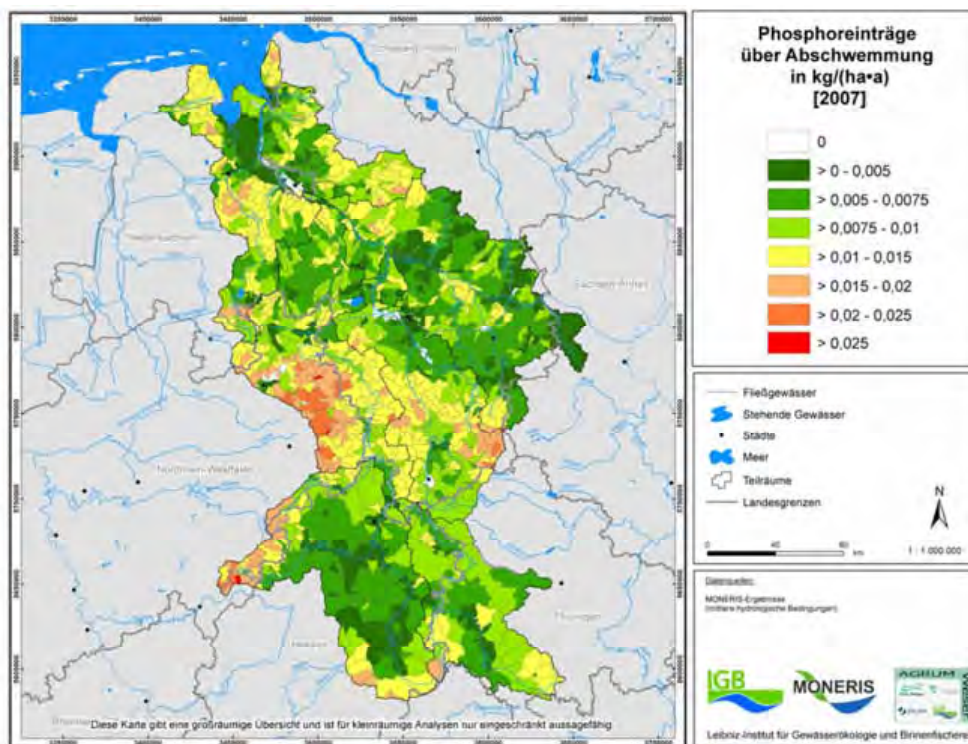
Aus diesen Gründen finden sich in den abflussreichen Regionen und im Harz (hier ergibt sich eine überdurchschnittlich hohe Stickstoffdeposition durch den Auskämmeffekt des Waldes und durch hohe Niederschläge) sowie in Gebieten mit erhöhten Stickstoffüberschüssen. Insgesamt trägt die Abschwemmung für Stickstoff 7 % an den Gesamteinträgen bei und variiert nur gering (6,5 bis 7,6 %) in den Teilräumen der Weser.

Karte 79: Stickstoffeinträge in die Oberflächengewässer über Abschwemmung (2007) (spezifischer Wert, bezogen auf OWK)



Die Wasserkomponente entspricht der für Stickstoff verwendeten Methode. Jedoch erfolgt die Berechnung der Phosphorkonzentrationen einem anderen Ansatz. Dieser basiert auf der Phosphorakkumulation, der sich daraus ergebenden Phosphorsättigung und der wasserlöslichen Phosphorfraktion nach Pöthig et al. (2010). Für Standorte mit einer geringen Phosphorsättigung wird Phosphor fast vollständig an Bodenpartikel sorbiert und kann nicht mehr als gelöste Fraktion transportiert werden. Somit ergeben sich die höchsten Phosphoreinträge für Ackerstandorte mit einer hohen Phosphorsättigung und sind überprägt durch die Verteilung des Wasserkomponente (Karte 80).

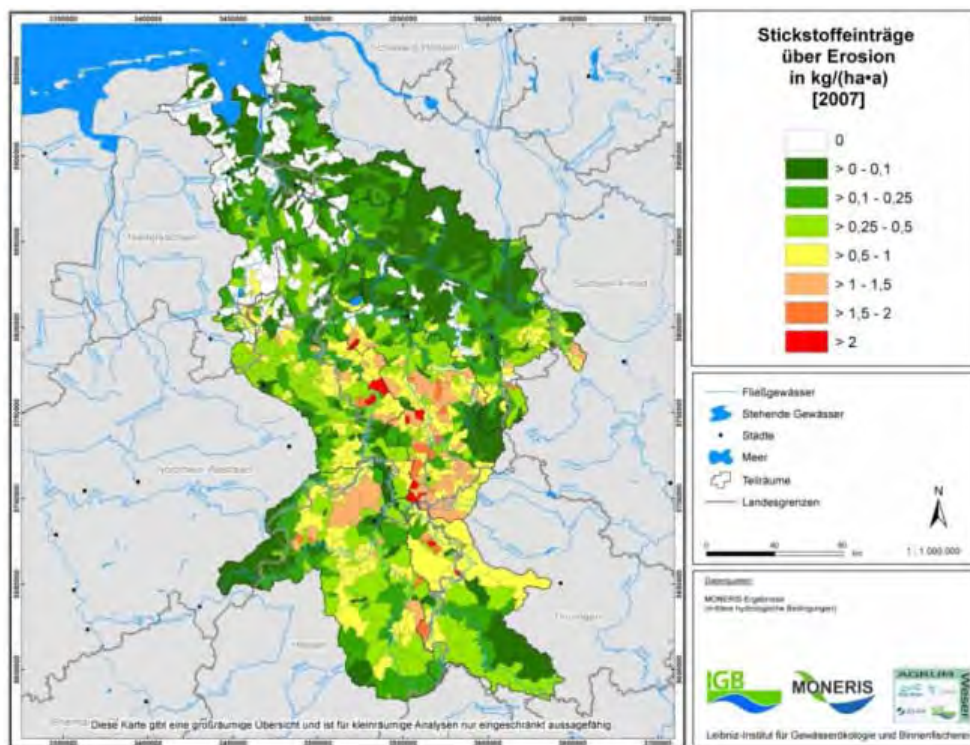
Karte 80: Phosphoreinträge in die Oberflächengewässer über Abschwemmung (2007) (spezifischer Wert, bezogen auf OWK)



6.5.1.4 Nährstoffeinträge über Erosion in die Oberflächengewässer

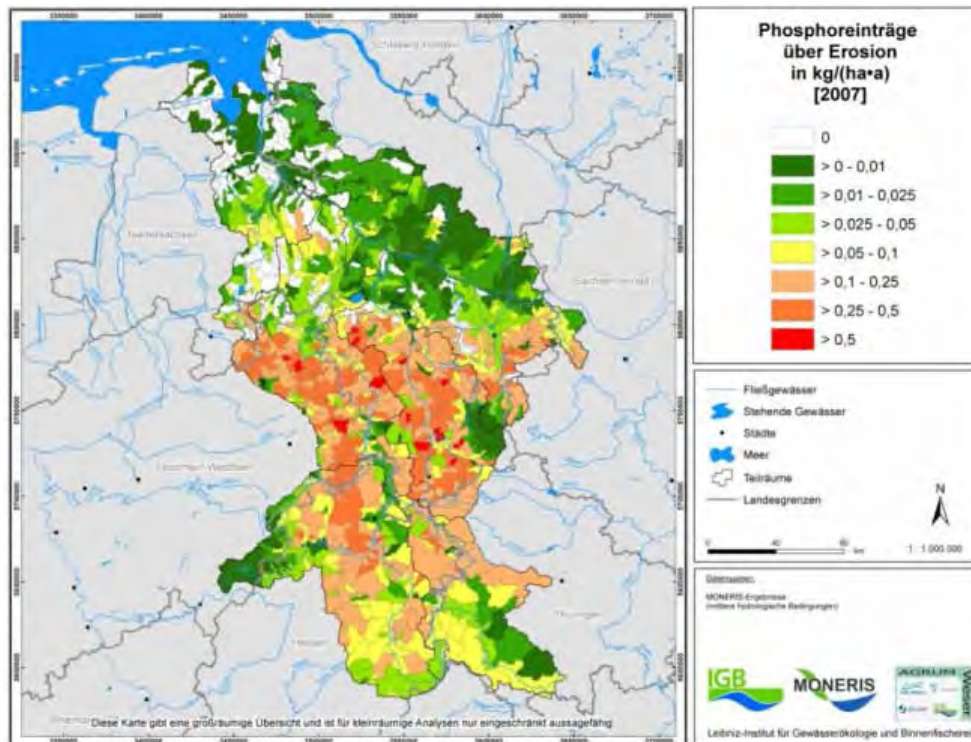
Karte 81 zeigt die Stickstoffeinträge über Erosion als spezifischen Wert, bezogen auf die gesamte Analysegebietsfläche. Sichtbar ist eine deutliche Zweiteilung, die sich im Wesentlichen durch die Verteilung des Gefälles ergibt. Im Norden liegen Einträge in der Regel unter $0,25 \text{ kg N}/(\text{ha}\cdot\text{a})$, während die Einträge im südlichen Einzugsgebiet mit ansteigender Hangneigung zunehmen und auf Werte von über $0,5 \text{ kg N}/(\text{ha}\cdot\text{a})$ bis über $3 \text{ kg N}/(\text{ha}\cdot\text{a})$. Lediglich in waldreichen Regionen (z. B. Harz, Rothaargebirge) liegen die Stickstoffeinträge über Erosion trotz erhöhtem Gefälle unter $0,1 \text{ kg N}/(\text{ha}\cdot\text{a})$

Karte 81: Stickstoffeinträge über Erosion in die Oberflächengewässer (2007) (spezifischer Wert, bezogen auf OWK)



Bei den Phosphoreinträgen (Karte 82) ist ebenfalls eine Zweiteilung vorhanden, allerdings liegen die Werte in den südlichen Teilräumen Werra und Fulda-Diemel deutlich niedriger. Dies liegt an der geringeren Phosphorakkumulation und den daraus abgeleiteten Phosphorgehalten im Boden für diese Teilräume, die in die Modellrechnungen eingehen.

Karte 82: Phosphoreinträge über Erosion in die Oberflächengewässer (2007) (spezifischer Wert, bezogen auf OWK)



6.5.1.5 Nährstoffeinträge über die Boden-Grundwasserpassage in die Oberflächengewässer

Dieses Kapitel umfasst die Eintragungspfade Dränagen und Grundwasser/Zwischenabfluss und stellt sie zusammenfassend vor. Zunächst werden hier die allgemeinen Aspekte zu den Einträgen über diese Pfade vorgestellt, anschließend die Gesamteinträge sowie deren räumliche Verteilung ausgewiesen.

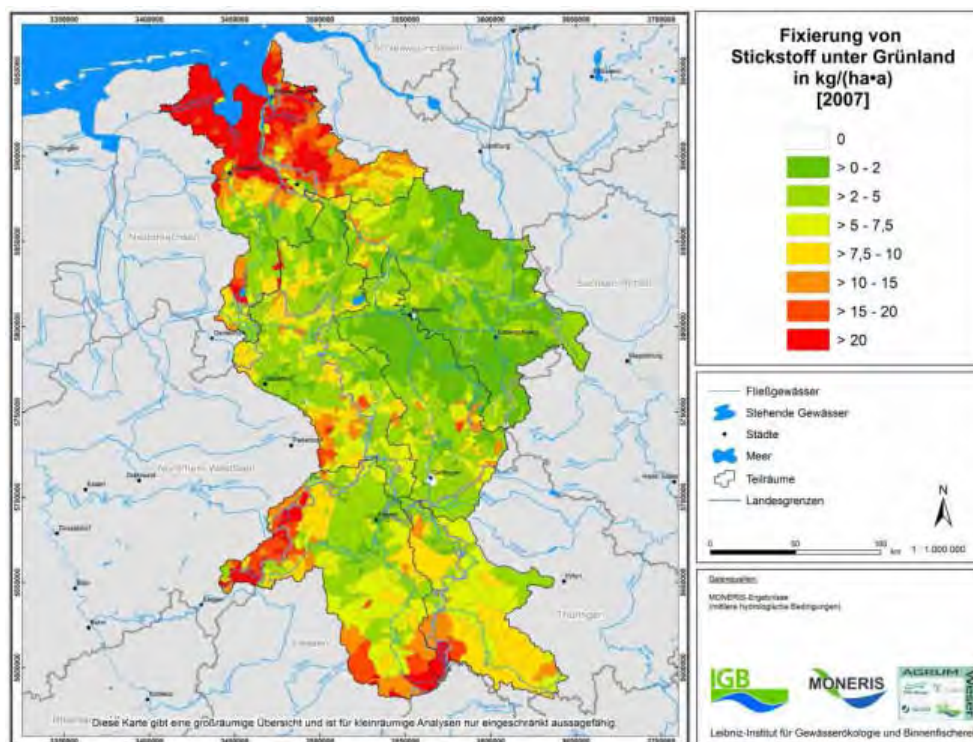
6.5.1.5.1 Nährstoffeinträge über Dränagen in die Oberflächengewässer

Grundlage für die Modellierung der Stickstoffeinträge in die Oberflächengewässer über Dränagen sind die vom FZJ ausgewiesenen dränierten Flächen (Karte 21). Die Darstellung erfolgte jedoch, wie bei den anderen Pfaden, auf Basis der Analysegebiete, da es sich um potenziell dränierter Flächen handelt und auch die Stickstoffbilanzüberschüsse nicht in der räumlichen Auflösung vorliegen, die eine detaillierte Darstellung rechtfertigen würden.

Auffällig sind hohe Einträge über Dränagen (teilweise $>40 \text{ kg N}/(\text{ha AU} \cdot \text{a})$) im Gebiet der Hunte, Wümme und Große Aue, in denen einerseits hohe Stickstoffbilanzüberschüsse umfangreiche Dränagen und relativ hohe Niederschläge vorliegen. Im Norden sind die Einträge – trotz teilweise

vergleichbarer Bedingungen – häufig geringer, da hier vor allem Grünlandflächen vorkommen. Für diese wurde in Anlehnung an den LBEG-Faktor und auf Basis gemessener Stickstoffkonzentrationen in Dränagen eine Fixierung in der Wurzelzone (Karte 83) berücksichtigt, die, im Vergleich zu dränierten Ackerflächen, zu deutlich geringeren Stickstoffeinträgen aus dränierten Grünlandflächen führen. Im östlichen Teil sind einige Dränageflächen mit Einträgen von 20 bis 30 kg/(ha AU · a) vorhanden, im südlichen Bereich ist nur in Thüringen ein Teilbereich dräniert, der Stickstoffeinträge in die Oberflächengewässer von 30 bis 40 kg/(ha AU · a) aufweist. Die Phosphoreinträge über Dränagen in die Oberflächengewässer zeigen ein ähnliches Bild. Im Norden liegen die Werte (aufgrund der vorwiegenden Nutzung als Grünland) jedoch deutlich unter denen im Resteinzugsgebietes.

Karte 83: Stickstofffixierung in der Wurzelzone unter dräniertem Grünland (2007) (spezifischer Wert, bezogen auf OWK)



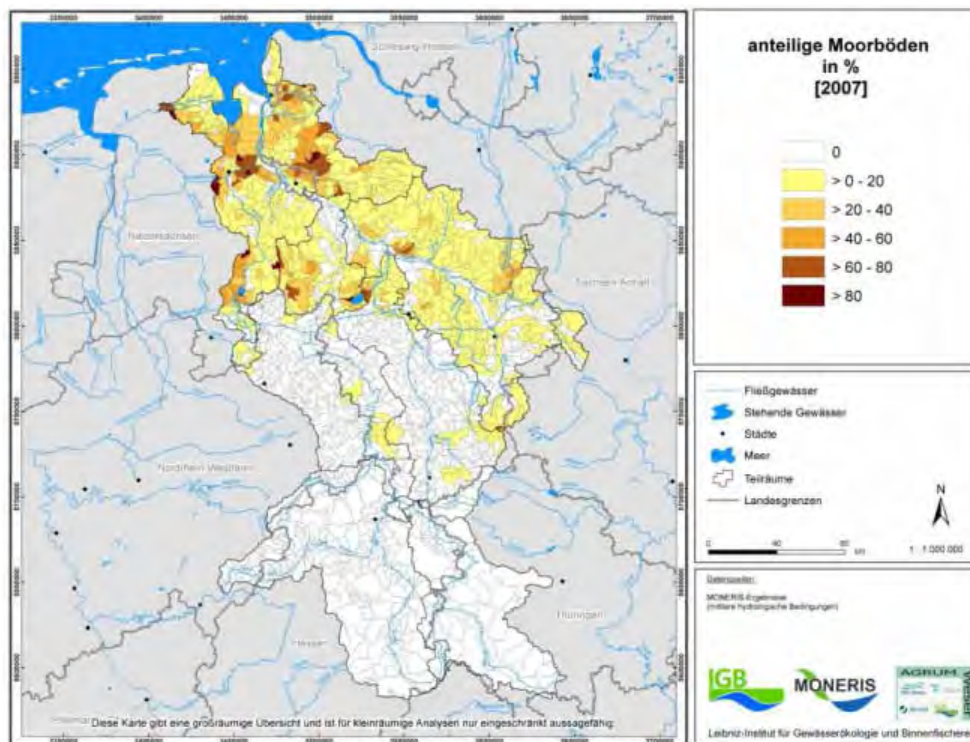
6.5.1.5.2 Nährstoffeinträge über Grundwasser/Zwischenabfluss in die Oberflächengewässer

Die Nährstoffeinträge in die Oberflächengewässer über Grundwasser und Zwischenabfluss sind in der Regel hoch, bei a) hohen Stickstoffbilanzüberschüssen, b) einem hohen Wasserdargebot (hohe Grundwasserneubildung, c) einem geringen Anteil anderer Abflusskomponenten, vor allem Dränagen, die das Sickerwasser direkt in die Oberflächengewässer ableiten. Zusätzlich weisen Festgesteinsbereiche eine deutlich geringere Retentionskapazität auf, sodass hier im Vergleich zum Lockergesteinsbereich bei vergleichbaren Rahmenbedingungen höhere Einträge resultieren.

Diese Faktoren führen in Kombination dazu, dass die Einträge über Grundwasser/Zwischenabfluss im Oberlauf der Weser, trotz fast durchgehend geringerer Stickstoffbilanzüberschüsse, höher sind als im Unterlauf.

Für Phosphor errechnen sich die Einträge über Grundwasser/Zwischenabfluss über bodenarten- und landnutzungsspezifische Konzentrationen und die Grundwasserspenden als flächengewichtetes Mittel. Für Hochmoore wurden mit 0,5 mg/l deutlich höhere Konzentrationen angenommen als für andere Standortbedingungen. Daher ergeben sich mit steigendem Anteil der Hochmoorflächen (Karte 84) erhöhte Einträge über diesen Eintragspfad. Aufgrund der festen zugrunde gelegten Konzentrationen wird die räumliche Verteilung der Einträge jedoch sehr stark von der Grundwasserspende überprägt und gesteuert.

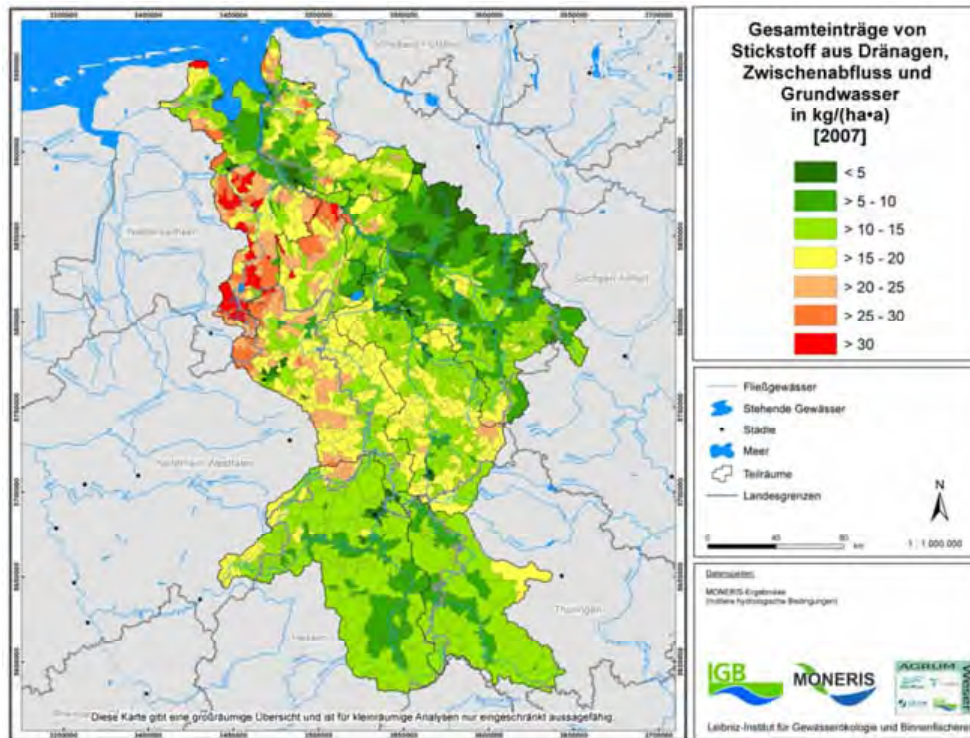
Karte 84: Anteil der Moorflächen an der Analysegebietsfläche



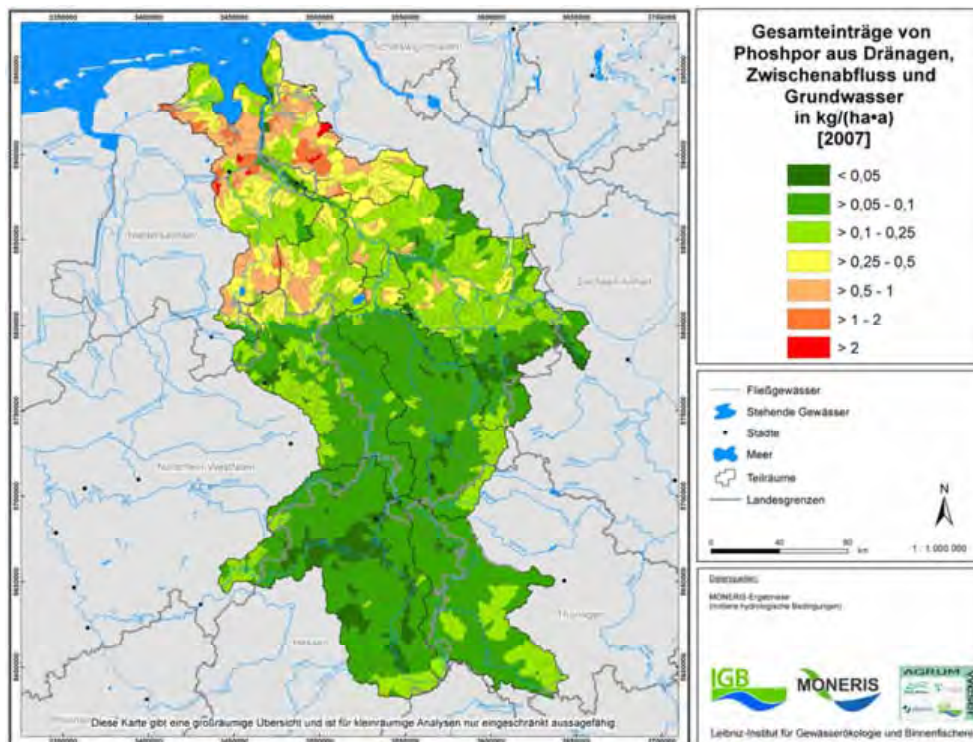
6.5.1.5.3 Räumliche Verteilung der Nährstoffeinträge über Dränagen und Grundwasser/Zwischenabfluss in die Oberflächengewässer

Auf Basis der in den letzten beiden Kapiteln vorgestellten Eintragsberechnungen ergibt sich folgende räumliche Verteilung der spezifischen Nährstoffeinträge für Stickstoff (Karte 85) und Phosphor (Karte 86) über die Pfade Dränagen und Grundwasser /Zwischenabfluss.

Karte 85: Spezifische Gesamteinträge von Stickstoff aus Dränagen, Zwischenabfluss und Grundwasser (spezifischer Wert, bezogen auf OWK)



Karte 86: Spezifische Gesamteinträge von Phosphor aus Dränagen, Zwischenabfluss und Grundwasser (spezifischer Wert, bezogen auf OWK)



6.5.1.6 Nährstoffeinträge über urbane Gebiete

Die Stickstoffeinträge über urbane Flächen sind vor allem in den großen Städten wie Bremen und Hannover mit $>4 \text{ kg N}/(\text{ha}\cdot\text{a})$ relevant. Außerhalb der Städte liegen die Einträge in der Regel deutlich unter $1 \text{ kg}/(\text{ha}\cdot\text{a})$. Mit flächendeckend über $2 \text{ kg N}/(\text{ha}\cdot\text{a})$ und teilweise über $4 \text{ kg N}/(\text{ha}\cdot\text{a})$ stellen die thüringischen Gebiete eine Ausnahme dar. Die hohen Einträge in Thüringen werden vor allem durch Haushalte verursacht, die an Kleinkläranlagen angeschlossen sind (Tabelle 23). Es wird davon ausgegangen, dass die in den Daten des Statistischen Bundesamtes als nur an die Kanalisation angeschlossenen Haushalte zumindest auch über eine Kleinkläranlage verfügen. Die Differenzierung zwischen Kleinkläranlagen, die über eine Boden-Grundwasserpassage einleiten und solche, die über einen Graben oder Rohr einleiten, erfolgt über einen Modellansatz in MONERIS. Dieser nimmt an, dass in Festgesteinsgebieten hauptsächlich über ein Rohr-/Grabensystem eingeleitet wird und im Lockergestein die Abwässer vorwiegend versickert werden. Nach Rücksprache mit der Thüringer Landesanstalt für Umwelt und Geologie (TLUG) sind die angenommenen Anschlussverhältnisse und Einleitungsvarianten sowie die daraus resultierenden Einträge durchaus realistisch und decken sich weitestgehend mit den Einschätzungen der TLUG.

Für die Phosphoreinträge aus urbanen Systemen ergibt sich ein ähnliches Verteilungsmuster (Tabelle 25) und auch eine vergleichbare Aufteilung in die verschiedenen Kompartimente des Eintragspfads wie für Stickstoff.

Tabelle 24: Differenzierte Stickstoffeinträge aus urbanen Systemen nach Bundesländern (ohne WWTP und industrielle Einleiter)

Stickstoff		TH	HE	NI	NW	ST	HB	Gesamt
Mischkanalisation	t/a	17	41	14	24	<1	3	98
Überläufe	%	1	19	1	6	<1	3	3
Trennkanalisation	t/a	14	60	845	175	8	81	1184
	%	1	28	46	43	23	88	31
Kleinkläranalgen (Rohr/Graben)	t/a	875	82	89	108	13	<1	1168
	%	73	38	5	27	39	<1	31
Sickergruben	t/a	<1	2	2	<1	<1	<1	5
	%	<1	1	<1	<1	<1	1	0
Kleinkläranlagen (Grundwasser) ¹⁾	t/a	38	5	605	48	7	6	709
	%	3	2	33	12	19	6	19
Abflusslose Gruben ²⁾	t/a	247	28	283	53	6	2	620
	%	21	13	15	13	18	3	16
TN Gesamteinträge	t/a	1191	218	1839	409	34	93	3784

1) Wird dem Eintragspfad Grundwasser zugerechnet.

2) Wird abtransportiert und dem Eintragspfad Punktquellen zugerechnet

Quelle: Eigene Berechnung.

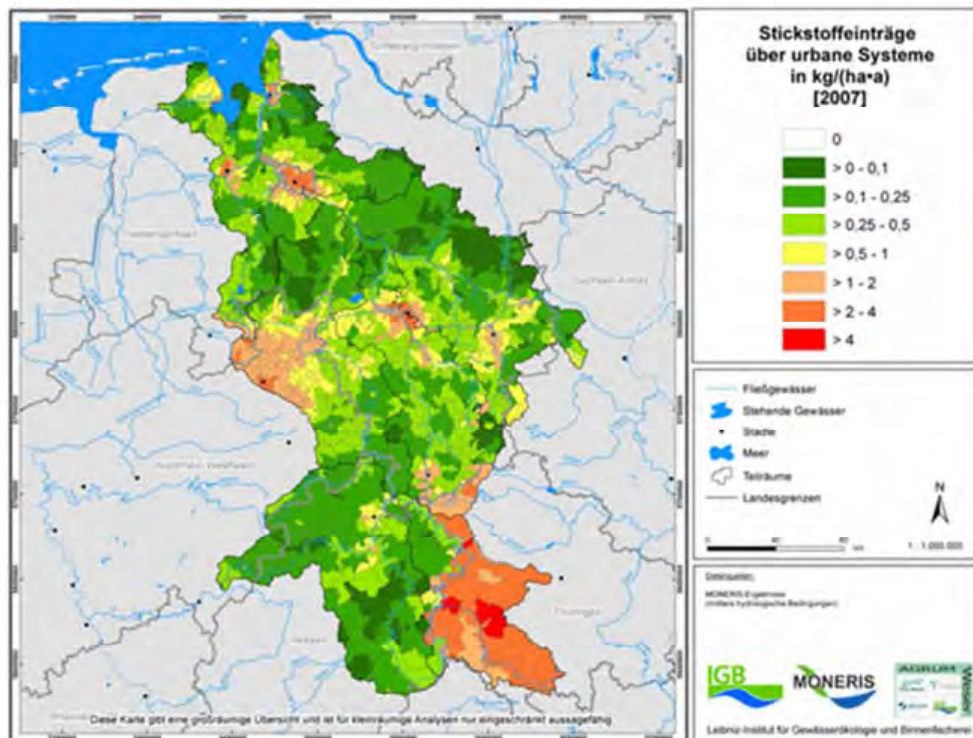
Tabelle 25: Differenzierte Phosphoreinträge aus urbanen Systemen nach Bundesländern (ohne WWTP und industrielle Einleiter)

Phosphor		TH	HE	NI	NW	ST	HB	Gesamt
Mischkanalisation	t/a	2,7	6,5	2,2	3,8	<0,1	0,4	15,6
Überläufe	%	2,0	22,0	1,0	7,0	<1	3,0	3,0
Trennkanalisation	t/a	2,5	10,8	148,0	27,7	1,7	13,3	204,0
	%	2,0	36,0	59,0	52,0	38,0	91,0	42,0
Kleinkläranalgen (Rohr/Graben)	t/a	115,3	10,8	11,8	14,3	1,8	<0,1	154,0
	%	86,0	36,0	5,0	27,0	38,0	<1	32,0
Sickergruben	t/a	5,1	0,7	79,8	6,3	0,9	0,8	93,6
	%	4,0	2,0	32,0	12,0	19,0	5,0	19,0
Kleinkläranalgen (Grundwasser) ¹⁾	t/a	8,8	1,0	7,5	1,5	0,2	0,1	19,2
	%	7,0	3,0	3,0	3,0	5,0	1,0	4,0
Abflusslose Gruben ²⁾	t/a	<0,1	0,2	0,2	<0,1	<0,1	<0,1	0,5
	%	<1	1,0	<1	<1	<1	<1	<1
TP Gesamteinträge	t/a	134,4	30,0	249,5	53,7	4,6	14,6	486,8

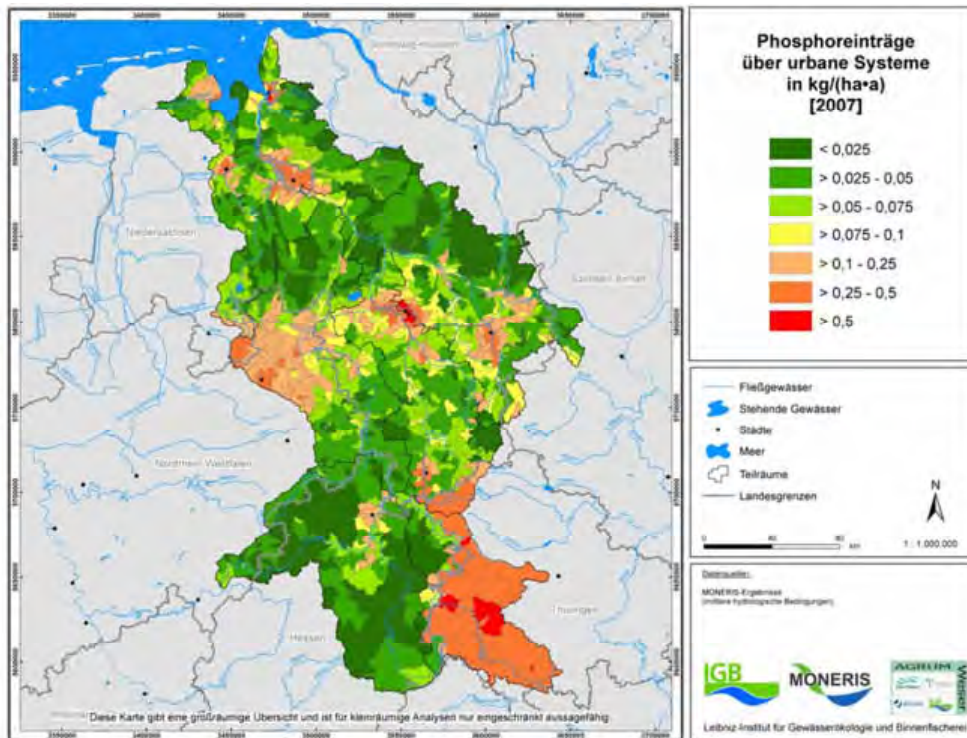
1) Wird dem Eintragungspfad Grundwasser zugerechnet.

2) Wird abtransportiert und dem Eintragungspfad Punktquellen zugerechnet

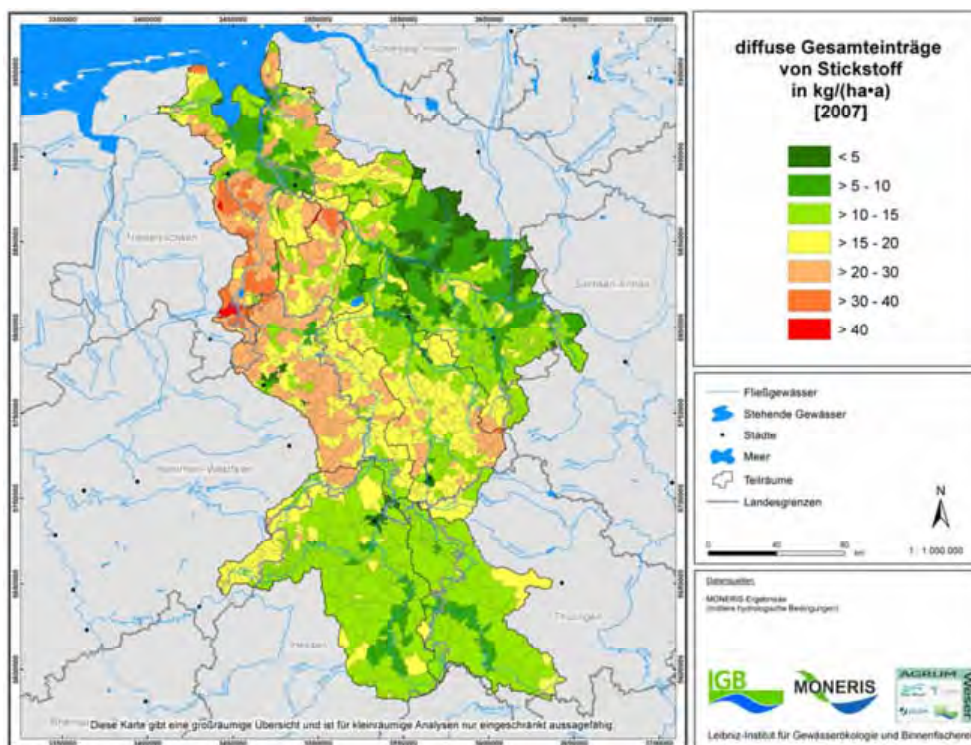
Quelle: Eigene Berechnung.

Karte 87: Stickstoffeinträge in die Oberflächengewässer über urbane Gebiete (2007) (spezifischer Wert, bezogen auf OWK)

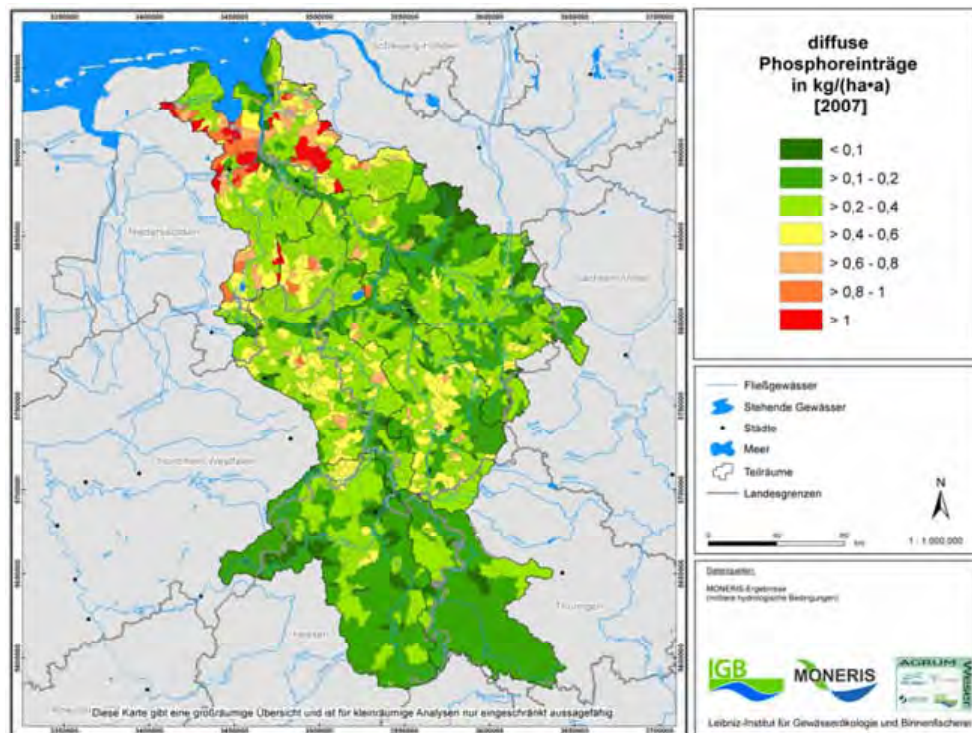
Karte 88: Phosphoreinträge in die Oberflächengewässer über urbane Gebiete (2007) (spezifischer Wert, bezogen auf OWK)



Karte 89: Stickstoffeinträge aus diffusen Quellen in die Oberflächengewässer (spezifischer Wert, bezogen auf OWK)



Karte 90: Phosphoreinträge aus diffusen Quellen in die Oberflächengewässer (spezifischer Wert, bezogen auf OWK)



6.5.2 Gesamte diffuse Nährstoffeinträge in Oberflächengewässer über alle diffusen Pfade nach IGB

Die diffusen Einträge setzen sich aus allen Eintragspfaden ausschließlich der urbanen Systeme und Punktquellen zusammen. Die diffusen spezifischen Nährstoffeinträge in der Weser liegen für Stickstoff im Mittel bei 15 kg N/(ha AU·a). Die mittleren spezifischen diffusen Einträge sind für die Teilräume der Hunte (26 kg N/(ha AU·a)) und der Ober- und Mittelweser (20 kg N/(ha AU·a)) am höchsten und können hier in den einzelnen Analysegebieten Werte von über 40 kg N/(ha AU·a) annehmen. Diese erklären sich durch die hohen Stickstoffbilanzüberschüsse, die hohen Stickstoffdepositionsraten (s. Kapitel 11.1, Karte 124 im Anhang) und den hohen Anteil an Drainageflächen, die zu einer schnelleren Wasserabfuhr und einer reduzierten Retentionskapazität führen. Die mittleren spezifischen diffusen Einträge sind mit 11 kg/(ha AU·a) für die Aller im Vergleich zu den anderen Teilräumen am geringsten.

Die spezifischen diffusen Phosphoreinträge liegen im Mittel bei 0,29 kg P/(ha AU·a) und schwanken zwischen 0,19 kg P/(ha AU·a) in Fulda/Diemel und Werra sowie 0,48 kg P/(ha AU·a) in der Tideweser. Die höchsten Werte in der Tideweser ergeben sich für die Teileinzugsgebiete unterhalb der Hunte und der Küstendirekteinzugsgebiete, für die aufgrund eines hohen Anteils an Mooren und hoher Niederschläge die höchsten spezifischen Einträge über die Pfade Drainage und Grundwasser/Zwischenabfluss berechnet wurden.

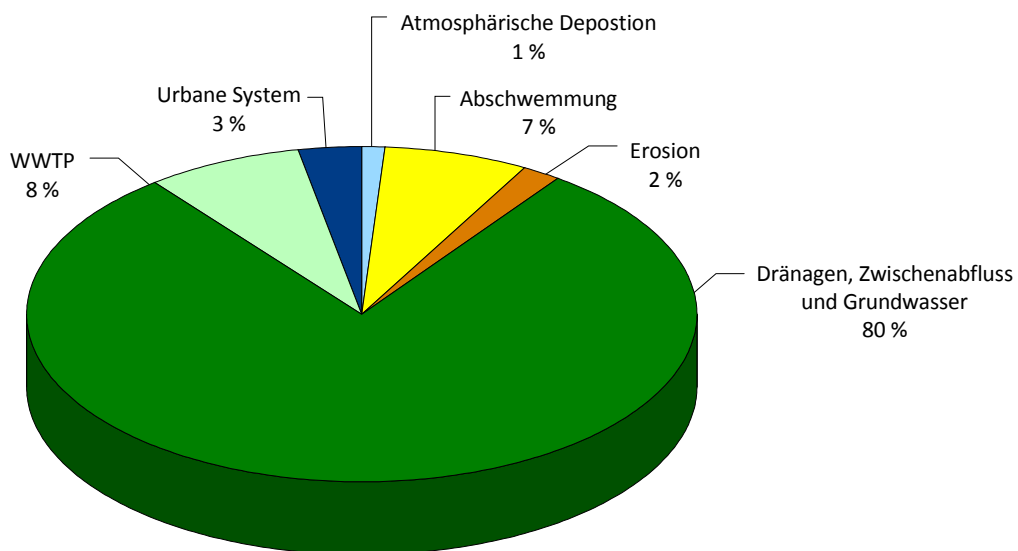
6.5.3 Zusammenfassende Beschreibung der Nährstoffeinträge und ihre räumliche Verteilung

6.5.3.1 Verteilung der Einträge in den Teilräumen

Im Projekt AGRUM⁺ wurde MONERIS vollständig für alle Eintragspfade und unter Berücksichtigung aller Modellweiterentwicklungen angewendet. Für die Darstellung der Ergebnisse wurden jedoch, wie in Kapitel 3 beschrieben, für MONERIS die Ergebnisse der Eintragspfade Dränage und Grundwasser/Zwischenabfluss zusammengefasst dargestellt.

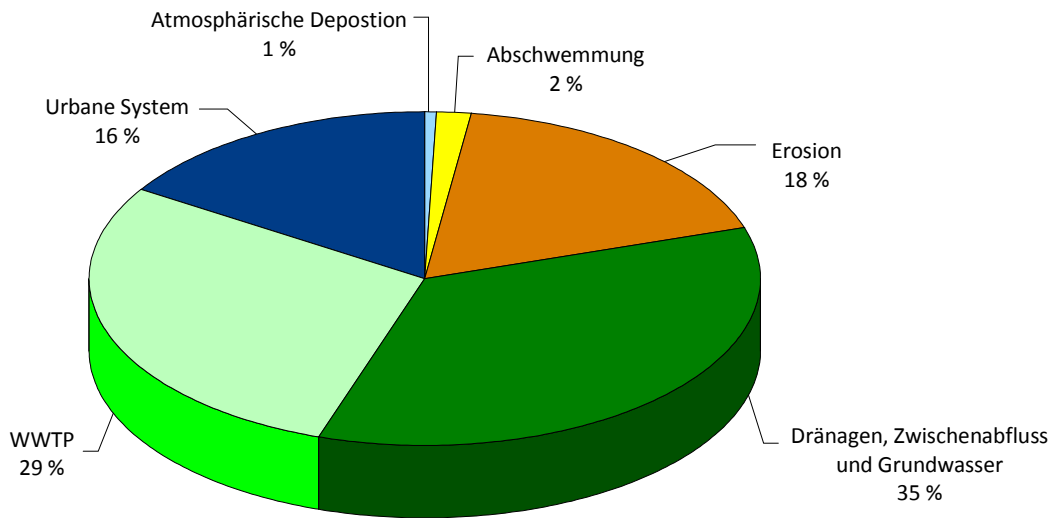
Bei Stickstoff werden die Einträge hauptsächlich über folgende Pfade realisiert: Dränagen/Grundwasser/Zwischenabfluss (80 %), und Punktquellen (8 %). Phosphoreinträge gelangen im Wesentlichen über Punktquellen (29 %), Dränagen/Grundwasser/Zwischenabfluss (35 %) und Erosion (18 %) in das Gewässer (s. Abbildung 42 und Abbildung 43).

Abbildung 42: Pfade des Stickstoffeintrags in die Gewässer der Flussgebietseinheit Weser (2007)



Quelle: Eigene Darstellung.

Abbildung 43: Pfade des Phosphoreintrags in die Gewässer der Flussgebietseinheit Weser (2007)



Quelle: Eigene Darstellung.

Die Einträge über diese Pfade variieren innerhalb der fünf Teilräume der Flussgebietseinheit Weser (s. Tabelle 26 und Tabelle 27). So trägt der für Stickstoff wichtigste Eintragspfad Grundwasser im Teilraum Fulda/Diemel 70 % bei, während der Anteil in der Tideweser nur bei 24 % liegt. Für den Eintragspfad Dränagen liegt die räumliche Verteilung der Einträge mit 60 % in der Tideweser zu 6 % in Fulda/Diemel. Diese prozentuale Verteilung der Einträge erklärt sich zu einem Großteil durch die räumliche Verteilung der Dränagen, da diese einen Teil des Sickerwassers über den künstlichen Zwischenabfluss abführen und die Grundwasserneubildung und somit die Einträge über diesen Pfad reduzieren.

Tabelle 26: Pfadbezogene prozentuale Anteile der Stickstoffeinträge für die Teilräume (2007)

Phosphor in %	Aller	Fulda/ Diemel	Leine	Ober- und Mittelweser	Tide- weser	Werra
Atmo. Deposition	1	1	1	2	1	1
Abschwemmung	8	7	7	7	7	7
Dränagen	41	5	20	30	60	6
Erosion	1	3	3	2	0	3
Grundwasser	42	70	59	49	24	67
WWTP	5	13	6	8	6	6
Urbane Systeme	3	1	3	2	2	10

Quelle: Eigene Berechnung.

Tabelle 27: Pfadbezogene prozentuale Anteile der Phosphoreinträge für die Teilräume (2007)

Phosphor in %	Aller	Fulda/ Diemel	Leine	Ober- und Mittelweser	Tide- weser	Werra
Atmo. Deposition	1	<1	<1	1	1	<1
Abschwemmung	2	2	2	2	1	1
Dränagen	25	1	6	14	52	1
Erosion	15	21	37	26	2	13
Grundwasser	20	12	12	15	20	12
WWTP	21	58	25	26	13	31
Urbane Systeme	17	6	18	15	11	37

Quelle: Eigene Berechnung.

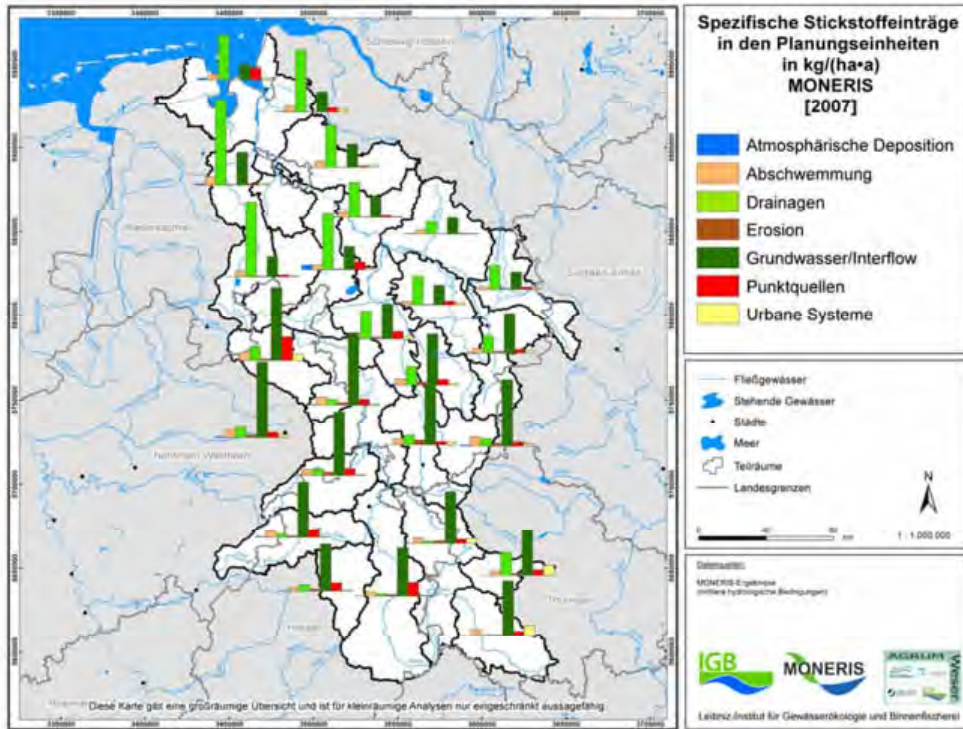
Der Teilraum Fulda-Diemel zeigt einen höheren Anteil an Einträgen über Punktquellen (N: 13 %, P: 58 %) im Vergleich zum Gesamtgebiet (8 %, 29 %). Dieser können aber nur zum Teil durch den hohen Urbanisierungsgrad des Teilraums erklärt werden.

Eine Betrachtung auf Bundeslandebene erklärt diese Verteilung der Einträge und der Pfadanteile, vor allem für Punktquellen und urbane Systeme, besser. Erwartungsgemäß sind die Einträge durch Punktquellen in Hessen (58 %) und Bremen (61 %) dominant und liegen deutlich über dem Durchschnitt in der Weser (29 %). In Thüringen hingegen sind die Einträge aus Punktquellen relativ gering (22 %), jedoch wurde hier der höchste Eintragsanteil über urbane Systeme ermittelt (52 %). Dies liegt am hohen Anteil der Einwohner, die an die Kanalisation, aber nicht an eine kommunale Kläranlage angeschlossen sind. Die Anschlussverhältnisse, als auch die daraus resultierenden Einträge, wurden vom TLUG bestätigt und durch ihn auf den dringend nötigen Handlungsbedarf hingewiesen.

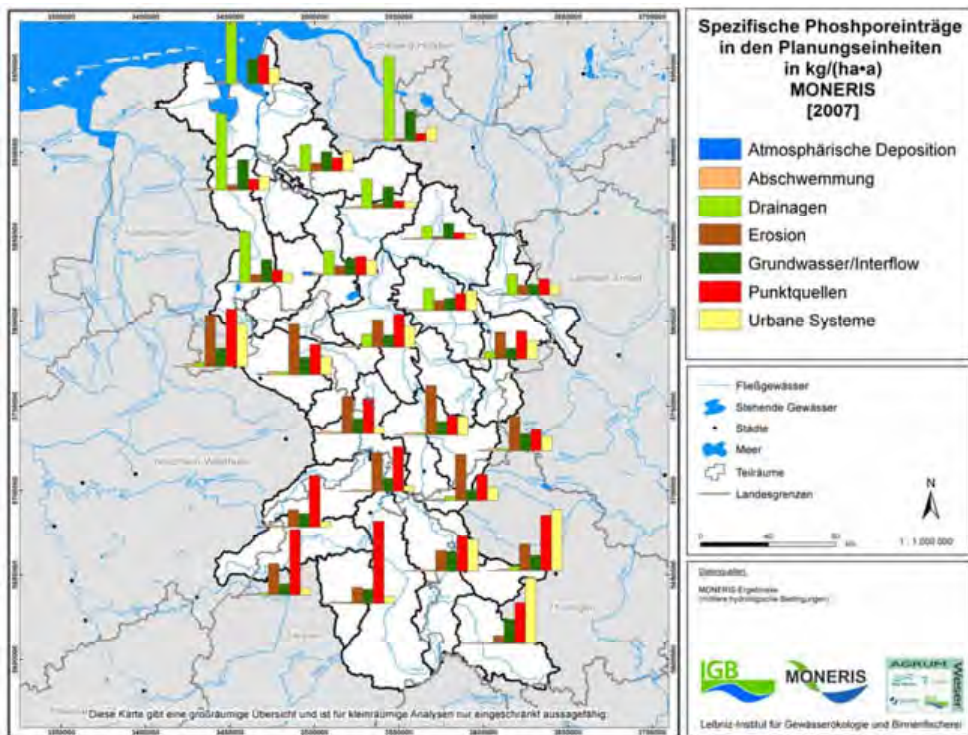
6.5.3.2 Verteilung der Einträge in den Planungseinheiten

Insgesamt werden die höchsten Stickstoffeinträge über die Pfade Grundwasser/Zwischenabfluss und Dränagen realisiert. In einzelnen Planungseinheiten (s. Kapitel 2.1) können jedoch auch Einträge über Punktquellen und urbane Systeme einen Eintragsanteil von 15 bis 20 % beitragen (s. Karte 91). Für Phosphor ist die Verteilung differenzierter. Während für die gesamte Flussgebiets-einheit Weser Punktquellen mit 29 % den dominanten Eintragspfad darstellen, tragen in den Bearbeitungsgebieten Innerste und Leine/Ilme Einträge über Erosion etwa 45 % der Einträge bei, wohingegen in Dränagen in der Hunte (55 %) und Wümme (61 %) die höchsten Eintragsanteile beisteuern (s. Karte 92). In der oberen Werra hingegen sind mit 46 % die Phosphoreinträge über die urbanen Systeme dominant.

Karte 91: Spezifische Stickstoffeinträge in den Planungseinheiten (2007)



Karte 92: Phosphoreinträge in den Planungseinheiten (2007)



6.5.4 Stickstoff- und Phosphoreinträge, Retention und Frachten der Teilräume der Flussgebietseinheit Weser

Die Retention in den Oberflächengewässern wurde als summarischer Wert bis Hemelingen bzw. bis zur Mündung der Hunte berechnet. Die Frachten ergeben sich aus den Einträgen und der summarischen Retention und ergeben zusammen die Gesamtfracht.

Tabelle 28: Stickstoffeinträge in den Teilräumen und der Frachtanteil an der Messstelle Hemelingen und der Mündung Hunte sowie die gesamte Retention in den Oberflächengewässern

Stickstoff	Einträge		Fracht am Auslass		Retention in Oberflächengewässern	
	t/a	% Anteil bis Hemelingen	t/a	% Anteil bis Hemelingen	t/a	% Anteil bis Hemelingen
Aller	10.000	16	8.000	16	2.000	18
Fulda/Diemel	14.000	22	11.000	21	3.000	21
Leine	12.000	19	10.000	20	2.000	16
Ober- und Mittelweser	18.000	29	15.000	30	3.000	15
Werra	9.000	14	7.000	13	2.000	21
Hemelingen gesamt	63.000	100	51.000	100	12.000	18
Hunte*	7.000		5.000		2.000	23

Bemerkung: Da die nur die Einzugsgebiete bis Hemelingen bzw. bis zur Mündung Hunte berücksichtigt werden, liegen sie unter den ansonsten angegebenen Eintragssummen nach MONERIS.

Quelle: Eigene Berechnung.

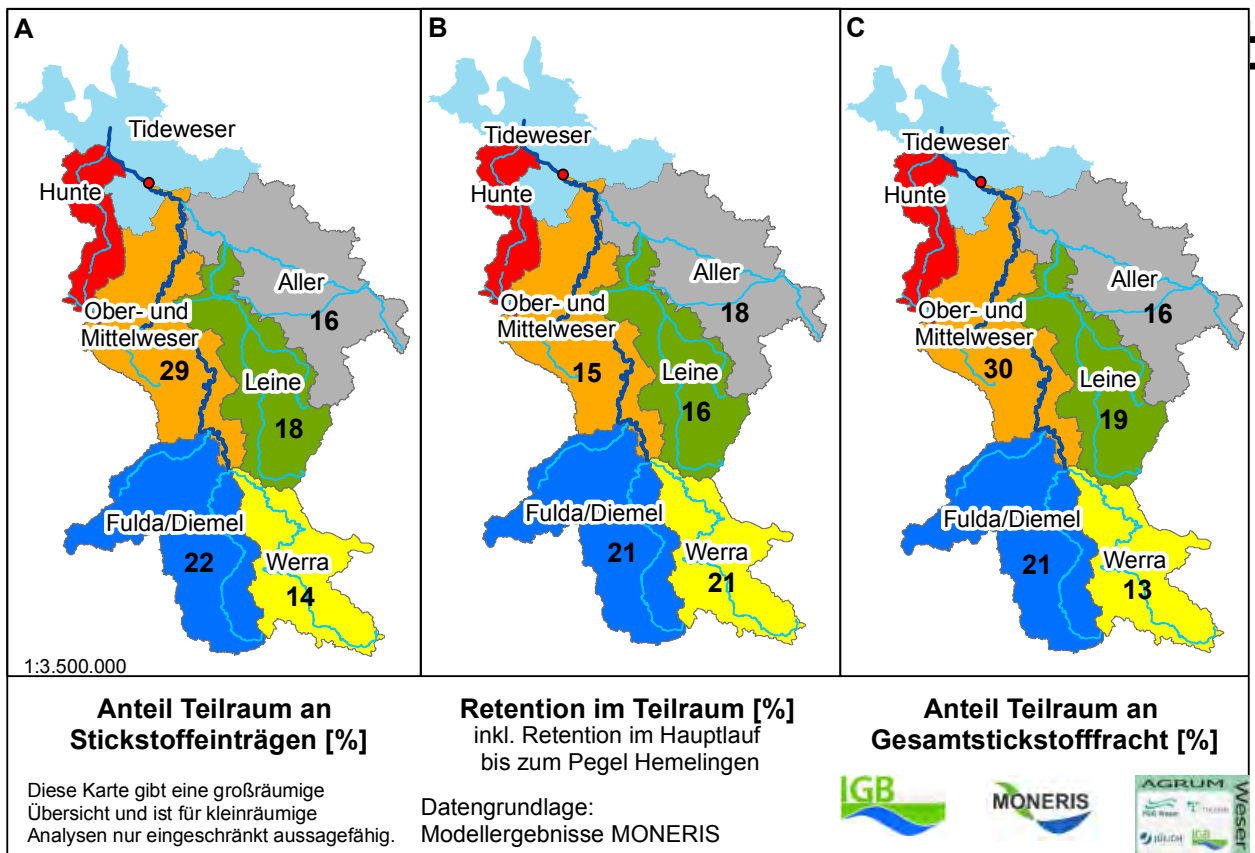
Tabelle 29: Phosphoreinträge in den Teilräumen und der Frachtanteil an der Messstelle Hemelingen und der Mündung Hunte sowie die gesamte Retention in den Oberflächengewässern

Phosphor	Einträge		Fracht am Auslass		Retention in Oberflächengewässern	
	t/a	% Anteil bis Hemelingen	t/a	% Anteil bis Hemelingen	t/a	% Anteil bis Hemelingen
Aller	310	16	230	15	80	25
Fulda/Diemel	460	24	410	26	50	10
Leine	320	18	260	18	60	19
Ober- und Mittelweser	460	24	380	24	80	17
Werra	340	18	280	18	60	17
Hemelingen gesamt	1.890	100	1.560	100	330	17
Hunte*	170		120		50	28

Bemerkung: Da die nur die Einzugsgebiete bis Hemelingen bzw. bis zur Mündung Hunte berücksichtigt werden, liegen sie unter den ansonsten angegebenen Eintragssummen nach MONERIS.

Quelle: Eigene Berechnung.

Karte 93: Anteil der Teilräume an Stickstoffeinträgen, Stickstoffretention und Stickstofffracht



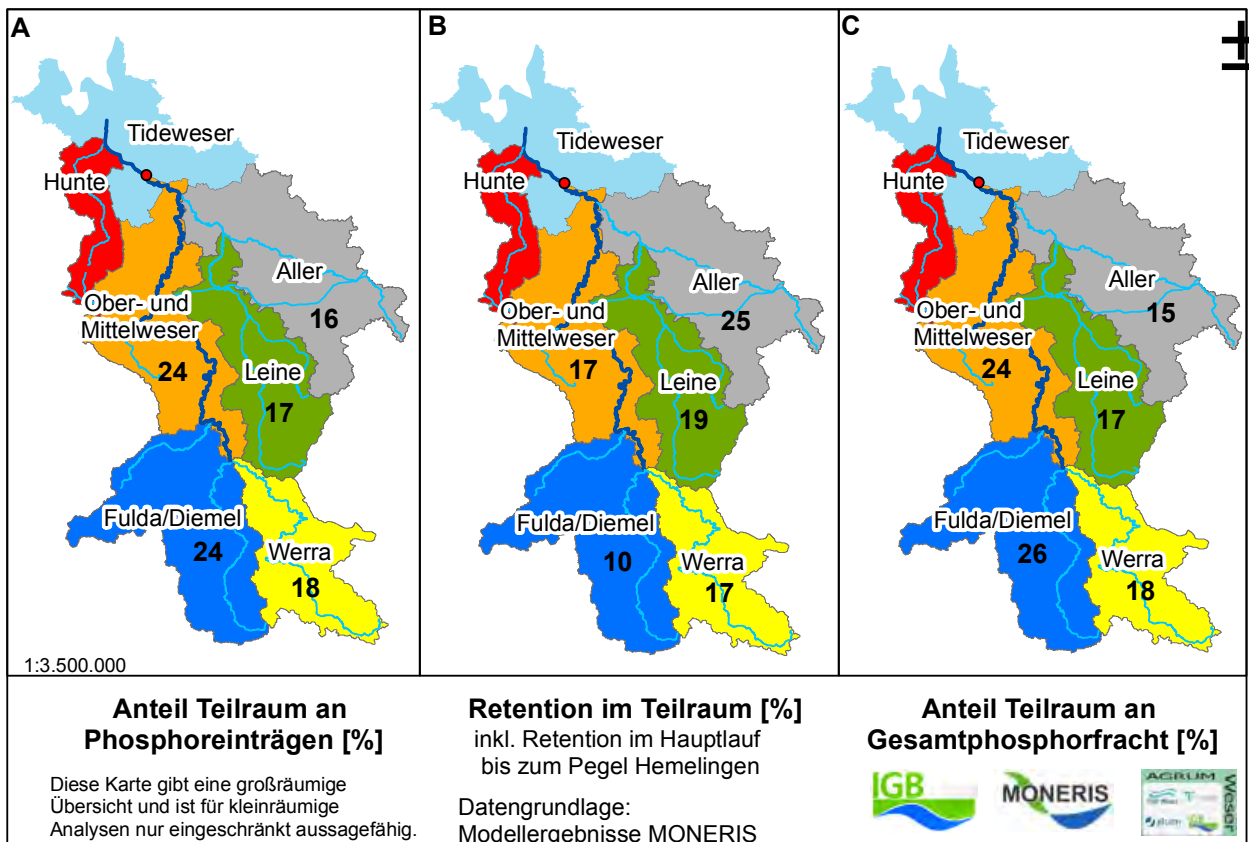
Bemerkung: Angaben zur Hunte werden aus Darstellungsgründen nur in Tabelle 28 wiedergegeben.

Quelle: Eigene Darstellung

Für die meisten Teilräume ist für Stickstoff der Anteil der Einträge dem der Fracht sehr ähnlich, was auf eine gleichmäßige Verteilung der Retention in den Oberflächengewässern hindeutet. Für die Ober- und Mittelweser liegt der Anteil an den Einträgen etwas niedriger als der an den Frachten am Auslass, was auf den kurzen Transportweg und die damit verbundene geringe Retention in den Oberflächengewässern zurückzuführen ist.

Für Phosphor wurde für die Hauptläufe keine Retention angenommen, daher ergibt sich für Phosphor keine erhöhte Retention über einen längeren Transportweg. Stattdessen wirken sich die individuellen Gegebenheiten der Analysegebiete stärker auf das Verhältnis der von Eintrags- zu Frachtanteil aus. Auffällig ist hier die geringere Retention im Teilraum Fulda/Diemel. Diese ist durch die Abflussbedingungen und die Wasserflächenverteilung zurückzuführen. Die Tatsache, dass für Stickstoff die Retention bis nach Hemelingen mit am höchsten ist, kann auf den längeren Transportweg und die akkumulierte Retention im Hauptlauf zurückgeführt werden, ist aber, wie bereits dargelegt, für Phosphor nicht relevant und führt zu der geringen Phosphorretention.

Karte 94: Anteil der Teilräume an Phosphoreinträgen, Phosphorretention und Phosphorfracht



Bemerkung: Angaben zur Hunte werden aus Darstellungsgründen nur in Tabelle 28 wiedergegeben.

Quelle: Eigene Darstellung.

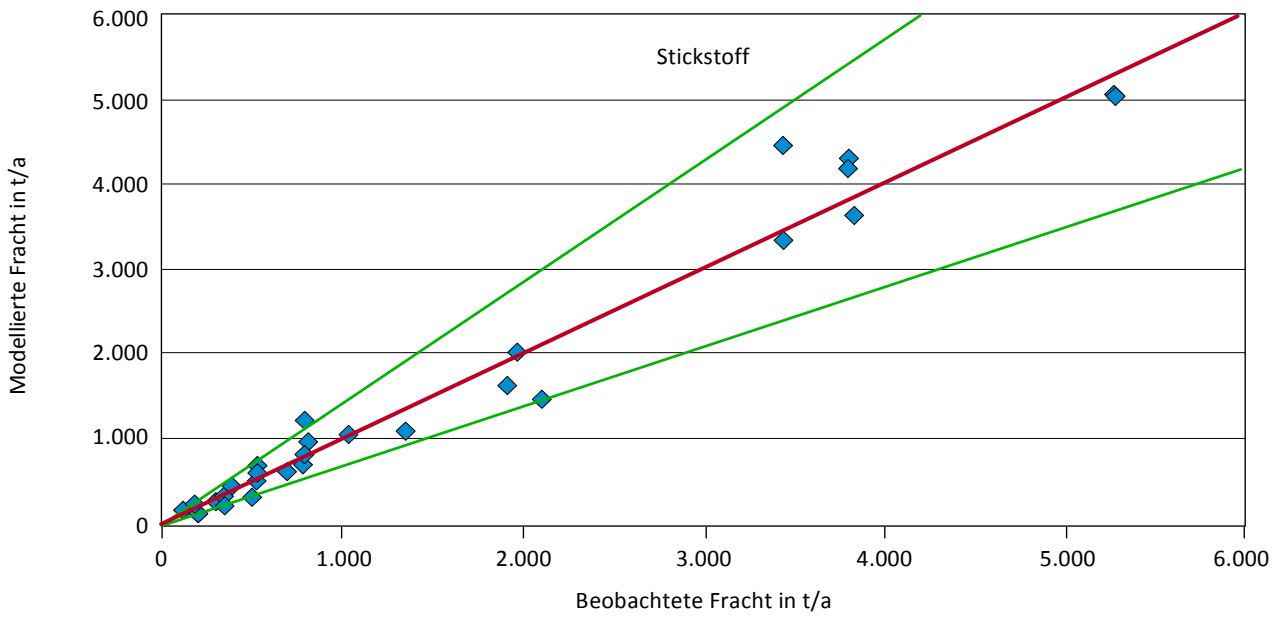
6.5.5 Validierung der Ergebnisse von MONERIS

6.5.5.1 Validierung der Frachten

Abbildung 44 und Abbildung 45 zeigen den Vergleich der berechneten mit den beobachteten Frachten. Für den Frachtvergleich wurden alle Stationen mit mehr als zwölf Messwerten pro Jahr ausgewählt, anschließend jedoch nur die Stationen berücksichtigt, die nahe des Auslasses eines Oberflächenwasserkörpers liegen.

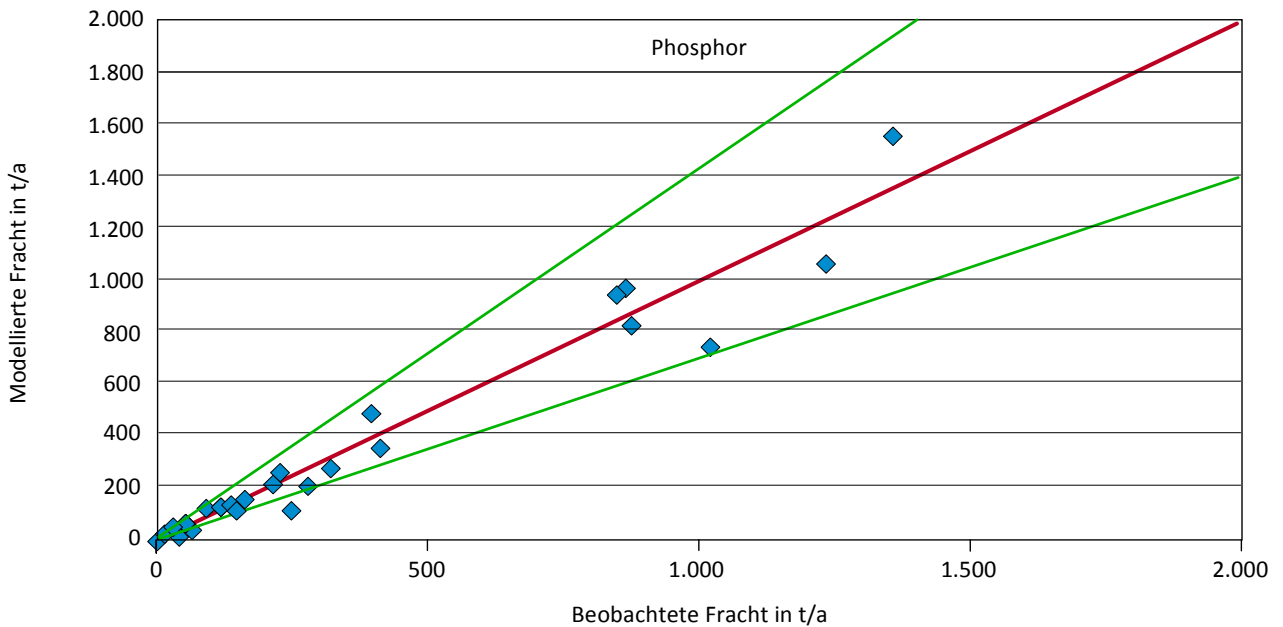
Sowohl für Stickstoff als auch für Phosphor liefert der Vergleich für die einzelnen Messstellen Abweichungen zwischen den modellierten und beobachteten Frachten von unter 30 %. Im Mittel über alle berücksichtigten Stationen ergeben sich mittlere Abweichungen von 15,5 % für Stickstoff und 22,7 % für Phosphor und zeigen eine sehr gute statistische Übereinstimmung (Abbildung 45).

Abbildung 44: Vergleich der mit MONERIS berechneten und aus gemessenen Werten berechneten („beobachteten“) Stickstofffrachten der Jahre 2006 bis 2008



Quelle: Eigene Darstellung der Modellergebnisse und Messstellendaten der FGG Weser.

Abbildung 45: Vergleich der mit MONERIS berechneten und der aus gemessenen Werten berechneten („beobachteten“) Phosphorfrachten der Jahre 2006 bis 2008



Quelle: Eigene Darstellung der Modellergebnisse und Messstellendaten der FGG Weser.

Tabelle 30: Statistische Auswertung der ermittelten Frachten

	TN	TP
Mittlere Abweichung über alle ermittelten Frachten	16,9	16,1
r ² absolut (Korrelation der Frachten)	0,99	0,96
Anzahl der Messstellen	15	15

Quelle: Eigene Berechnung.

6.5.5.2 Validierung der Konzentrationen

Die Stickstoff- und Phosphorkonzentrationen der Hauptläufe sind in Tabelle 31 dargestellt. Neben der Verteilung der Konzentrationen in den verschiedenen Oberflächenwasserkörpern sind vor allem für die Ableitung der Bewirtschaftungsziele die Konzentrationen an den Übergabepunkten zwischen den Teilräumen und zur Tideweser von Bedeutung.

Tabelle 31: Statistische Auswertung der ermittelten Frachten

Kontrollmessstelle			Mittlere Konzentrationen 2007			
			Stickstoff		Phosphor	
Teilraum (Bundesland)			Modelliert	Gemessen	Modelliert	Gemessen
			mg/l		mg/l	
Werra	(TH)	Frankenroda	5,7	3,9	0,19	0,17
Werra	(TH)	Gerstungen (ca. 5 km oberhalb)	5,3	3,9	0,20	0,17
Werra	(HE)	Witzenhausen	4,9	4,9	0,18	0,20
Fulda	(HE)	Mündung (ca. 15 km unterhalb Wahnhausen)	4,5	4,3	0,16	0,19
Aller	(NI)	Verden	4,7	4,8	0,12	0,09
Aller	(ST)	Grafhorst	10,1	8,7	0,23	0,14
Leine	(NI)	Neustadt	5,0	5,4	0,13	0,13
Weser	(NW)	Petershagen	4,9	4,9	0,16	0,14
Weser	(NI)	Drakenburg	5,0	5,5	0,16	0,19
Hunte	(NI)	Mündung (ca. 10 km unterhalb Reithörne)	6,3	6,1	0,18	0,28
Weser	(HB)	Hemeligen	4,9	5,0	0,15	0,12

Quelle: Eigene Berechnungen und Messstellendaten der FGG Weser.

Als Bewirtschaftungsziel und für die Ableitung des Reduktionsbedarfs wurde hier zugrunde gelegt, dass an den Übergabepunkten Hemeligen (Weser) und Reithörne (Hunte) die über den Küstenschutz festgelegte Konzentration von 2,8 mg/l in den Oberflächengewässern nicht überschritten werden darf.

Nach MONERIS ergeben sich an den Pegeln Hemelingen (Weser) und Reithörne (Hunte) für 2007 Konzentrationen von 4,97 mg/l und 6,3 mg/l. Für diese beiden zentralen Messstationen der Weser und der Hunte als Übergabepunkte an den Tide-beeinflussten Bereich ergibt der Vergleich mit den mittleren, abflussgewichteten gemessenen eine Abweichung von 2 % (Hemelingen) bzw. 3 % (Reithörne). Diese Abweichungen liegen deutlich innerhalb der Messungenauigkeiten und erlauben daher ohne weiteres die Analyse und Ableitung des Reduktionsbedarfs zur Erreichung der Bewirtschaftungsziele (s. Tabelle 32). Für die Messstellen Werra-Gerstungen und Werra-Frankenroda liefert der Vergleich der gemessenen und berechneten Konzentrationen vor allem für Stickstoff erhebliche Abweichungen. Diese sind zu einem wesentlichen Anteil dadurch zu erklären, dass die modellierten Abflüsse etwa 15 % unter den gemessenen Abflüssen liegen. Dadurch ergibt sich bei etwa gleichen Frachten eine Überschätzung der gemessenen Konzentrationen. Eine weitere hohe Abweichung zwischen gemessenen und modellierten Konzentrationen ergibt sich für die Messstelle Grafhorst, obwohl hier die gemessenen und modellierten Abflüsse eine gute Übereinstimmung zeigen. Für Grafhorst ergibt sich jedoch bereits eine Überschätzung der modellierten Frachten. Somit ist hier der Grund eher in den modellierten Einträgen zu suchen, die entweder Eingangsdaten- oder modellseitig begründet sein können. Aufgrund der Tatsache, dass gemessene Konzentrationen nur eine Momentaufnahme darstellen und somit keine Kenntnis über die zwischenzeitlichen Bedingungen vorliegen und den vielfachen gegenseitigen Beeinflussungen von Eintrag, Abfluss, Retention und Fracht, ist eine genaue Identifikation der Ursache für die beschriebenen Abweichungen nur schwer möglich. Insgesamt liegt die Abweichung zwischen gemessenen und modellierten Konzentrationen mit 19 % (TN) und 12 % (TP), jedoch innerhalb der üblichen Messungenauigkeiten, sodass die Ergebnisse insgesamt als valide und belastbar einzustufen sind. Eine weitere Diskussion des Reduktionsbedarfs erfolgt in Kapitel 7.6.4.

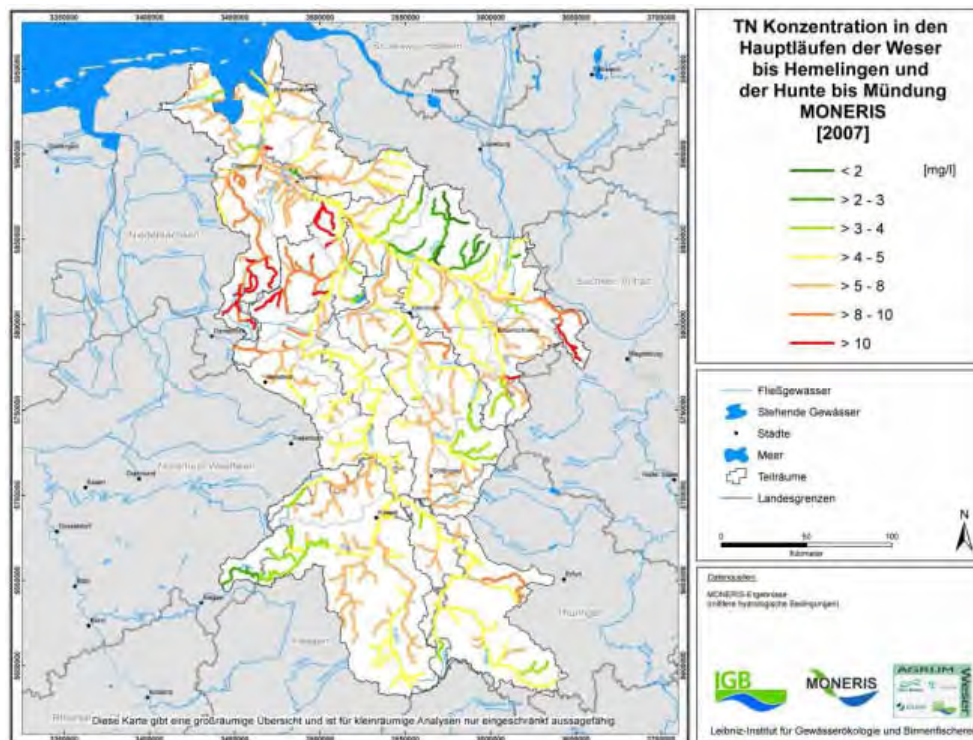
Tabelle 32: Auf Basis der gemessenen mittleren Konzentrationen und Abflüsse (gemeldete Daten der Jahre 2006 bis 2008) ermittelte Ist-Frachten sowie die sich unter einer Zielkonzentration von 2,8 mg/l ergebende Zielfracht und der sich daraus ergebende Reduktionsbedarf für die Messstellen Hemelingen und Reithörne

Kontrollmessstelle		MQ langfristig m ³ /s	Ist- Fracht t/a	Ziel- Fracht t/a	Reduktionsbedarf	
					t/a	%
Hunte	Mündung (ca. 10 km unterhalb Reithörne)	20	3.800	1.800	2.000	53
Weser	Hemelingen	325	51.200	28.700	22.500	44
Gesamt	Weser und Hunte	345	55.000	30.500	24.500	45

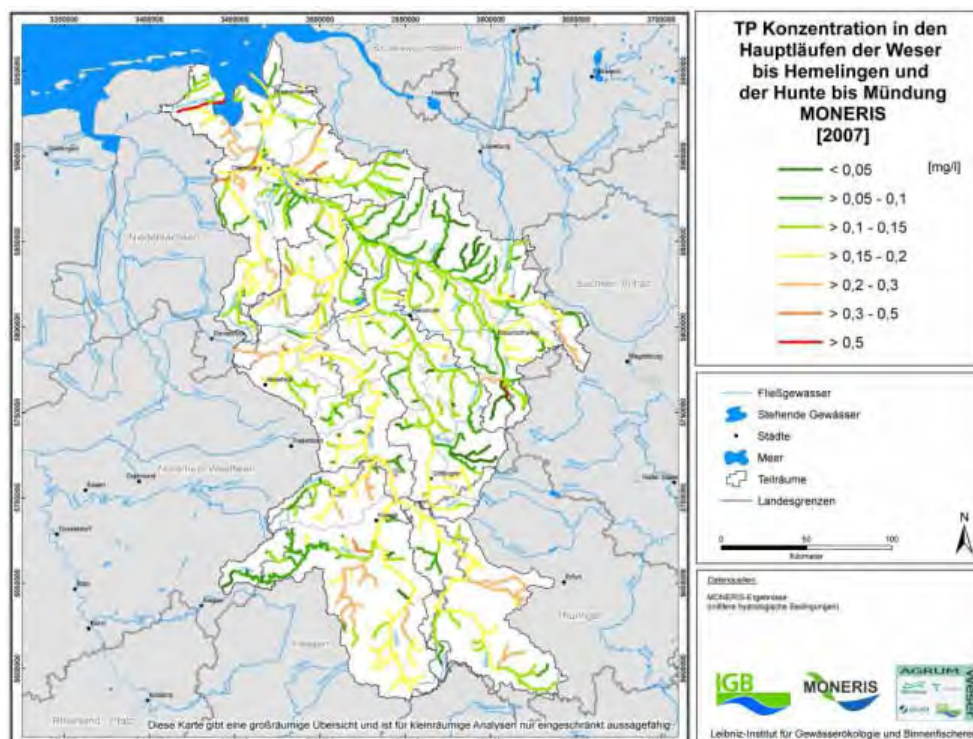
Bemerkung: Da die nur die Einzugsgebiete bis Hemelingen bzw. bis zur Mündung Hunte berücksichtigt werden, liegen sie unter den ansonsten angegebenen Eintragungssummen nach MONERIS.

Quelle: Eigene Berechnung.

Karte 95: Gesamt-Stickstoffkonzentrationen der Hauptläufe der Flussgebietseinheit Weser (2007)



Karte 96: Gesamt-Phosphorkonzentrationen der Hauptläufe in der Flussgebietseinheit Weser (2007)



6.6 Zusammenfassende Gegenüberstellung der Ergebnisse des IGB und des FZJ für den IST-Zustand der Stickstoff- und Phosphoreinträge

In den vorangegangenen Kapiteln wurde gezeigt, dass der Vergleich der modellierten Stickstoff- und Phosphoreinträge in die Oberflächengewässer aus diffusen und punktuellen Eintragsquellen, unter Berücksichtigung der gewässerinternen Retention sowohl für die Modelle GROWA-DENUZ-WEKU-MEPhos, als auch für das Modell MONERIS eine gute Übereinstimmung mit den beobachteten Frachten ergeben hat. Für den in diesem Kapitel beschriebenen Vergleich der vom IGB und FZJ berechneten Nährstoffeinträge in die Oberflächengewässer wurden zunächst die Summen der Einträge über die verschiedenen Eintragspfade gegenübergestellt. Hierbei zeigte sich, dass die mit den Modellen berechneten Gesamteinträge in einer Größenordnung voneinander abweichen (N: 6 %, P: 13 %), die innerhalb der Modellungenauigkeiten liegen. Beide Modellsysteme liefern damit in sich konsistente und nachvollziehbare Ergebnisse.

Auch untereinander zeigen die Modelle hinsichtlich Höhe und räumlicher Verteilung der Gesamteinträge weitestgehend übereinstimmende Ergebnisse. Betrachtet man jedoch die Modellergebnisse für die einzelnen Eintragspfade getrennt, so ergeben sich teilweise größere Abweichungen, die dadurch bedingt sind, dass den Modellen unterschiedliche Konzepte zugrunde liegen (z. B. Berechnungseinheiten: Rasterzelle-Wasserkörperinzugsgebiete) und Systemgrenzen (z. B. zwischen Grundwasser/Zwischenabfluss oder Dränagen/Oberflächengewässer) teilweise unterschiedlich interpretiert werden. Im Folgenden werden diese Unterschiede genauer diskutiert.

Unterschiede betreffen die räumlichen Bezugseinheiten, auf denen die Modellrechnungen beruhen. Im FZJ erfolgen die Modellrechnungen durch die Untergliederung der Flussgebietseinheit Weser in 100 x 100 m große Rasterzellen für ca. 4,7 Mio. einzelne Flächeneinheiten. Im IGB sind alle Modellrechnungen dagegen auf die 1.395 Oberflächenwasserkörper (OWKs) bezogen, die von den Weser-anrainenden Bundesländern ausgewiesen worden sind. Die Kartendarstellungen der basierend auf GROWA-DENUZ-WEKU-MEPhos modellierten Nährstoffeinträge sind dadurch nur unter Berücksichtigung der Abgrenzungsunterschiede mit den Ergebnissen von MONERIS vergleichbar. Größere Unterschiede bei thematisch gleichen Karten, wie z. B. für die sich in Karte 59 (FZJ) und Karte 61 (IGB) ergebenden Stickstoffeinträge in die Oberflächengewässer über Erosion, sind dadurch erklärbar. Trotz dieser eingeschränkten direkten Vergleichbarkeit kommen beide Modelle zu gleichen inhaltlichen Kernaussagen.

Die Grundvoraussetzung für eine Vergleichbarkeit der Modellergebnisse wurde durch eine möglichst große Konsistenz bei den Datengrundlagen geschaffen. Im Vergleich bzw. in Ergänzung zum Modellvorhaben AGRUMWeser (Kreins et al., 2010) wurden folgende Vereinheitlichungen vorgenommen:

- Auf der ersten Projektgruppensitzung AGRUM⁺ am 13.01.2010 wurde beschlossen, eine Aktualisierung und Ergänzung der Klimadaten des DWD für die Periode 1983 bis 2005 vorzunehmen, sodass für die Modellierungen im FZJ und im IGB auf die gleiche Klimaperiode aufgesetzt wird.

- Auf der Projektgruppensitzung AGRUM⁺ am 07.07.2011 wurde vereinbart, dass die Aufbereitung und Parametrisierung der Bodendaten der Länder im FZJ erfolgt und die Ergebnisse dem IGB zur Verfügung gestellt werden.
- Der Wasserhaushalt (1983 bis 2005) wurde in AGRUM⁺, entsprechend der o. g. Vereinbarung der Projektgruppe, mit dem Modell GROWA im FZJ berechnet und der modellierte Gesamtabfluss, bezogen auf die MONERIS-Gebiete, dem IGB für die weiteren Berechnungen übergeben.
- In Anlehnung an die weiterentwickelte Methode von Tetzlaff et al. (2008a) wurde eine räumlich hoch aufgelöste Ableitung von Dränflächen auf Basis von Luftbildern und Geodaten vorgenommen. Die im FZJ in 100 m Auflösung abgeleiteten Dränflächen wurden dem IGB für die MONERIS-Gebiete in aggregierter Form zur Verfügung gestellt.
- Die Datenbasis zur Ermittlung der punktförmigen Stickstoff- und Phosphoreinträge in die Oberflächengewässer wurde in AGRUM⁺ im IGB zusammengestellt und homogenisiert. Die entsprechenden Daten wurden dem FZJ zur Verfügung gestellt.

Auf Basis dieser gemeinsamen genutzten Datengrundlagen und Teilmodellergebnisse wurde dann jeweils mit den modellinternen Methoden getrennt voneinander weiter gerechnet. Dabei wurde durch die Modelle eine separate Aufteilung des Wasserhaushaltes auf die einzelnen Abflusskomponenten vorgenommen bzw. eine eintragspfadbezogene Ermittlung der Stickstoff- und Phosphoreinträge in die Vorfluter durchgeführt. Bereits in Kreins et al. (2010) wurde auf die unterschiedliche Abbildung von Abflusskomponenten in den Modellen des FZJ und dem IGB, die zu einer modellspezifischen Gewichtung von Eintragspfaden führt, hingewiesen. Daraus resultierend können die mit den beiden Modellansätzen berechneten relativen Anteile der berechneten Nährstoffeinträge in die Vorfluter für einzelne Eintragspfade modellspezifisch voneinander abweichen.

Insbesondere in Hinblick auf die diffusen Eintragspfade „natürlicher Zwischenabfluss“, „Abfluss aus künstlichen Entwässerungssystemen (Dränagen)“ und „Grundwasser“ werden unterschiedliche Modellphilosophien, Abgrenzungen dieser Pfade und Berechnungsansätze angewendet.

Das IGB zählt zum Pfad Dränagen nur Rohrdränagen (keine Grabendränagen) und setzt voraus, dass nach Abbau und Fixierung in Wurzelzone und Bodenpassage innerhalb der Dränagerohre keine weitere Retention stattfindet. Nach den Modellen des FZJ werden für den Pfad Dränagen, ebenfalls auch Drainagegräben, berücksichtigt, hier jedoch auch nach Nitratabbau und Fixierung in Wurzelzone und Bodenpassage keine weitere Retention in den Dränrohren und -gräben angenommen.

Der DENUZ-Ansatz des FZJ misst dem Nitratabbau im Boden eine große, den Stickstoffaustrag aus dem Boden steuernde Bedeutung zu, sodass die räumliche Ausdifferenzierung der Denitrifikationsbedingungen im Boden in der höchstmöglichen räumlichen Auflösung erfolgte. Für Böden mit hohen Grundwasserständen und einem hohen Anteil organischer Substanz im Oberboden wird hierbei ein hohes Denitrifikationsvermögen unterstellt. Bei gut durchlüfteten Böden wird dagegen von einem bedeutend geringeren Denitrifikationsvermögen ausgegangen. Je nach Standort

liegen die Denitrifikationsraten zwischen <10 und >80 % der überschüssigen Stickstoffmengen im Boden und führen beim DENUZ-Modell dazu, dass selbst hohe Stickstoffüberschüsse im Boden zu einem Großteil denitrifiziert werden können. Obwohl solche Böden häufig künstlich entwässert werden, sind die vom DENUZ-Modell ermittelten Stickstoffausträge über Drainagen für diese Standorte dadurch – im Vergleich zu den mit MONERIS berechneten Werten – relativ gering.

In MONERIS wird hingegen die Denitrifikation im Boden differenziert für dränierte und nicht dränierte sowie für Acker- und Grünlandflächen über eine exponentielle Funktion in Abhängigkeit von den Stickstoffbilanzüberschüssen berechnet. Dieser Ansatz beruht auf der Philosophie, dass die Stickstoffbilanzüberschüsse mit der geringsten räumlichen Auflösung auf Gemeindeebene vorliegen und somit eine hohe räumliche Differenzierung der Denitrifikationsvorgänge durch diese Eingangsgröße limitiert wird. Eine Nichtberücksichtigung des organischen Gehalts beruht auf der Annahme, dass dieser zwar lokal, aber nicht auf Analysegebietsebene limitierend ist. Durch die vom Stickstoffbilanzüberschuss abhängige Berechnung des IGB werden die hohen Überschüsse in MONERIS durch Denitrifikation um 30 bis 60 % denitrifiziert. Die geringere Variabilität der Denitrifikation ergibt sich im Wesentlichen dadurch, dass MONERIS die Mittelwerte auf Analysegebietsebene beschreibt und somit lokale Extreme nicht abbildet. Rechnerisch ist dabei keine vollständige Zehrung des Überschusses möglich, sodass im Modell auch bei geringen Überschüssen, bei Böden mit hohen Grundwasserständen und einem hohen Anteil organischer Substanz noch ein Austrag aus der ungesättigten Zone erfolgt, was ein Grund für die Unterschiede zu GROWA sein und die höheren Stickstoffausträge für solche Standortverhältnisse erklären kann.

Ein weiterer methodischer Unterschied zwischen MONERIS und DENUZ, der Einfluss auf die Modellergebnisse hat, besteht in der Berücksichtigung der Stickstofffixierung unter Grünland. Während diese in DENUZ über eine Konstante abgebildet wird, wird diese Prozessgruppe in MONERIS unter Berücksichtigung von gemessenen Stickstoffkonzentrationen unter dräniertem Grünland ermittelt und über einen exponentiellen Zusammenhang beschrieben.

Für den Grundwasserpfad wird vom WEKU-Modell ein verweilzeitenabhängiger Nitratabbau für reduzierte Aquifere unterstellt (Halbwertszeit zwischen 0,3 und zwei Jahren). Dies führt bei den Ergebnissen des FZJ zu in der Regel geringen grundwasserbürtigen Stickstoffeinträgen in der Lockergesteinsregion. Dort ist nach WEKU-Berechnungen bei ausreichend langer Verweilzeit ein fast 100%iger Abbau möglich. In der Festgesteinsregion wird im WEKU-Modell dagegen aufgrund der im oberflächennahen Grundwasser nachweislich hohen Sauerstoffgehalte kein Nitratbau angenommen, sodass die grundwasserbürtigen Stickstoffausträge in die Vorfluter den Stickstoffeinträgen in den Aquifer entsprechen.

In MONERIS wird der Nitratabbau im Grundwasser/Zwischenabfluss für Festgestein- und Lockergesteinsbereiche (mit Unterscheidung von Grundwasser-Flurabständen und der Durchlässigkeit des Gesteins) modelliert. MONERIS berücksichtigt weiterhin die Historie der Stickstoffbilanzüberschüsse, weil der Grundwassereintrag in die Oberflächengewässer als Mischsignal während der Grundwasseraufenthaltszeit interpretiert wird. Dabei werden für diese hydrogeologischen Klas-

sen exponentielle Retentionsansätze verwendet, wobei sich die Gesamtretention aus dem flächengewichteten Mittel der hydrogeologischen Klassen und der Grundwasserspense ergibt. Daraus ergibt sich ein Abbau im Lockergesteinsbereich zwischen <1 bis >95 % und im Festgestein zwischen <1 und 15 %. Zusammen mit der Denitrifikation im Boden kann der Stickstoffbilanzüberschuss so fast vollständig abgebaut werden. In WEKU wird davon ausgegangen, dass im Festgestein kein Abbau von Stickstoff stattfindet. Die Denitrifikation und Fixierung in der ungesättigten Zone wird in DENUZ separat gerechnet, wobei die vorliegenden Ergebnisse deuten, dass hier teilweise ein höherer Abbau als durch MONERIS ermittelt wird. Das IGB nimmt, wie oben beschrieben, ebenfalls einen geringeren Abbau im Festgestein als im Lockergestein an. Da jedoch in MONERIS natürlicher Zwischenabfluss und Grundwasser zusammen betrachtet werden, geht die Retention auch im Festgestein nie vollständig auf null zurück. Diese methodischen Unterschiede erklären zum Teil die abweichenden Stickstoffeinträge über Grundwasser/Zwischenabfluss. Ein separater Vergleich der Methoden und Modellergebnisse für Einträge über das Grundwasser bzw. den natürlichen Zwischenabfluss ist aufgrund der unterschiedlichen Abbildung des reaktiven Stickstofftransportes nicht möglich.

Insgesamt lässt sich feststellen, dass ein wesentlicher methodischer Unterschied der Modelle in der Abbildung der Systemgrenzen zwischen Dränagen und Oberflächengewässer bzw. Zwischenabfluss, Grundwasser und Oberflächengewässer besteht. MONERIS berechnet höhere Stickstoffeinträge über Dränagen als DENUZ. Gleichzeitig liegen die Einträge über Grundwasser/Zwischenabfluss nach MONERIS unter denen nach DENUZ. Die Summe über die Pfade Dränagen, Zwischenabfluss und Grundwasser sind nach beiden Modellen hingegen nahezu gleich. Daraus lässt sich folgern, dass das FZJ eine höhere Denitrifikation in Böden zugrunde legt, wohingegen die Retention im Grundwasser/Zwischenabfluss durch das IGB höher abgeschätzt wird. Die zugrunde gelegten Ansätze und die verwendeten Daten zur Herleitung und Kalibrierung dieser begründen diese Unterschiede. Insgesamt führen die räumlich nicht expliziten Stickstoffbilanzüberschüsse, sowie die häufig nur (zeitlich und räumlich) lückenhaft vorliegenden Informationen zu Konzentrationen in Zwischenabfluss, Dränagen und Grundwasser sowie die schwierig abzugrenzenden Fließwege im Grundwasser zu diesen unterschiedlichen Einschätzungen der Retentionsanteile in den angesprochenen Kompartimenten.

Ein weiterer zentraler Unterschied betrifft die gewässerinterne Stickstoffretention. MONERIS berechnet die Stickstoffretention über einen sigmoidalen Algorithmus explizit für jedes Flusseinzugsgebiet und unterschieden nach Haupt- und Nebengewässern unter Berücksichtigung der Wasserfläche, dem Abfluss und der Wassertemperatur. Dabei kann die Retention zwischen 1 % in schnell fließenden Hauptläufen und >60 % in Seen betragen. Das FZJ berücksichtigt diese als pauschalen Abschlag (für das Wesereinzugsgebiet von 15 %). Die Stickstoffretention im Oberflächengewässer wird hierdurch bedingt beim IGB sehr viel differenzierter abgebildet als im FZJ.

Als Gründe für Unterschiede in den Phosphor-Modellergebnissen zwischen MEPhos und MONERIS werden folgende Aspekte gesehen:

Die Ergebnisse von IGB und FZJ unterscheiden sich für Phosphor für viele Eintragspfade nur sehr wenig. Beide Modelle gehen für die Pfade Dränagen und Grundwasser/Zwischenabfluss von einem Exportkoeffizientenansatz bzw. von für verschiedene Bodenarten und Standorttypen fest definierten Phosphorkonzentrationen aus. Die vom FZJ im Modell MEPhos verwendeten Phosphorkonzentrationen stützen sich entweder auf Messwerte aus den anteilig in der Flussgebieten einheit Weser liegenden Bundesländern (Grundwasser) oder auf Studien aus diesen Bundesländern (z. B. Dränagen, Abschwemmung). In MONERIS basieren die Phosphorkonzentrationen auf ausgiebigen Literaturrecherchen und wurden mit den innerhalb des Projektes durch die Bundesländer bereitgestellten Werten abgeglichen.

Obwohl sich die Phosphoreintragspfade teilweise leicht unterscheiden, berechnen beide Modelle nahezu gleiche Gesamteinträge. Ähnlich wie für Stickstoff ergeben sich nach den Berechnungen des FZJ höhere Phosphoreinträge durch Deposition auf die Wasserflächen. Hier wirken sich direkt die unterschiedlichen Ansätze zur Bestimmung der Fläche der Oberflächengewässer aus. Trotz der sehr unterschiedlichen Modellierungsansätze unterscheiden die beiden Modelle sich hinsichtlich des Eintragspfades Abschwemmung nur um 4 %.

Allenfalls für die Einträge durch Erosion werden durch das FZJ 22 % höhere Einträge berechnet. Unterschiede in den modellierten P-Einträgen über Erosion ergeben sich vorwiegend durch unterschiedliche Gebietskulissen, durch die Ermittlung des Sedimenteintrags und durch die Verwendung verschiedener Phosphorgehalte im Oberboden. Die Erosionskulisse des FZJ bezieht sich ausschließlich auf Ackerflächen und Sonderkulturen. Das IGB hingegen berücksichtigt auch Bodenabtrag von Grünland und Wald, wobei diese vernachlässigbar klein gegenüber den Bodenabträgen von Ackerstandorten sind, jedoch zu anderen Ergebnissen führen. Die vom FZJ und IGB eingesetzten Daten zum Bodenabtrag setzen vollständig auf den aus den Bundesländern übermittelten ABAG-Faktoren bzw. ABAG-Ergebnissen auf. Damit wird gewährleistet, dass sich die ausgewiesenen Ergebnisse gleichen und im Einklang mit laufenden Länderaktivitäten befinden, z. B. Cross Compliance, sowie ähnliche Schwerpunkträume ausgewiesen werden. Während die P-Gehalte im Oberboden vom IGB auf Basis der Phosphorakkumulation und des Tongehalts im Oberboden abgeleitet werden, setzt das FZJ auf einen Standardwert von 812 mg/kg TP im Oberboden, der sich in Felduntersuchungen an ca. 200 Standorten in Hessen als Medianwert ergeben hat (Tetzlaff et al., 2009).

Weitere Unterschiede zwischen den Modellen GROWA-MEPhos und MONERIS ergeben sich bei den urbanen Einträgen von Gesamtphosphor. Dies ist auf die unterschiedliche Modellierung der Abflusskomponenten für Trennkanalisation und für Mischkanalisationsüberläufe als auch auf unterschiedliche Konzepte zur Abbildung der Anschlussverhältnisse (vor allem Kleinkläranlagen) sowie der Nährstoffkonzentrationen zurückzuführen. Obwohl die Einträge sich nach den beiden Modellen für diesen Pfad unterscheiden, ist der Einfluss auf die Gesamteinträge mit 4 % (Stickstoff) und 9 % (Phosphor) begrenzt und innerhalb der Modellungenauigkeiten.

Für die Phosphorretention im Oberflächengewässer wurde aus den beschriebenen Gründen (Kapitel 6.5.9) sowie nach Diskussion mit dem projektbegleitenden Arbeitskreis vom FZJ keine Retention angesetzt. Das IGB modelliert hier über einen empirischen Ansatz eine Phosphorretention in Oberflächengewässern, jedoch nur für die Nebengewässer, nicht aber für die Hauptläufe. In Nebengewässern findet eine enorme Aufnahme von Phosphor durch Wasserpflanzen statt, und es wird davon ausgegangen, dass in landwirtschaftlich genutzten Gebieten eine regelmäßige Räumung der Gewässer stattfindet und so Phosphor effektiv aus den Gewässern entfernt wird. Bei hohen Abflüssen kann es zusätzlich zu einer Sedimentation in den überfluteten Uferbereichen kommen. Es wird davon ausgegangen, dass eine permanente Sedimentation in den Oberflächengewässern nur in sehr begrenzten Umfang stattfindet und in den Hauptläufen vollständig vernachlässigbar ist. Ebenfalls wird der durch Makrophyten aufgenommen Phosphor in den Hauptläufen als vernachlässigbar klein angenommen.

Da beide Modelle die beobachtete Fracht gut wiedergeben, wäre, aufgrund der berücksichtigten gewässerinternen Retention, zu erwarten, dass MONERIS höhere Einträge liefert als MEPHOS. Dies ist jedoch nicht der Fall, und es zeigt sich dennoch keine systematische Unterschätzung der beobachteten (berechnet aus gemessenen Werten) Frachten durch MONERIS.

Wie der Vergleich der modellierten Nährstoffeinträge mit beobachteten Frachten gezeigt hat, liegen die Summen der über die Modelle MONERIS bzw. GROWA/WEKU und MEPHOS ermittelten Stickstoff- und Phosphoreinträge in die Oberflächengewässer trotz der modellbedingten Unterschiede in einem vergleichbaren Bereich, sodass es im Gesamtergebnis weder bei den Modellen des FZJ, noch bei denen des IGB zu systematischen Über- oder Unterschätzungen kommt. Die Nährstoffeinträge, Retention und Frachten werden also mit beiden Modellen konsistent abgebildet.

Tabelle 33: Gesamte N-Einträge in die Vorfluter auf Ebene der Bundesländer (2007)

	Deposition auf Gewässer- flächen	Dränagen	Grund- wasser	Nat. Zwischen- abfluss	Erosion	Ab- schwem- mung	urbane Systeme	WWTP	Gesamt
	(t N/a)								
HB	50	20	30	10	0	0	90	630	830
HE	220	260	5.350	7.690	560	100	180	1.880	16.240
NI	980	8.980	15.730	5.490	310	70	950	1.930	34.440
NRW	150	1100	3350	5800	380	100	300	1320	12500
ST	20	20	250	210	190	0	20	20	730
TH	80	150	2540	4750	140	40	900	330	8930
FGE Weser	1500	10530	27250	23950	1580	310	2440	6110	73.670

Quelle: Eigene Berechnungen FZJ (diffuse Einträge) und IGB (punktuelle Einträge), gerundet.

Tabelle 33 stellt die Ergebnisse der nach Eintragungspfad differenzierten Modellierung der N-Einträge in die Vorfluter auf Ebene der Bundesländer für das Jahr 2007, basierend auf Berechnungen des IGB (Punkteinträge) und FZJ (diffuse Quellen), dar. Insgesamt ergeben sich hierbei N-Einträge in die Oberflächengewässer im Jahr 2007 von 74.000 t N/a.

7 Analyse der Auswirkungen von Maßnahmen zur Erreichung der Bewirtschaftungsziele nach EG-Wasserrahmenrichtlinie

Für die Analyse von Maßnahmen zur Erreichung der Bewirtschaftungsziele wird zunächst ein Überblick über die Entwicklung der Einflussfaktoren gegeben, die die diffuse Gewässerbelastung in der Landwirtschaft im Baseline-Szenario beeinflussen. Die Analyse der Auswirkungen von Maßnahmen zur Erreichung der Bewirtschaftungsziele der EG-WRRL erfolgt dann analog zum vorherigen Modellvorhaben AGRUM Weser (Kreins et al., 2010) in drei Schritten, die in den nachstehenden Abschnitten beschrieben werden. Der erste Analyseschritt besteht in der Projektion der erwartbaren Entwicklungen in der Landwirtschaft bis zum Jahr 2021 und deren Auswirkungen auf die Nährstoffbilanzüberschüsse (Baseline-Szenario 2021). Dafür werden u. a. Informationen und Berechnungen aus der Thünen-Baseline (Offermann et al., 2012) herangezogen, die die landwirtschaftliche Entwicklung in Deutschland bis 2021 mit unterschiedlichen Modellsystemen analysiert. Daran schließt sich die Berechnung der zukünftig erwartbaren Grundwasser- und Oberflächengewässerbelastung durch die Landwirtschaft an, aus der Handlungsgebiete und der Handlungsbedarf über das Baseline-Szenario 2021 hinaus abgeleitet werden können. Darauf aufbauend werden im dritten Abschnitt die Auswirkungen und Kosten von weiteren ergänzenden Maßnahmen und Maßnahmenkombinationen zur Erreichung der vorläufigen Bewirtschaftungsziele der EG-WRRL in der Flussgebietseinheit Weser abgeschätzt.

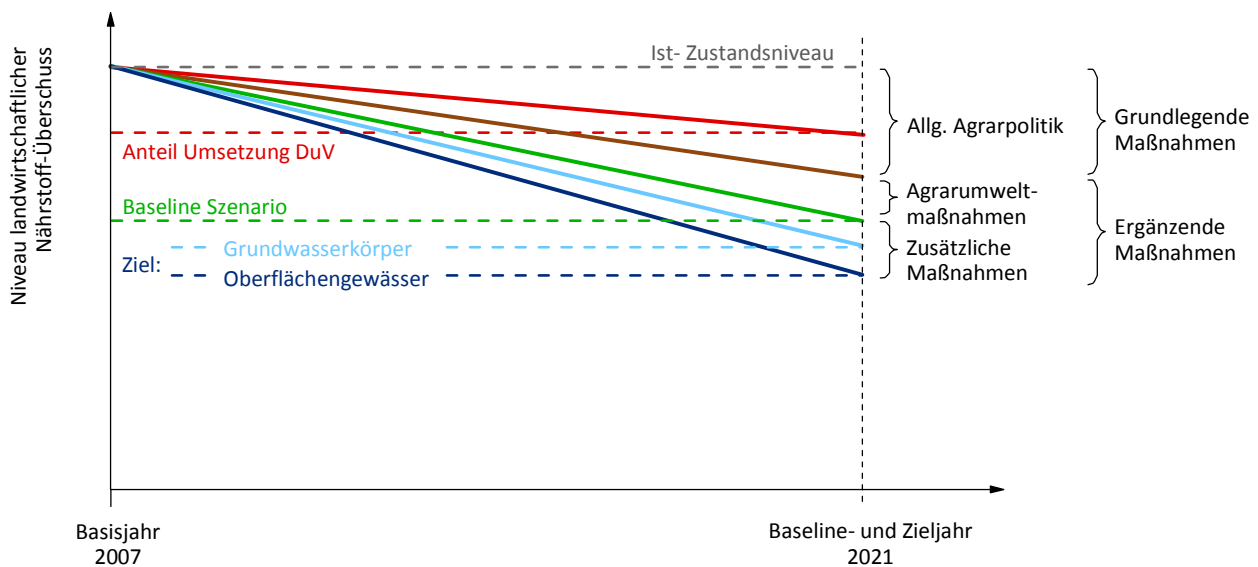
7.1 Einordnung von Baseline- und Maßnahme-Effekten

Die Ziele der EG-WRRL werden nach den bisherigen Ergebnissen der Ist-Zustandsanalysen nicht in allen Grund- und Oberflächengewässer in der Flussgebietseinheit Weser erreicht (siehe Kapitel 6). Zur Erreichung der Bewirtschaftungsziele ist u. a. das Niveau der landwirtschaftlichen Nährstoffüberschüsse und der daraus resultierenden Nährstoffeinträge in die Gewässer zu senken. Dabei können die erforderlichen Reduktionen im Hinblick auf den guten Zustand der Grundwasser- bzw. Oberflächenwasserkörper unterschiedlich ausfallen. Während für das Grundwasser die jeweiligen Standortbedingungen von Bedeutung sind, müssen bei Oberflächengewässern zusätzlich überregionale Prozesse berücksichtigt werden. Abbildung 46 gibt einen schematischen Überblick über die einzelnen Effekte, die zur Erreichung der EG-WRRL-Ziele zu differenzieren sind.

Ausgehend vom Ist-Zustand der landwirtschaftlichen Nährstoffüberschüsse und der Gewässerbelastung im Jahr 2007 ist durch die Entwicklung der allgemeinen Rahmenbedingungen der landwirtschaftlichen Produktion eine Veränderung der diffusen Nährstoffeinträge bis zum Jahr 2021 erwartbar. Die Rahmenbedingungen beinhalten die zum Zeitpunkt der Berechnungen geltenden Regelungen der Gemeinsamen Agrarpolitik, deren nationale Umsetzung in Deutschland sowie weitere beschlossene Strategien und Regelungen bis zum Jahr 2021. Die GAP Beschlüsse von 2013 waren zum Zeitpunkt der Berechnungen nicht bekannt und sind somit nicht vollständig berücksichtigt.

Die allgemeine Agrarpolitik umfasst dabei bereits grundlegende Maßnahmen (§ 11, Abs. 33 EG-WRRL), wie beispielsweise die Düngeverordnung (DüV), die auf eine Reduzierung der landwirtschaftlichen Nährstoffbelastung ausgerichtet sind. Insbesondere die Umsetzung der DüV trägt unter den hier vorgegebenen Rahmenbedingungen und Annahmen zur Reduktion der Nährstoffüberschüsse bis 2021 bei. Darüber hinaus gehören zu den Rahmenbedingungen weitere zu berücksichtigende Einflüsse wie die Entwicklung der Weltagrarmarktpreise und des Anbaus nachwachsender Rohstoffe, die die landwirtschaftliche Produktion und mithin die Nährstoffeinträge in Gewässer maßgeblich beeinflussen (Kreins et al., 2010).

Abbildung 46: Vorgehensweise der Szenarioentwicklung



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

Des Weiteren werden in den Programmen der Bundesländer zur Entwicklung ländlicher Räume in der Förderperiode 2007 bis 2013 zahlreiche Agrarumweltmaßnahmen (AUM) gefördert, die zur Verringerung der Gewässerbelastung durch die Landwirtschaft beitragen. Diese Maßnahmen gehören zu den ergänzenden Maßnahmen (§ 11, Abs. 4 EG-WRRL). Der jeweils in der Förderperiode für das Jahr 2013 geplante Maßnahmenumfang⁸ wird im Projekt AGRUM⁺-Weser in das Baseline-Szenario eingerechnet und bis 2021 fortgeschrieben.

Bei der Erstellung der Bewirtschaftungspläne für die Flussgebietseinheit Weser spielt die Abschätzung erwartbarer Veränderungen bis zum Jahr 2021 gegenüber dem Ist-Zustand 2007 eine wichtige Rolle, um den regionalen Handlungsbedarf nach dem „Wirksamwerden“ der „grundlegenden Maßnahmen“ und geplanten Agrarumweltmaßnahmen abzuleiten. Dazu werden in der

⁸ Vorgegeben durch den im Jahr 2012 für die jeweilige Maßnahme festgelegten Zielwert der AUM-Programme. Förderkennlinien der Maßnahmen wurden, soweit im Jahr 2012 festgelegt, in die Berechnung der Effekte des Baseline-Szenarios einbezogen.

Baseline die erwartbaren Auswirkungen der Entwicklungen auf die Nährstoffbilanzüberschüsse bis zum Jahr 2021 dem Ist-Zustand im Jahr 2007 gegenübergestellt. Es kommt meist zu einer Reduktion der Nährstoffbilanzüberschüsse, wobei diese Entwicklung regional sehr unterschiedlich ausfallen kann. Durch Agglomerationsprozesse und strukturelle Veränderungen kommt es regional auch zu ansteigenden Bilanzüberschüssen.

Im Vergleich zum vorangegangenen Modellvorhaben AGRUM (Kreins et al., 2010) zeigen die Nährstoffbilanzen weiterhin einen abnehmenden Trend. Diese Reduktion reicht jedoch auch weiterhin nicht aus, um die EG-WRRRL-Bewirtschaftungsziele in der Flussgebietseinheit Weser zu erreichen. Über die bisher umgesetzten und geplanten grundlegenden und ergänzenden Maßnahmen (u. a. AUM) hinaus, sind daher weiterhin zusätzliche ergänzende Maßnahmen notwendig. Im Rahmen des Projektes werden als „zusätzliche Maßnahmen“ im AGRUM⁺-Maßnahmenkatalog definierte Agrarumweltmaßnahmen analysiert (siehe Kapitel 7.6).

Die Auswirkungen der „ergänzenden Maßnahmen“ für das Grundwasser bzw. Oberflächengewässer beeinflussen sich wechselseitig. Für die Berechnung des zur Erreichung der Bewirtschaftungsziele in der Flussgebietseinheit Weser notwendigen Handlungsbedarfs wird daher ein zweistufiges Verfahren angewandt. In der ersten Stufe werden für die Regionen, in denen die Bewirtschaftungsziele für das Grundwasser nicht erreicht werden, Kombinationen für den notwendigen Umfang „ergänzender Maßnahmen“ ermittelt, um die Grundwasserziele zu erreichen. In der zweiten Stufe werden, unter Berücksichtigung der Effekte des ersten Schrittes, Maßnahmenkombinationen für eine kosteneffiziente Erreichung der Bewirtschaftungsziele für Oberflächengewässer abgeleitet (siehe Kreins et al. 2010). Die Methodik wird in den Kapiteln 7.5 und 7.6 dargelegt.

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

Die wesentlichen Rahmenbedingungen für den Agrarsektor verändern sich bis zum Jahr 2021. Die relevanten Veränderungen im Bereich der Gemeinsamen Agrarpolitik (GAP), im Agrarumweltbereich sowie die weiteren Einflussfaktoren werden in den nachstehenden Abschnitten erläutert. Da die Beschlüsse zur GAP nach 2013 zum Zeitpunkt der Durchführung der Modellanalysen noch nicht getroffen waren, konnte diese auch nicht berücksichtigt werden. Die Düngeverordnung hat einen wesentlichen Einfluss auf die Effekte der grundlegenden Maßnahmen. Die unter diesen Rahmenbedingungen bis zum Jahr 2021 zu erwartenden Entwicklungen der landwirtschaftlichen Landnutzung und Produktion sowie der Nährstoffbilanzüberschüsse werden mit RAUMIS-Ergebnissen vorgestellt.

7.2.1 Allgemeine Agrarpolitik

Im Jahr 1992 wurde mit der MacSharry-Reform ein Reformprozess der Gemeinsamen Agrarpolitik eingeleitet. Dieser wurde durch die Luxemburger Beschlüsse im Jahr 2003 (Europäische Kommission, 2003a, b, c) vertieft. 2009 wurde im Zuge des Gesundheitschecks der Agrarpolitik („Health Check“) unter anderem die obligatorische Flächenstilllegung abgeschafft, die Milchquote schrittweise bis 2015 erhöht sowie diese nach 2015 abgeschafft. Da die resultierenden Veränderungen mit unterschiedlichen Fristen eingeführt werden, kommt die volle Wirkung der Maßnahmen zeitlich verzögert bis 2021 zur Entfaltung. Wichtige Elemente sind die Entkopplung produktspezifischer Direktzahlungen, wie Tier- und Flächenprämien und die Bindung der Zahlungen an die Einhaltung bestehender Produktionsstandards („Cross Compliance“). Die bestehende obligatorische Flächenstilllegung wurde ab 2007 ausgesetzt. Ein wesentlicher Grund dafür war die zunehmende Flächennutzungskonkurrenz infolge weltweit stark gestiegener Agrarpreise.

Die Beschlüsse der GAP Reform nach 2013 inklusive das Greening waren zu Beginn des Projektes noch nicht verabschiedet und konnten daher in der Baseline nicht berücksichtigt werden⁹.

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

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

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

⁹ Die Baseline 2023, die die Beschlüsse zur GAP nach 2013 und Aspekte des Greening beinhalten, ist seit Mitte 2014 veröffentlicht (Offermann et al. 2014). Nach den Modellergebnissen setzt sich dort der bisherige Rückgang des Viehbestandes infolge der günstigen Agrarpreisentwicklung nicht fort, sodass dieser in der Vergangenheit für die Stickstoffbilanzüberschüsse entlastend wirkende Effekt entfällt. Zusätzlich mit dem Anfall von Gärresten kommt es daher nicht zu einem Rückgang der N-Überschüsse im Jahr 2023 im Vergleich zu 2010.

Seit dem Jahr 2006 ist die Novellierung der Düngeverordnung (DüV) in Kraft. Durch sie wird die gute fachliche Praxis bei der Anwendung von Düngemitteln, Bodenhilfsstoffen, Kultursubstraten und Pflanzenhilfsmitteln auf landwirtschaftlich genutzten Flächen geregelt. Im Hinblick auf den Nährstoffeinsatz sind von landwirtschaftlichen Betrieben zwei Restriktionen einzuhalten. Bei Wirtschaftsdüngern tierischer Herkunft dürfen sowohl auf Acker- als auch auf Grünland nur bis zu 170 kg N/ha LF ausgebracht werden, wobei unter besonderen Bedingungen bis zu 230 kg N/ha Grünland auf Antrag zulässig sind. Des Weiteren hat der Betriebsinhaber jährlich einen Nährstoffvergleich für das abgelaufene Düngejahr als Flächenbilanz oder aggregierte Schlagbilanz zu erstellen und zusammenzufassen. Diese Bilanz darf bei Phosphor im Schnitt von sechs Jahren eine Grenze von 20 kg/(ha LF·a) und bei Stickstoff ab 2009 im Dreijahresdurchschnitt 60 kg/ha LF und Jahr jeweils unter Berücksichtigung von Stall-, Lager- und Ausbringungsverlusten nicht überschreiten (Düngeverordnung 2007). Um die Düngeverordnung für das gesamte Bundesland Niedersachsen im Jahr 2021 nach den oben genannten Annahmen umzusetzen, müssten ca. 10 % des Mineraldüngers eingespart werden oder aber die Viehbestände um ca. 10 % reduziert werden. Dies würde allerdings mit erheblichen ökonomischen Verlusten einhergehen, und es ist daher nicht zu erwarten, dass es politisch umsetzbar ist.

7.2.2 Agrarumweltmaßnahmen

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

Wie in der Förderperiode 2000 bis 2006 werden auch in der Periode von 2007 bis 2013 in den Programmen der Bundesländer zur Entwicklung des ländlichen Raumes zahlreiche Agrarumweltmaßnahmen gefördert. Dabei sind jedoch nur Maßnahmen förderfähig, die oberhalb der Cross-Compliance-Standards¹⁰ liegen. Die Maßnahmenprogramme wurden durch die Bundesländer während der Förderperiode an die sich verändernden Rahmenbedingungen und Zielvorgaben angepasst. Relevante Aspekte der Maßnahmenauswahl, -umsetzung und -anpassung sind dabei unter anderem die fachliche und praktische Evaluierung der Wirkung sowie die Akzeptanz durch die Landwirte sowie der aktuelle Stand der Technik und die praktische Umsetzung. Einen Überblick über die im Zeitraum 2007 bis 2013, zumindest zeitweilig, in den Bundesländern der Flussgebietseinheit Weser geförderten Maßnahmen zeigt Tabelle 34.

¹⁰ Seit dem 01.01.2005 gelten für Landwirte, die Direktzahlungen beziehen, verpflichtende Standards der Betriebsführung in Hinblick auf Umweltschutz, Lebensmittel- und Futtermittelsicherheit, Tiergesundheit und Tierschutz sowie den landwirtschaftlichen und ökologischen Zustand der Betriebsflächen. Die Einhaltung dieser Standards wird überprüft und ist eine Grundvoraussetzung für den Erhalt der Prämienzahlungen.

Tabelle 34: Überblick über die innerhalb der Förderperiode 2007 bis 2013 angebotenen Agrarumweltmaßnahmen in den Bundesländern der Flussgebietseinheit Weser

Land	HE	NI/HB	NW	ST	TH
AUM nach nationaler Rahmenregelung systematisiert					
A	Extensive Produktionsverfahren Ackerbau/Dauerkulturen				
A1	Anbau von Zwischenfrüchten/Untersaaten	X	X	X	X
A2	Mulch- und Direktsaatverfahren		X	X	X
A3	Umweltfrd. Ausbringung von Wirtschaftsdünger		X		X
A4	Blühflächen auf Stilllegung, Blüh-, Schon- und Acker- randstreifen sowie Blühflächen	X	X	X	X
B	Extensive Grünlandnutzung				
B1	Betriebszweig oder Einzelflächen	X	X	X	X
B2	Umwandlung Ackerland in Grünland/Grasstreifen		X ¹⁾	X	X
B3.1	Verringerung Betriebsmitteleinsatz/Weidehaltung	X	X	X	X
C	Ökologischer Landbau	X	X	X	X
D	Stilllegung				X
Sonstige					
	Reduzierung von Stickstoffsalden			X	X
	Reduzierte Stickstoffdüngung				X
	Gewässerschonende Bewirtschaftung stillgelegter Ackerflächen/Grundwasser schonende Landbewirtschaftung		X		
	Vertragsnaturschutz auf Grünland	X	X	X	X

1) Innerhalb des Programnteils ‚Gewässer schonende Landbewirtschaftung‘.

Quelle: Eigene Darstellung anhand der Entwicklungsprogramme der Bundesländer.

In der Förderperiode 2007 bis 2013¹¹ wurde in einigen Bundesländern der Umfang der AUM, allerdings im Vergleich zur vorangegangenen Förderperiode, zunächst eingeschränkt. Nach Beschluss des GAP-„Health Check“ 2009 und der damit einhergehenden Fördermittelum-schichtung wurden landesspezifisch sowohl neue Maßnahmen bzw. Teilmaßnahmen in die Agrarumweltprogramme integriert, wie z. B. die grundwasserschonende Landbewirtschaftung in Niedersachsen als auch die Förderumfänge und Zielwerte bestehender Maßnahmen angehoben. Die Betrachtung des Förderzeitraumes zeigt zudem eine zunehmende Fokussierung von gesamtbetrieblichen auf einzel- und teilflächenbezogene Extensivierungsprogramme sowie die Berücksichtigung von Biodiversitäts- und Klimaschutzaspekten.

¹¹ Die Berechnungen wurden auf Basis von Daten der Förderperiode 2007 bis 2013 durchgeführt. Die Maßnahmenplanung der Förderperiode 2014 bis 2020 erfolgte darauf aufbauend und war zur Fertigstellung des Berichtes noch nicht abgeschlossen.

Weitere wichtige Aspekte in der Betrachtung der Akzeptanz und Wirkung von Agrarumweltmaßnahmen sind die Entwicklung des Energiepflanzenbaus und der Agrarpreise. Der Anbau von Energiepflanzen, wie z. B. Mais und Raps, bedingt eine zunehmende Flächeninanspruchnahme und verstärkte Flächenkonkurrenzen. In Kombination mit den verbesserten Einkommensmöglichkeiten der landwirtschaftlichen Betriebe verlieren daher die bereits implementierten und geplanten Maßnahmen zur Nährstoffreduzierung an Anreiz, wodurch die Akzeptanz und damit einhergehend auch die Wirkungseffizienz sinken. Um dieser Entwicklung entgegenzuwirken, ist eine Fokussierung auf Regionen und Maßnahmen mit hohen Wirkungsoptionen und Umsetzungspotenzialen notwendig.

7.2.3 Sonstige Einflussgrößen

Neben den Weiterentwicklungen der GAP und Veränderungen im Agrarumweltbereich gewinnen weitere Einflussgrößen zunehmend an Bedeutung. Zu den wesentlichen Einflussfaktoren gehören die Förderung des Anbaus nachwachsender Rohstoffe (NaWaRo) zur Biomasseerzeugung, der Preisanstieg für Agrarprodukte sowie für Energie- und Düngemittel und der technische Fortschritt. Diese Faktoren führen teilweise zu deutlichen Anpassungsprozessen der landwirtschaftlichen Bodennutzung und Tierproduktion und wirken sich damit auf die Nährstoffsalden aus.

Angesichts steigender Energiepreise spielt die Sicherstellung der Energieversorgung auch durch den Anbau nachwachsender Rohstoffe (NaWaRo) eine zunehmende Rolle in der Energiepolitik. Der NaWaRo-Anbau wird in Deutschland durch das Gesetz für den Vorrang Erneuerbarer Energien (Erneuerbare-Energien-Gesetz-EEG), das im Jahr 2004, 2008 und 2012 novelliert wurde, gefördert. Die Förderung hat zu einem Boom beim Anbau von Energiemais geführt, der sich als wettbewerbsstärkste Kultur durchgesetzt hat. Mit der Novellierung des EEG im Jahr 2012 wurde der starke Ausbau der Biogasanlagen gestoppt. Seitdem findet nur noch ein geringer Zubau statt. Daher wurde in der Baseline 2021 die regionale Investitionsdynamik für zwei Jahre fortgeschrieben, um die derzeit in Bau bzw. Planung befindlichen Biogasanlagen und deren Biomassebedarf berücksichtigen zu können. Der dann erreichte Status wird aufgrund der zwanzigjährigen Bestandsgarantie bis zum Zieljahr 2021 beibehalten und hieraus die benötigte Anbaufläche für Biomasse abgeleitet (Offermann et al., 2012).

Die Entwicklung der Agrarpreise ist geprägt vom Wirtschaftswachstum nach der Finanzkrise, das zu ansteigenden Weltmarktpreisen führt, aber auch die Binnenmarktpreise positiv beeinflusst. Zusätzlich hat die Förderung von erneuerbaren Energien Einfluss auf die Agrarpreise. Dabei profitiert insbesondere Weizen von den Preisanstiegen, wohingegen Futtergetreide schwächere Preisanstiege zeigt.

Der technische Fortschritt kommt insbesondere in den Ertragszuwächsen der Kulturpflanzen sowie den Steigerungen der tierischen Leistungen zum Ausdruck. In Deutschland belief sich im Zeitraum von 1990 bis 2007 die jährliche Zunahme der Flächenerträge bei Getreide auf 0,9 %, bei Mais und Raps auf 1 %. Die jährlichen Milchleistungssteigerungen der Milchkühe spielen ange-

sichts der Milchquotenregelung eine besondere Rolle für den Rindviehbestand und die landwirtschaftliche Landnutzung, vor allem für die Grünlandnutzung. In Deutschland sind die Milchleistungen je Tier von 1990 bis 2007 um jährlich 2,1 % gestiegen, wobei der Zuwachs in den ostdeutschen Bundesländern im Rahmen einer Angleichung der Milchproduktionsstandards überdurchschnittlich ausfiel. Für die Abschätzung der Landnutzung und Produktion wurden die beobachteten Produktivitätsentwicklungen bis zum Jahr 2021 fortgeschrieben.

7.2.4 Erwartbare Entwicklung der landwirtschaftlichen Landnutzung und Produktion

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

Sektorale Entwicklungen

Einen Überblick über die Ergebnisse für den Agrarsektor in Deutschland bzw. in der Flussgebietseinheit Weser sind in Tabelle 35 zusammengestellt.

Für die Flussgebietseinheit Weser basieren die Angaben auf denjenigen RAUMIS-Modellregionen (Landkreise), deren Gebietsfläche mit einem Anteil oder komplett in der Flussgebietseinheit Weser liegt. Dies betrifft 70 Modellregionen.

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

Trotz des erwarteten Anstiegs der Getreide- und Ölsaatenpreise bis zum Jahr 2021 erfolgt in Deutschland nach den Berechnungen mit RAUMIS kein Anstieg der Getreide- und Ölsaatenflächen. Dies ist eine Folge der hohen Wettbewerbsfähigkeit des Energiemaisanbaus für die Biogas-erzeugung, dessen Anbaufläche, vor allem zulasten der Flächenstilllegung sowie des Getreide- und Ölsaatenanbaus, in Deutschland auf etwa 1 Mio. ha LF und in der Flussgebietseinheit Weser auf rund 377.000 ha LF zunimmt. Der Flächenanteil des Energiemaisses beläuft sich somit im Jahr 2021 auf rund 6 % der LF.

Tabelle 35: Entwicklungen der landwirtschaftlichen Landnutzung und Viehbestände in Deutschland und in der Flussgebietseinheit Weser (2007 bis 2021)

		Deutschland			Weser		
		2007	2021	21'/'07'	2007	2021	21'/'07'
		abs.	abs.	%	abs.	abs.	%
Landwirt. gen. Fläche (LF)	1.000 ha	16.909	16.469	-2,6	4.046	3.986	-1,5
Getreide	1.000 ha	6.741	5.920	-12,2	1.646	1.472	-10,6
Ölsaaten	1.000 ha	1.468	1.353	-7,9	318	282	-11,3
Hack- u. Hülsenfrüchte	1.000 ha	756	605	-20,0	235	189	-19,6
Energiemais	1.000 ha	444	1.443	225,4	146	377	158,2
Silomais	1.000 ha	1.015	959	-5,5	224	184	-17,9
Sonstiges Ackerfutter	1.000 ha	592	667	12,6	98	108	10,2
Flächenstilllegung	1.000 ha	593	241	-59,4	138	72	-47,8
Hauptfutterfläche	1.000 ha	6.453	6.494	0,7	1.506	1.536	2,0
Viehbestand	GVE	14.570	13.510	-7,3	4.064	3.893	-4,2
Milch	GVE	4.118	3.821	-7,2	946	882	-6,8
Sonstige Rauhfutterfresser	GVE	4.635	3.860	-16,7	1.141	948	-16,9
Sonstige Tiere	GVE	5.817	5.828	0,2	1.976	2.061	4,3
Viehbesatz insgesamt	GVE/ha	0,86	0,82	-4,8	1,00	0,98	-2,8
Rauhfutterfresserbesatz	GVE/ha	0,52	0,47	-9,90	0,52	0,46	-10,99

Quelle: BMELV; Statistisches Jahrbuch; RAUMIS-Ergebnisse.

Die erwartbare Entwicklung der Viehbestände spielt für die zukünftige Situation der diffusen Gewässerbelastung eine zentrale Rolle. In Deutschland und in der Flussgebietseinheit Weser ist ein Großteil des Viehbestandes durch die Milcherzeugung determiniert. Diese wird durch die bis 2015 bestehende Quotierung auf rund 28 Mio. t begrenzt, sodass sich die Milchlieferung gegenüber dem Ist-Zustand nicht verändert. Die anhaltende jährliche Milchleistungssteigerung wird zu einem weiteren Abbau des Milchkuhbestandes führen, der sich bis 2015 im Vergleich zum Basisjahr 2003 in Deutschland auf 15 % und in der Flussgebietseinheit Weser auf 16 % beläuft. Neben dem kontinuierlichen Abbau des Milchkuhbestandes geht die Rindviehhaltung zusätzlich durch die Entkopplung der Tierprämien zurück. Insbesondere für die Mutter- und Ammenkuhhaltung sowie die Rindermast ist die Entkopplung von entscheidender Bedeutung, da hierdurch die Deckungsbeiträge erheblich reduziert werden. Die Modellkalkulationen mit RAUMIS ergaben für Deutschland im Baseline-Szenario einen Rückgang um rund 7 % der Viehbestände. Die Menge an sonstigen Tieren wird in der Weser, im Vergleich zum restlichen Bundesgebiet, um insgesamt 4 % stärker steigen. Dies betrifft insbesondere die Schweine- und Geflügelproduktion, die besonders in einigen Landkreisen Niedersachsens ausgeweitet wird.

In den Berechnungen wurden die Produktionsanpassungen infolge der Düngeverordnung nicht berücksichtigt. In diesem Zusammenhang wären ein stärkerer Abbau des Viehbestandes sowie ein Anstieg überregionaler Gülletransporte im Vergleich zu den im Baseline-Szenario ausgewie-

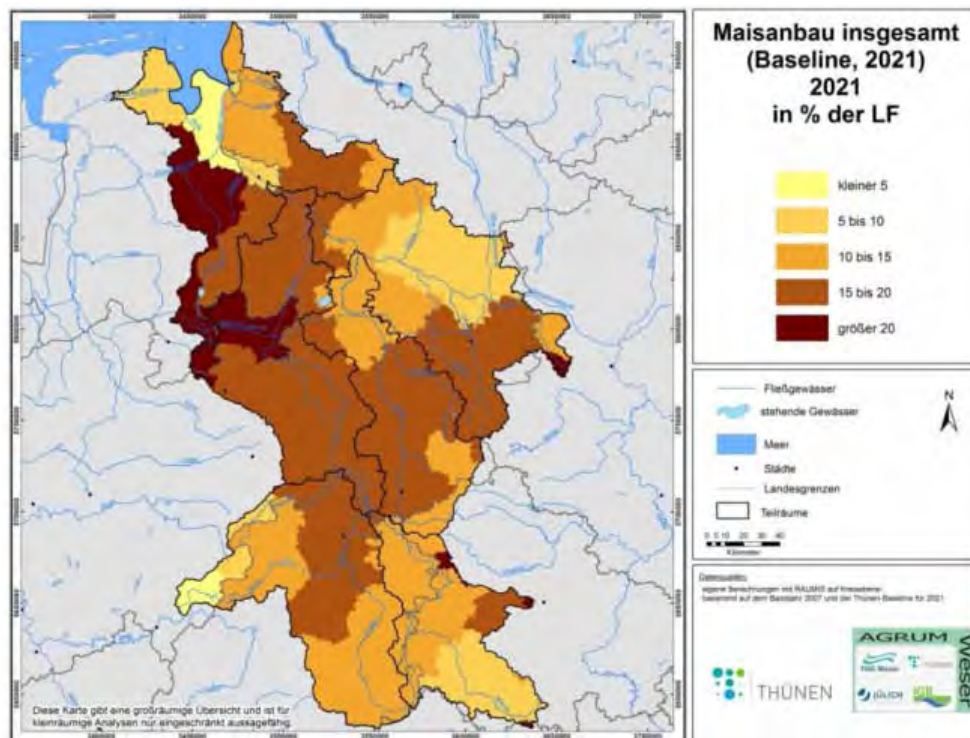
senen Ergebnissen zu erwarten. Die Düngeverordnung wird daher zusätzlich zu den Annahmen der Thünen-Baseline in diesem Projekt implementiert.

Regionale Entwicklungen

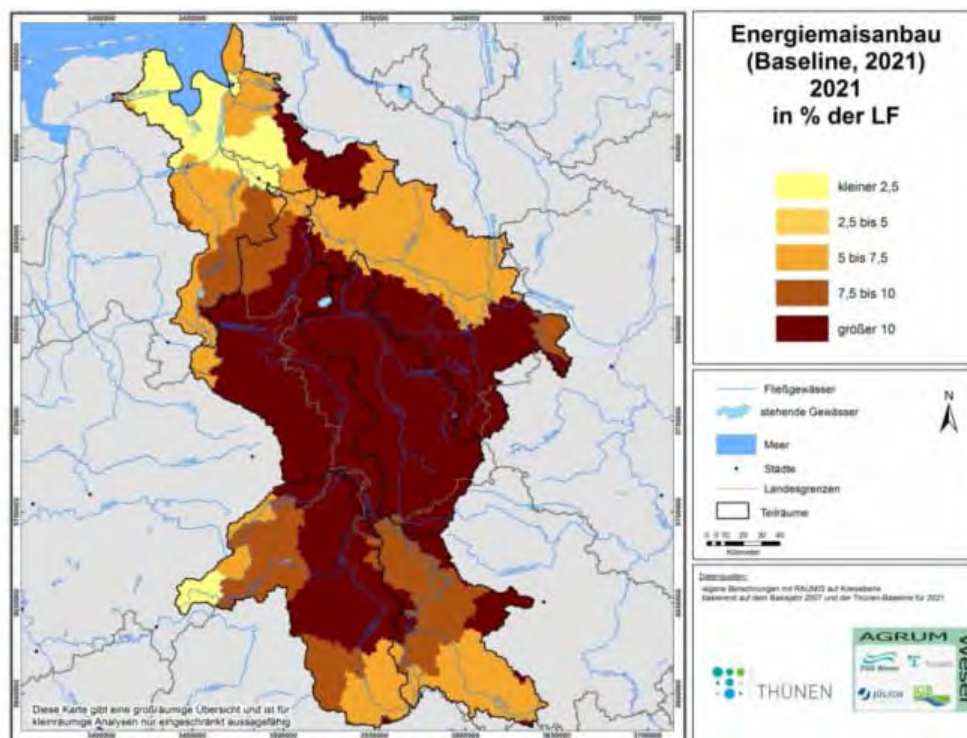
Aufgrund einer räumlichen Spezialisierung der landwirtschaftlichen Produktion in Deutschland und in der Flussgebietseinheit Weser resultieren aus den veränderten Rahmenbedingungen bis 2021 unterschiedliche regionale Anpassungen.

Der erwartete Anstieg der Agrarpreise sowie der Wegfall der obligatorischen Flächenstilllegung führen zu einer Intensivierung der Ackerlandnutzung. Stillgelegte Flächen werden wieder in Bewirtschaftung genommen. Wie bereits anhand der sektoralen Ergebnisse deutlich wurde, erfolgen die größten Änderungen im Bereich der Biomasseerzeugung und dem Ackerfutteranbau, die am Beispiel der Maisfläche in Karte 97 dargestellt sind. Infolge der Förderung des NaWaRo-Anbaus wird die Energiemaisfläche in der Baseline stark ausgedehnt, insbesondere in den Ackerbauregionen von Niedersachsen, Sachsen-Anhalt und Thüringen, die einen hohen Getreide- und Ölsaatenanteil in der Fruchtfolge aufweisen. Demgegenüber nehmen Futtermaisflächen infolge des Rindviehbestandsabbaus und der Entkopplung in vielen Regionen mit intensiver Rinderproduktion, wie im Nordwesten Deutschlands bzw. in der Flussgebietseinheit Weser, ab. Allerdings kann in Regionen mit sehr hohem Wirtschaftsdüngeranfall die hohe Aufnahmefähigkeit des Silomais für Wirtschaftsdünger als ein den Futtermaisbau stabilisierender Faktor wirken.

Karte 97: Regionaler Maisanbau in der Flussgebietseinheit Weser im Baseline-Jahr 2021



Karte 98: Regionaler Energiemaisanbau in der Flussgebietseinheit Weser im Baseline-Jahr 2021



Für die regionale Entwicklung der Rindviehbestände ist die Einführung der bundesweiten Handelbarkeit der Milchquoten von Bedeutung (Gömann et al., 2006; Kreins und Cypris, 1999). Diese wird auch in der Flussgebietseinheit Weser die bereits in der Ex-post-Periode zu beobachtenden regionalen Konzentrationstendenzen der Milcherzeugung auf wettbewerbsfähige Standorte beschleunigen (Kreins und Gömann, 2008). Nach den Berechnungen mit RAUMIS wird der bundesweite Milchquotenhandel jedoch nicht zu einer Aufstockung der Milchkuhherden in den für die Milcherzeugung wettbewerbsfähigen Regionen am Unterlauf der Weser führen. Vielmehr fällt in diesen Regionen der Milchkuhbestandsabbau unterdurchschnittlich aus, sodass die Milcherzeugung in diesen Regionen im Rahmen der Milchleistungssteigerungen zunimmt. Die dazu notwendige Milchquote wird durch den Rückgang der Milcherzeugung in für die Milcherzeugung weniger wettbewerbsfähigen Grünlandregionen, aber auch ertragreichen Ackerbaustandorten, wie der Hildesheimer Börde, freigesetzt.

7.2.5 Auswirkungen der erwartbaren Anpassungen in der Landwirtschaft auf die Nährstoffüberschüsse

Die erwarteten Anpassungen der landwirtschaftlichen Landnutzung und Produktion an die Rahmenbedingungen im Baseline-Szenario wirken sich auf die Nährstoffbilanzen aus. Nach den Modellanalysen ist bis zum Jahr 2021 insgesamt eine weitere Reduzierung der Phosphor und Stick-

stoffbilanzüberschüsse gegenüber dem Ist-Zustand zu erwarten. Da die Phosphoreinträge in die Gewässer jedoch überwiegend über die Phosphorversorgung des Bodens bestimmt werden und weniger über landwirtschaftliche Phosphorbilanzüberschüsse (vgl. Kapitel 6.2.4), werden zunächst die Entwicklung und die Auswahl von Maßnahmen zur Reduzierung von Stickstoffbilanzüberschüssen analysiert. Ausgehend vom Ist-Zustand 2007 mit einem durchschnittlichen Stickstoffbilanzüberschuss von 62 kg N/ha LF (insg. 141.000 t Stickstoffüberschuss) in der Flussgebietseinheit Weser ist nach Berechnungen mit RAUMIS insgesamt eine Verminderung der Stickstoffbilanzen um 13 kg N/ha LF bis zum Jahr 2021, und somit auf insgesamt 112.000 t Stickstoffüberschuss, zu erwarten. Diese Gesamtreduktion setzt sich aus mehreren, teils gegenläufigen und mehr oder minder gut quantifizierbaren Einzeleffekten zusammen. Ein Großteil der Reduktion basiert auf dem erläuterten Rindviehbestandsabbau. Nach Kreins et al. (2010) würde durch eine Ausdehnung der Milchquote um 1 % der bundesweite Stickstoffbilanzüberschuss um rund 0,1 kg N/ha LF ansteigen. Regional fallen die Auswirkungen aufgrund der räumlichen Konzentration der Milcherzeugung in Deutschland sehr unterschiedlich aus. In spezialisierten Milchviehregionen, wie sie beispielsweise im Norden von Niedersachsen zu finden sind, können die Stickstoffbilanzüberschüsse um bis zu rund 1 kg N/ha LF bei einer bundesweiten Quotenaufstockung um 1 % ansteigen. Ebenso führen steigende Agrarpreise zu einem tendenziellen Anstieg der Produktionsintensität im Ackerbau und zu einer Zunahme der Stickstoffbilanzüberschüsse.

Nach RAUMIS-Ergebnissen ist zu erwarten, dass deutschlandweit 2021 auf bis zu 1,5 Mio. ha Pflanzen zur Energiegewinnung angebaut werden. Dieser spielt für die Stickstoffbilanzen eine wichtige Rolle, da die Nährstoffe im vergorenen Substrat erhalten bleiben und als Wirtschaftsdünger zur Ausbringung auf landwirtschaftlichen Flächen anfallen. Nach Meinung von Experten ist das Gärsubstrat wie Wirtschaftsdünger aus der Viehhaltung einzustufen.

Die Auswirkungen der geplanten Veränderungen bei den AUM-Umfängen auf die Nährstoffbilanzsalden wurden auf Grundlage der von Osterburg et al. (2007) durchgeführten Bewertungen einzelner Maßnahmen abgeschätzt. Die Kosten und Wirkung einzelner Maßnahmen wurden entsprechend Experteneinschätzungen an den aktuellen Kenntnisstand angepasst. Die Zusammenfassung der Wirkungen der einzelnen Maßnahmen auf Gemeinde- bzw. Kreisebene in den Anrainerländern ergibt den gesamten Einfluss der Agrarumweltmaßnahmen auf die Stickstoffbilanz der jeweiligen Region im Jahr 2021. Der für die jeweilige Maßnahme in der Förderperiode für das Jahr 2013 geplante Maßnahmenumfang¹² und die daraus resultierende Stickstoffbilanzwirkung werden im Projekt in das Baseline-Szenarios eingerechnet und bis 2021 fortgeschrieben. Die realisierten Förderflächen 2007 und geplanten Flächenumfänge sind in Tabelle 36 zusammengefasst.

¹² Es wurde der im Jahr 2012 für die jeweilige Maßnahme festgelegte Zielwert der AUM-Programme zugrunde gelegt. Förderkulissen wurden, soweit im Jahr 2012 festgelegt, in die Berechnung der Effekte des Baseline-Szenarios einbezogen.

Tabelle 36: Überblick gewässergüterrelevanter Agrarumweltmaßnahmen der Agrarumweltprogramme, Landesförderflächen 2007 und 2013 (in ha)

	2003/04	2007	2013	Kulisse	2003/04	2007	2013	Kulisse
AUM	HE				NI/HB			
Zwischenfruchtanbau und Untersaaten	17.900	0	20.000	ja	0	15.560	80.000	
Reduzierte Bodenbearbeitung								
- Mulch-, Direktsaat u. Mulchpflanzverfahren		0	60.000	ja	68.100	49.100	56.000	
- Erosionsschutzmaßnahme	35.600	68.701	0					
- Umwandlung von Acker in Grünland								
- Grasstreifen								
Grünlandextensivierung (GL-Ext.)	117.600	85.506	45.000		43.300	51.289	71.200	ja
Ökologischer Landbau	53.500	63.257	78.000		51.000	62.165	60.000	ja
Blüh- und Schonstreifen (BuS)		0 **	6.000			6.551	10.800	
Umwandlung von Acker in Grünland						473	0	
Extensive Ackernutzung						1.250	<7.500	
Uferrandstreifen		in BuS incl.	in BuS		in BuS incl.		in BuS incl.	
Grundwasserschonende Ausbringungstechnik						2.311	7.500	ja
Grundwasserschonende Landbewirtschaftung							60.000 *	ja
Extensive Weidewirtschaft								
Reduzierte N-Düngung								
Stilllegung								
AUM	NW				ST Weser-Ems			
Zwischenfruchtanbau und Untersaaten		0	40.000	ja				
Reduzierte Bodenbearbeitung	66.600	84.213 ***						
- Mulch-, Direktsaat u. Mulchpflanzverfahren		0	8.000			4.596	5.001	
- Erosionsschutzmaßnahme								
- Umwandlung von Acker in Grünland		1.042	0					
- Grasstreifen		2.047	0					
Grünlandextensivierung	74.300	115.634	71.200			989	1.115	
Ökologischer Landbau	37.600	46.117	70.000			888	1.005	
Blüh- und Schonstreifen		296	6.500			0	60	
Umwandlung von Acker in Grünland		s. GL-Ext.	s. GL-Ext.					
Extensive Ackernutzung		196	650					
Uferrandstreifen		1.730	4.600					
Grundwasserschonende Ausbringungstechnik								
Grundwasserschonende Landbewirtschaftung								
Extensive Weidewirtschaft								
Reduzierte N-Düngung								
Stilllegung								
AUM	TH							
Zwischenfruchtanbau und Untersaaten		0	5.000	ja				
Reduzierte Bodenbearbeitung								
- Mulch-, Direktsaat u. Mulchpflanzverfahren		0	6.500	ja				
- Erosionsschutzmaßnahme								
- Umwandlung von Acker in Grünland								
- Grasstreifen								
Grünlandextensivierung		9.924	57.800					
Ökologischer Landbau		21.934	21.000					
Blüh- und Schonstreifen		682	1.300					
Umwandlung von Acker in Grünland		1.331	1.500					
Extensive Ackernutzung								
Uferrandstreifen		in BuS incl.	in BuS incl.	n.m.				
Grundwasserschonende Ausbringungstechnik		0	100.000					
Grundwasserschonende Landbewirtschaftung								
Extensive Weidewirtschaft		100.427	59.000					
Reduzierte N-Düngung		27.744	0					
Stilllegung		759	400					

Bemerkungen:

1) Die Werte der Bundesländer NI, HE, NW, TH beziehen sich auf die gesamte Bundeslandfläche; die Werte für ST beziehen sich auf die Region Weser-Ems.

2) In Thüringen konnte beispielsweise die Maßnahme W1-Absenkung der N-Salden nicht berücksichtigt werden, da die Wirkung auf die Überschüsse nach der hier verwendeten Methodik nicht ableitbar war.

* Eine differenzierte Ausweisung der Zielwerte der Teilmaßnahmen, die keine Zusatzmaßnahmen sind, lag für NI leider nicht vor, daher wird der gesamte Zielwert angerechnet.

** Nicht im durch das Land Hessen bereitgestellten Datensatz ausgewiesen, daher wird der Startwert im Jahr 2007 auf 0 gesetzt.

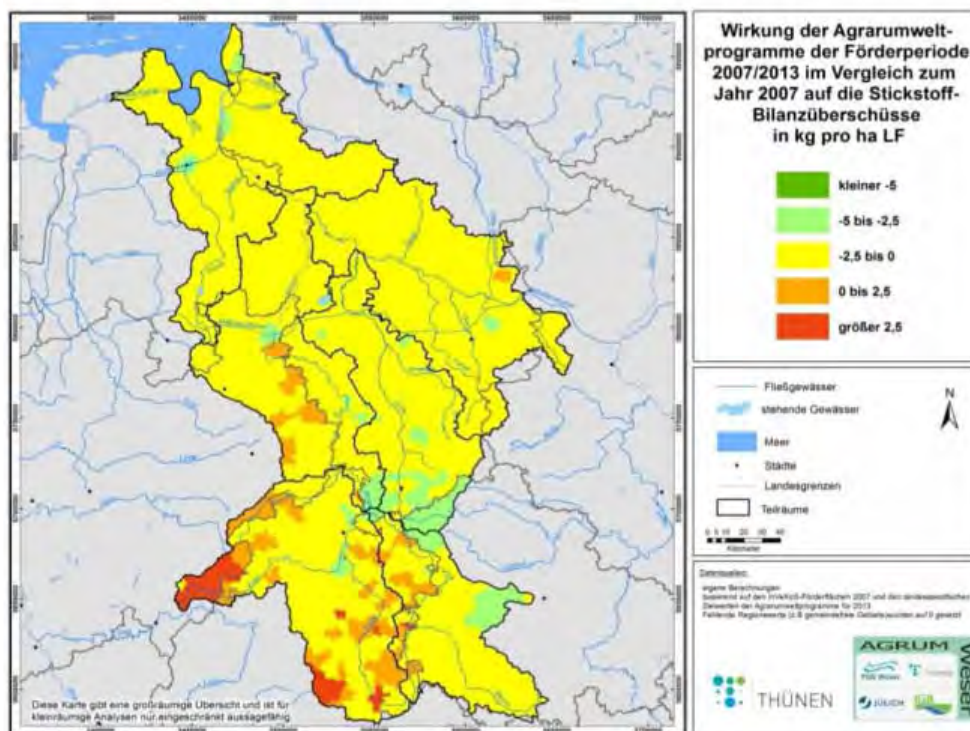
*** Die bis 2007 geförderte Erosionsschutzmaßnahme beinhaltet die Ansaat von temporären Grasstreifen und die Umwandlung von Ackerland in Grünland. Diese können mit 50 kg/ha N angerechnet werden.

Quelle: InVeKoS-Förderfläche 2007 und Agrarumweltprogramme der Bundesländer.

Es ist davon auszugehen, dass die bis 2007 umgesetzten Agrarumweltmaßnahmen bereits im Basisjahr, sowohl direkt, als auch indirekt, auf die landwirtschaftliche Produktion und somit die Nährstoffsalden einwirken. Für die Berechnung der Nährstoffbilanzüberschüsse des Baseline-Jahres 2021 werden dementsprechend, ausgehend vom Basisjahr 2007, die zur Erreichung 2013 anvisierten Zielwerte noch umzusetzenden Maßnahmenflächen in Hinblick auf ihre Stickstoffbilanzwirkung angerechnet. Die daraus resultierende Wirkung der Agrarumweltmaßnahmen auf die Veränderung Stickstoffbilanzüberschüsse von 2007 bis 2021 liegt in den Weser-Anrainerländern meist zwischen +1,0 bis -1,5 kg N/ha LF der jeweiligen Gemeinde bzw. des Kreises. In Gebieten innerhalb der Bundesländer sind diese Wirkungsspannweiten größer, da die Maßnahmen nur für bestimmte Produktionszweige geeignet sind und/oder nur in bestimmten Gebietskategorien angeboten werden (wie z. B. die Grünlandextensivierung in Niedersachsen und der Anbau von Zwischenfrüchten in Hessen).

Die Karte 99 zeigt die räumliche Differenzierung der Wirkung der gewässergüterrelevanten Agrarumweltmaßnahmen auf die Stickstoffbilanzen im Baseline-Jahr 2021 im Vergleich zum Basisjahr 2007 unter Annahme einer vollständigen Realisierung der geplanten Förderflächen bis 2013. Es wird ersichtlich, dass durch die geplante Ausweitung der Förderflächen meist eine leichte Reduktion der Stickstoffbilanzüberschüsse zu erwarten ist. Regionale Wirkungsverluste sind möglich wenn aufgrund herabgesetzter Förderumfänge ein erheblicher Wirkungsverlust eintritt.

Karte 99: Wirkung der Agrarumweltprogramme der Förderperiode 2007/2013 im Vergleich zum Jahr 2007 auf die Stickstoffbilanzüberschüsse (kg N/ha LF)

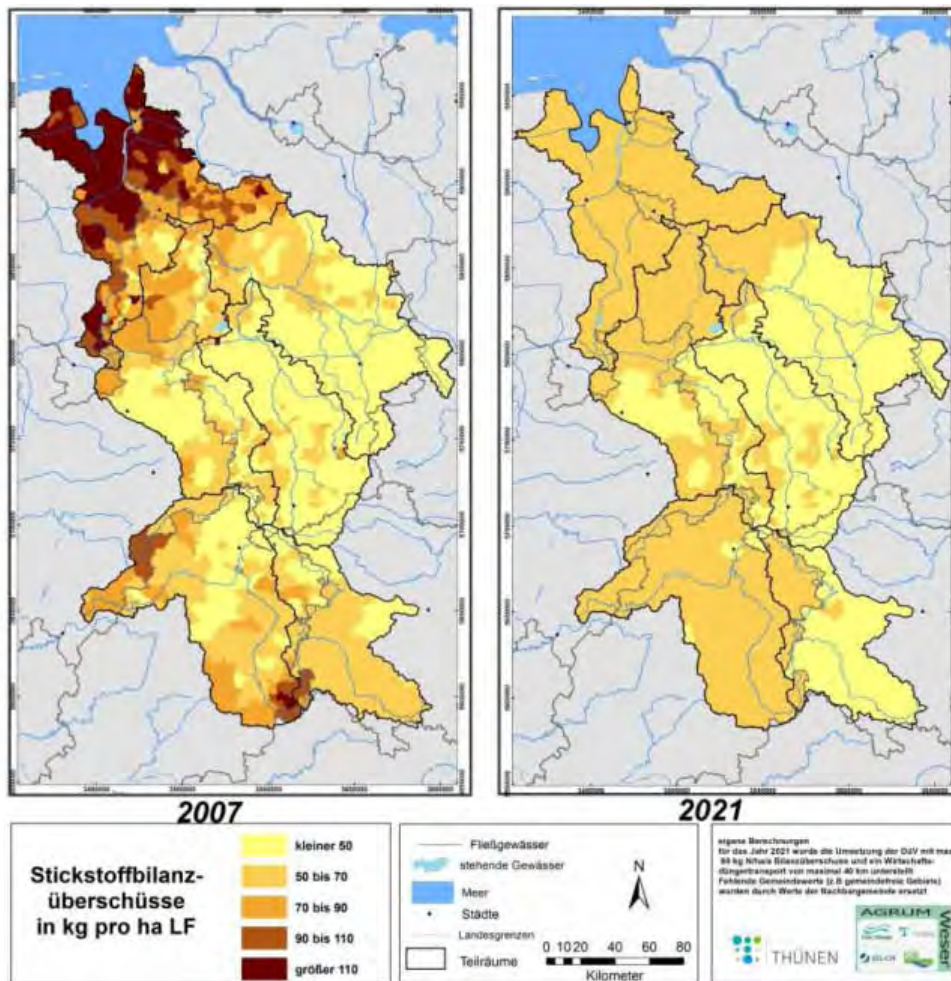


Es ist zu berücksichtigen, dass diese Wirkungsabschätzung mit Unsicherheiten behaftet ist. In der Flussgebietseinheit Weser sind bezüglich der Entwicklung der Stickstoffbilanzen im Baseline-Szenario vergleichbare Effekte wie im Bundesdurchschnitt zu erwarten. Die Stickstoffbilanzüberschüsse (ohne atmosphärische Deposition) verringern sich, ausgehend von durchschnittlich rund 62 kg N/ha LF im Ist-Zustand (2007,) im Mittel um über 13 kg N/ha LF im Weser Einzugsgebiet. Im Vergleich zu den vorab beschriebenen grundlegenden Maßnahmen ist festzustellen, dass die Veränderungen der Agrarumweltprogramme vom Basisjahr 2007 bis zum Zieljahr 2021 in vergleichsweise geringem Ausmaß auf die landwirtschaftlichen Nährstoffbilanzen einwirken (ca. 1 kg N/ha). Die positiven Auswirkungen der AUM auf die Stickstoffbilanzen werden durch die „neuen“ Förderprogramme bis 2013 nicht in relevantem Umfang beeinflusst. Der in Karte 100 dargestellte Rückgang der Stickstoffbilanzüberschüsse im Jahr 2021 gegenüber dem Basisjahr 2007 von 13 kg N/ha resultiert aus den vorab dargelegten Annahmen. Dabei setzten sich die 13 kg N/ha wie folgt zusammen: die oben beschriebenen allgemeinen Entwicklungen tragen mit ca. 6 kg N/ha zur Reduktion bei, die geplanten Agrarumweltmaßnahmen 1 kg N/ha, und die Umsetzung der DüV (Stickstoffüberschuss max. 60 kg/ha LF) ca. 6 kg N/ha zum Rückgang der N-Überschüsse bei (s. Kapitel 7.2.6).

Da die Form der Umsetzung der Düngeverordnung bis 2021 nicht absehbar ist, werden im Rahmen des Projektes AGRUM⁺ Annahmen zum Grad der Umsetzung der DüV sowie zur resultierenden Reduktion der Nährstoffsalden gemacht werden. Dazu werden im Folgenden drei Szenarien aufgezeigt. Im Rahmen des projektbegleitenden Arbeitskreises wurde Variante 2 als am realistischsten angesehen. Diese Form der Umsetzung der DüV wird somit in den folgenden Berechnungen zum Handlungsbedarf und zu weiteren Maßnahmenoptionen als Grundlage verwendet.

Es ist darüber hinaus davon auszugehen, dass aufgrund des technischen Fortschritts in der Ausbringung und Einarbeitung von Wirtschaftsdünger und den betreffenden Maßnahmen nicht nur der Wirkungsgrad, bezogen auf die Ertragsbildung, ansteigt, sondern auch die gasförmigen Stickstoffverluste in Form von NH_y abnehmen. Dies wirkt wiederum reduzierend auf die Stickstoffdeposition im Baseline-Szenario 2021. In welchem Maß eine Abnahme der Stickstoffdeposition bis 2021 eintreten wird, kann nicht gesichert quantifiziert werden. Im Baseline-Szenario wurde daher der Mittelwert für die Zeitperiode von 2004 bis 2007 auch für die Modellberechnungen des Baseline-Szenarios 2021 verwendet. Im Modellvorhaben AGRUM war eine deutliche Reduktion der Stickstoffdeposition in Hinblick auf die Einträge in die Oberflächengewässer berücksichtigt worden, die nach aktuellen Gesichtspunkten die absehbare Tendenz übersteigt. Es liegen darüber hinaus keine räumlich differenzierten Szenarien zur Änderung der Deposition vor, die dem Detaillierungsgrad der verwendeten Eingangsdaten entsprechen. Es wird daher ein Szenario zur Reduktion der atmosphärischen Deposition geprüft, das auf den Annahmen beruht, dass eine Reduktion der Ausgasungsverluste mit einer Reduktion der NH_y -Deposition von 25 % eintritt und sich diese in der unmittelbaren Nähe der Ausbringung auf allen Flächen auswirkt (Szenario ATD1). Die daraus resultierenden Effekte auf die Stickstoffeinträge in die Oberflächengewässer und den Handlungsbedarf werden im Kapitel 7.2.7 dargelegt.

Karte 100: Stickstoffflächenbilanzüberschüsse im Basisjahr 2007 (links) und im Baseline-Szenario 2021 (rechts) (kg N/ha LF ohne atmosphärische Deposition)



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

Für die Implementierung der Düngeverordnung (DüV)¹³ im Baseline-Szenario 2021 müssen im Rahmen des Projektes Annahmen zum Grad und zur Form der Umsetzung der Düngeverordnung gemacht werden. Da für den aktuellen Stand keine Daten zur Umsetzung der DüV in den Bundesländern vorliegen, wurde im projektbegleitenden Arbeitskreis beschlossen, dass von einer vollständigen Umsetzung der Düngeverordnung ausgegangen werden kann. Seit 2009 dürfen laut DüV u. a. landwirtschaftliche Betriebe eine Hoftorbilanz von 60 kg N/ha im Dreijahresmittel nicht

¹³ Die Hoftorbilanz nach DüV liegt im deutschen Durchschnitt unterhalb der hier beschriebenen Flächenbilanz. Es wurde in den Berechnungen angenommen, dass die Flächenbilanz 60 kg N/ha nicht überschreiten darf, um die tatsächlichen Austräge aus dem System, die für die hydrologischen Modelle relevant sind, zu berücksichtigen. Unter Berücksichtigung der Unterschiede zur Hoftorbilanz dürfte der Handlungsbedarf etwas höher ausfallen.

überschreiten. Es wird davon ausgegangen, dass die Umsetzung der Düngeverordnung auch im Zieljahr 2021 fortgesetzt wird. Nach den Berechnungen der Stickstoffbilanz für das Jahr 2021, ohne die Umsetzung der Düngeverordnung (unter Einbezug der Annahmen zum Baseline-Szenario und zur Umsetzung von Agrarumweltmaßnahmen wie oben beschrieben), liegen jedoch einige Gemeinden im Wesereinzugsgebiet im Mittel über 60 kg N/ha. Diese Überschüsse müssten demnach entweder abgebaut oder in andere Regionen umverteilt werden. Dazu werden im Folgenden drei Szenarien untersucht:

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

Je nachdem, wie weit Wirtschaftsdünger umverteilt bzw. transportiert werden kann, müssten die verbliebenden, nicht umzuverteilenden überschüssigen Mengen durch andere Maßnahmen (z. B. Viehabbau, weniger Einsatz von Mineraldünger) abgebaut werden. Die Ergebnisse spiegeln nur eine grobe Größenordnung der ökonomischen Kosten wider. Für die weiteren Berechnungen hat sich der projektbegleitende Arbeitskreis für das zweite Szenario entschieden.

DüV-Szenario 1: Umsetzung der Düngeverordnung durch Export von überschüssigem Wirtschaftsdünger im selben Landkreis (nur eigener Landkreis)

Bei diesem Szenario verteilen Gemeinden, die einen Stickstoffüberschuss größer als 60 kg N/ha LF aufweisen, ihre überschüssigen Mengen an Nachbargemeinden desselben Landkreises, die unter 60 kg N/ha LF bis maximal 60 kg N/ha LF liegen. Wenn ein Landkreis im Durchschnitt über 60 kg N/ha LF liegt und somit nicht alle Überschüsse an Nachbargemeinden abgegeben werden können, werden diese gestrichen. Dies bedeutet inhaltlich, dass Stickstoffüberschüsse bis 2021 durch einen Abbau der Tierbestände oder weniger Mineraldüngereinsatz erreicht werden müssen, was in der Umsetzung u. a. politisch schwierig sein dürfte. Der Einsatz von weniger Mineraldünger ist z. B. in der Praxis schwierig, da einige Kulturen im Vorfeld nur bedingt Wirtschaftsdünger vertragen, die Qualitätsdüngung mit organischem Dünger nur bedingt möglich ist und die Substitution von Mineraldünger durch organische Dünger eine neue Technik mit entsprechenden Kosten voraussetzt. Ein weiterer kritischer Punkt ist, dass in diesem Szenario Gemeinden an Landkreisgrenzen Wirtschaftsdünger nicht an Nachbargemeinden eines anderen Landkreises verteilen können. Eine Umverteilung innerhalb desselben Landkreises führt dazu, dass Wirtschaftsdünger durchschnittlich maximal 20 km transportiert werden würde, was nach derzeitigem Stand die übliche Praxis widerspiegelt. Beispielhaft würde dies für das Bundesland Niedersachsen bedeuten, dass in der Baseline 2021 weiterhin 41.000 t N durch andere Maßnahmen reduziert werden müssten.

DüV-Szenario 2: Umsetzung der Düngeverordnung durch Export von überschüssigem Wirtschaftsdünger im selben Landkreis und darüber hinaus bis zu 40 km Umkreis (eigener und benachbarter Landkreis)

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

DüV-Szenario 3: Umsetzung der Düngeverordnung durch Export von überschüssigem Wirtschaftsdünger im selben Landkreis und darüber hinaus bis zu 80 km (eigener und Nachbarkreis sowie übernächster Kreis)

Dieses Szenario ist ähnlich aufgebaut wie das DüV-Szenario 2, jedoch mit einer Umverteilung bis zu ca. 80 km, durch Umverteilung von Wirtschaftsdünger in den Nachbarkreis und in den daran angrenzenden Kreis. Ein Transport von bis zu max. 80 km würde nach Kreins et al. (2007) Transportkosten von 13 €/t Gülle nach sich ziehen. Dies ist bei den derzeitigen Deckungsbeiträgen ökonomisch nicht sinnvoll, weil der verbleibende Deckungsbeitrag nicht für eine hinreichende Entlohnung der Produktionsfaktoren ausreicht und somit u. a. Neuinvestitionen nicht möglich sind. Allerdings könnte zukünftig die Transportwürdigkeit von Wirtschaftsdünger durch Verfahren wie Separation steigen. Auch bei dieser Variante müssen noch Überschüsse in den Gemeinden von Niedersachsen gestrichen werden, was wiederum bedeutet, dass dies z. B. durch weniger Tierproduktion oder weniger Mineraldüngereinsatz erreicht werden könnte. Beispielhaft würde dies für das Bundesland Niedersachsen bedeuten, dass noch 35.000 t N reduziert werden, rund 10 % weniger als im DüV-Szenario 1).

Um die aus der Umsetzung der DüV resultierende Reduktion der Stickstoffbilanzen zu realisieren, ist in der Flussgebietseinheit Weser eine Reduktion der gesamten Mineraldüngereinsatzmengen oder aber der Tierbestände im Einzugsgebiet um etwa 10 % notwendig. In den betroffenen Regionen (2021 Stickstoffsaldo >60 kg N/ha LF, wenn keine Umsetzung der DüV) würden diese Anpassungsmaßnahmen mit erheblichen ökonomischen Effekten einhergehen, da meist Grenzwertüberschreitungen von >20 kg P/ha LF zu reduzieren sind. Bezogen auf die Tierbestände beträfe dies in den meisten Regionen eine Reduktion um (deutlich) mehr als 100 GVE. Dies würde allerdings mit erheblichen ökonomischen Verlusten einhergehen, und es ist daher nicht zu erwarten, dass es politisch umsetzbar ist.

7.2.7 Szenarien zur Veränderung der Nährstoffeinträge bei reduzierter atmosphärischer Deposition

Wie in Kapitel 7.2.5 dargelegt, wird im Szenario ATD1 eine 25%ige Reduktion der NH_y -Deposition auf allen Flächen angenommen, die aus der unmittelbaren Einarbeitung des Wirtschaftsdüngers in den Boden resultiert. Es wurde hier vereinfachend davon ausgegangen, dass sich eine Reduktion der Ausgasungsverluste auch in der unmittelbaren Nähe der Ausbringung auswirkt und somit die Immission in die Atmosphäre sowie die spätere Deposition innerhalb des Wesereinzugsgebiets stattfindet. Da jedoch durch den atmosphärischen Transport auch NH_y aus benachbarten Gebieten importiert wird, setzt die Maßnahme voraus, dass vor allem in Nordrhein-Westfalen und in den Niederlanden eine entsprechende Einarbeitung des Wirtschaftsdüngers und eine damit verbundene Reduktion der Immission stattfinden. Somit liegt diese Maßnahme nur zum Teil im aktiven Handlungsspielraum der Weser-Mitgliedsländer und erfordert eine weitreichende Zusammenarbeit mit anderen Akteuren.

Tabelle 37: Ermitteltes Reduktionspotenzial in den Teilräumen der FGE Weser

Maßnahmenvariante			Aller	Fulda/ Diemel	Leine	Ober- und Mittelweser	Tide- weser	Werra	Gesamt
Reduktion	ATD1	N	-6,3	-5,3	-5,9	-6,3	-7,3	-5,2	-6,1
NH_y -Deposition		P	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0

Quelle: Eigene Berechnung.

Tabelle 38: Ermitteltes Reduktionspotenzial in den Bundesländern der FGE Weser

Maßnahmenvariante			TH	HE	NI	NW	ST	HB	Gesamt
Reduktion	ATD1	N	-5,2	-5,1	-6,8	-6,0	-4,9	-3,5	-6,1
NH_y -Deposition		P	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0

Die Reduktion der atmosphärischen NH_y -Deposition im Szenario ATD1 wirkt sich nicht nur auf die landwirtschaftlichen Flächen, sondern auch auf fast alle anderen Flächen aus. Dementsprechend groß ist der Effekt dieses Szenarios. Für Stickstoff ergibt dieses Szenario eine hohe Reduktion von ca. 6,1 % der Gesamteinträge. Es ist zu berücksichtigen, dass vereinfachend davon ausgegangen wurde, dass die Immission in die Atmosphäre sowie die Deposition innerhalb des Wesereinzugsgebiets stattfindet. Das Szenario ATD1 wird in den folgenden Berechnungen nicht weiter verwendet. In die weiteren Analysen gehen die Ergebnisse der Baseline ohne eine Reduzierung der atmosphärischen Deposition ein.

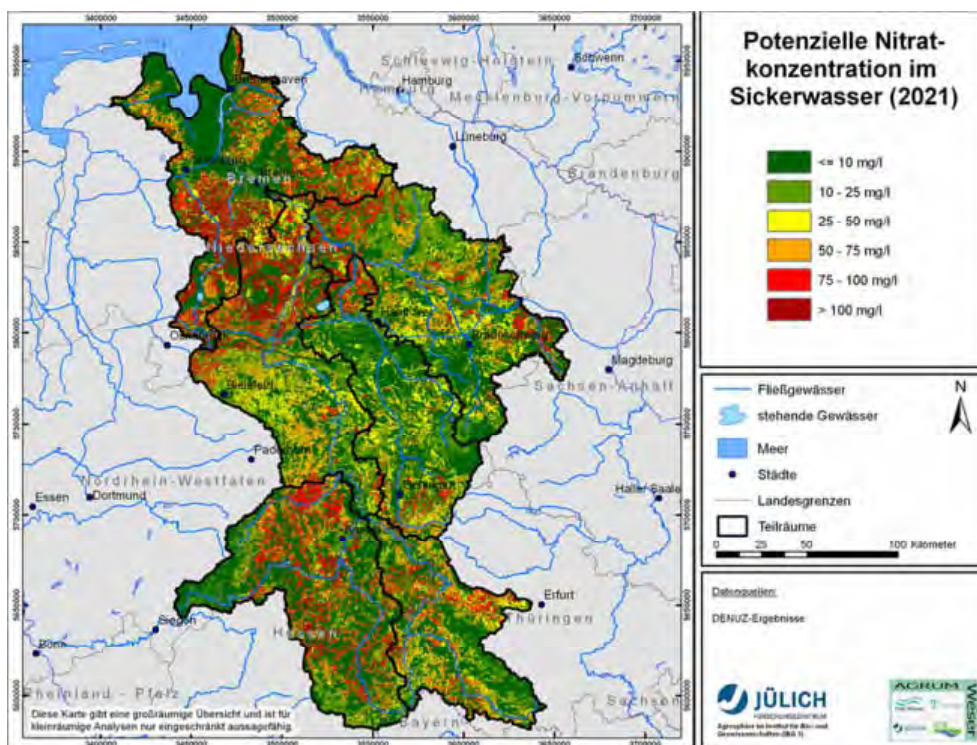
7.3 Auswirkungen des Baseline-Szenarios 2021 auf die Stickstoffeinträge in das Grundwasser und die Oberflächengewässer (FZJ)

7.3.1 Stickstoffeinträge in die Grundwasserkörper

Zur Analyse der möglichen Auswirkungen des Baseline-Szenarios 2021 auf die Stickstoffeinträge in die Grundwasserkörper wurden die vom Thünen-Institut für Ländliche Räume berechneten Stickstoffüberschüsse aus der Landwirtschaft für 2021 sowie die Stickstoffüberschüsse durch atmosphärische Deposition für prognostizierten Stickstoffmengen mit dem Modellen GROWA-DENUZ verknüpft.

Um eine direkte Vergleichbarkeit mit den für 2007 ermittelten Stickstoffeinträgen in das Grundwasser zu gewährleisten, wurden hierbei alle Modellparametrisierungen sowie alle übrigen Eingabegrößen des Modells konstant gehalten. Letzteres betrifft vor allem die den Wasserhaushalt antreibenden Klimaparameter (Niederschlag und potenzielle Verdunstung), aber auch die regionale Verteilung der Landnutzung. Auf diese Weise wurde die 2021 zu erwartende Nitratkonzentration im Sickerwasser unter Zugrundelegung der mittleren langjährigen hydrologischen Bedingungen ermittelt (vgl. Karte 101).

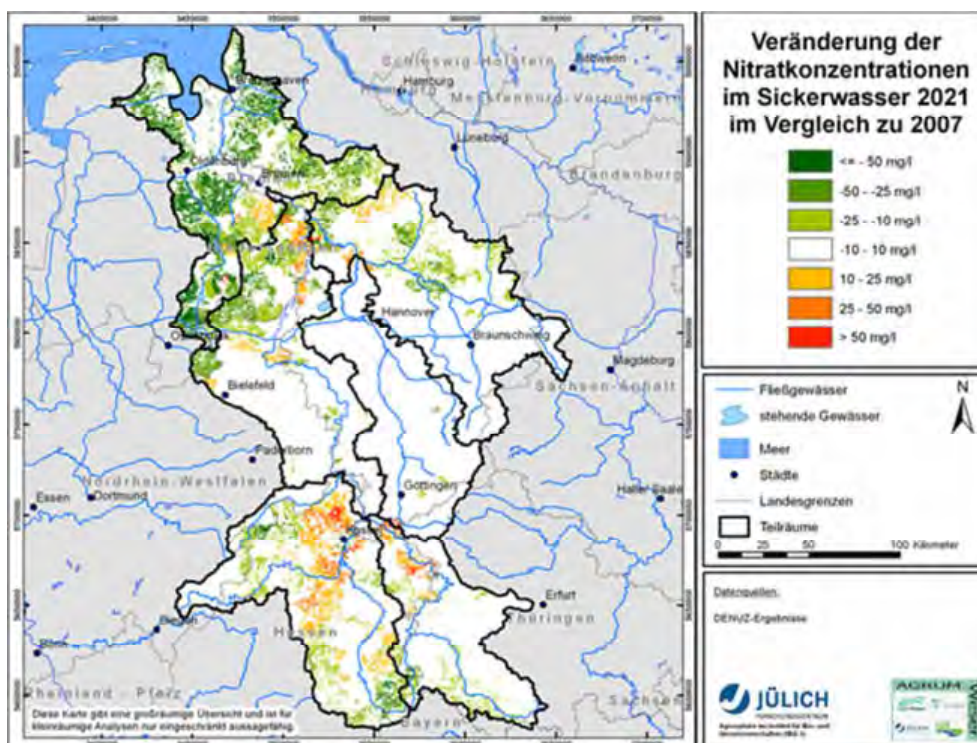
Karte 101: Potenzielle Nitratkonzentration im Sickerwasser (Baseline-Szenario 2021) auf Rasterbasis (100 x 100 m)



Gemittelt über die gesamte Flussgebietseinheit Weser ergibt sich durch die Implementierung der Maßnahmen des Baseline-Szenarios ein Rückgang der Nitratkonzentrationen im Sickerwasser von im Mittel ca. 32 mg NO₃/l auf im Mittel ca. 28 mg NO₃/l. Betrachtet man nur die landwirtschaftlich genutzten Flächen, so stellt man einen Rückgang von ca. 52 mg NO₃/l auf ca. 45 mg NO₃/l fest. Für viele Bereiche in der Flussgebietseinheit Weser werden also weiterhin Nitratkonzentrationen im Sickerwasser von mehr als 50 mg NO₃/l auftreten (siehe Karte 102).

Um die regionalen Unterschiede zu den in Karte 57 dargestellten Nitratkonzentrationen des Jahres 2007 herauszuarbeiten, wurde in Karte 102 die Veränderung der Nitratkonzentration im Sickerwasser als Differenz 2021 bis 2007 dargestellt.

Karte 102: Veränderung der Nitratkonzentrationen im Sickerwasser 2021 im Vergleich zu 2007 auf Rasterbasis (100 x 100 m)

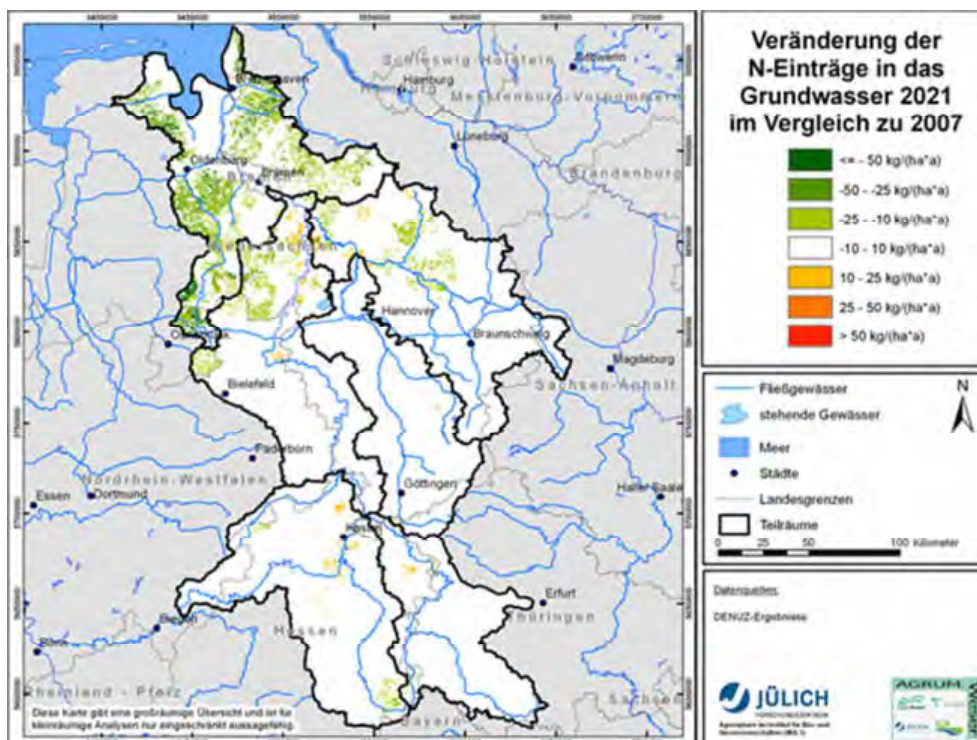


Wie aus der Karte 102 hervorgeht, werden die Maßnahmen des Baseline-Szenarios 2021 in den überwiegend forstwirtschaftlich genutzten Regionen erwartungsgemäß keine großen Auswirkungen haben. Für den durch intensive Viehhaltung geprägten Westteil der Flussgebietseinheit darf eine Verminderung der Nitratkonzentration im Sickerwasser von bis zu 50 mg/l und mehr erwartet werden, während kleinere Bereiche (z. B. entlang des Flusslaufs der Weser und vor allem in Hessen) eine Zunahme der Nitratkonzentrationen im Sickerwasser um bis zu ca. 25 mg NO₃/l zu erwarten sind.

Entsprechend des in Karte 34 dargestellten Abflussverhältnisses wird die mit dem Sickerwasser aus dem Boden ausgewaschene Nitratmenge auf die Direktabflusskomponenten und die Grundwasserneubildung aufgeteilt.

In Karte 103 ist zunächst die durch das Baseline-Szenario 2021 zu erwartende Änderung der Stickstoffeinträge in das Grundwasser dargestellt.

Karte 103: Veränderung der Stickstoffeinträge in das Grundwasser 2021 im Vergleich zu 2007 auf Rasterbasis (100 x 100 m)



Wie zu erwarten, macht sich eine Reduzierung der Stickstoffeinträge in das Grundwasser vor allem in den Regionen bemerkbar, in denen die Grundwasserneubildung bzw. der Grundwasserabfluss die dominierende Abflusskomponente darstellt. Aus diesem Grunde ergeben sich hierdurch, wie Karte 103 zeigt, fast ausschließlich im Norden der Flussgebietseinheit Weser verminderte Stickstoffeinträge, die häufig im Bereich zwischen $10 \text{ kg/(ha}\cdot\text{a)}$ und $25 \text{ kg/(ha}\cdot\text{a)}$ liegen. Im Südteil kann es dagegen in einigen Regionen zu einer Erhöhung der Stickstoffeinträge in das Grundwasser um bis zu ca. $25 \text{ kg/(ha}\cdot\text{a)}$ kommen. Aufsummiert über die gesamte Flussgebietseinheit Weser reduzieren sich die Stickstoffeinträge in das Grundwasser um ca. 9.300 t N/a , was einer mittleren Reduktion des Stickstoffeintrags in das Grundwasser von etwas weniger als ca. $2 \text{ kg N/(ha}\cdot\text{a)}$ entspricht.

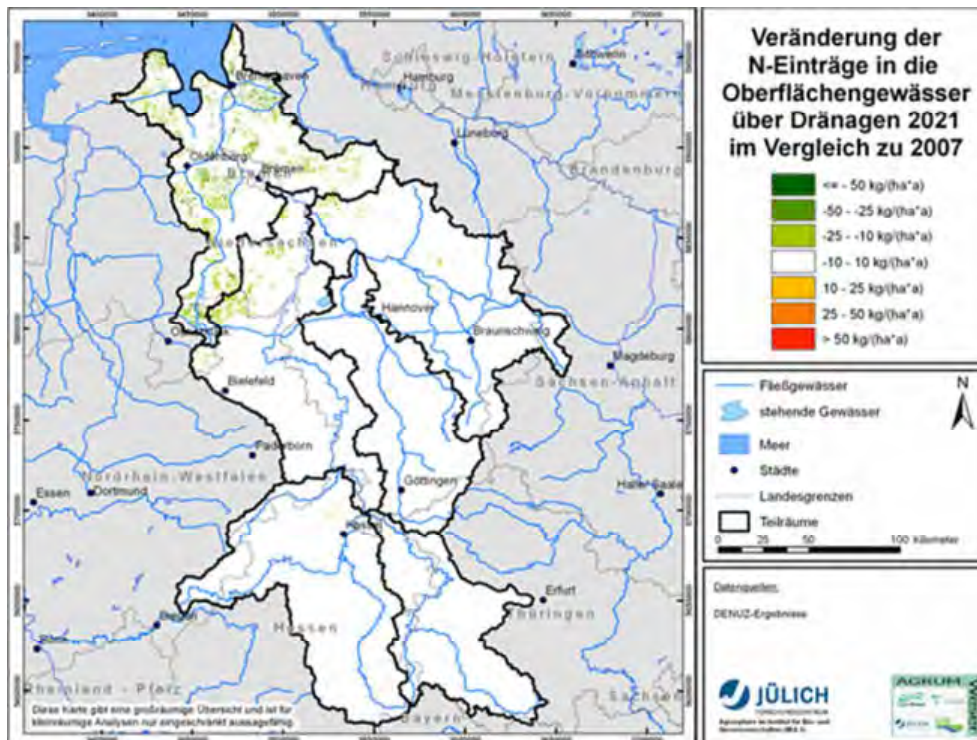
7.3.2 Stickstoffeinträge in die Oberflächengewässer

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

7.3.2.1 Stickstoffeinträge über Dränagen

Karte 104 zeigt, dass sich die Stickstoffausträge in die Oberflächengewässer in allen Regionen, in denen sich die Stickstoffbelastung der Böden durch die Maßnahmen des Baseline-Szenario reduziert hat, vermindern werden. Hierbei ist ein Bezug zum Anteil des Direktabflusses am Gesamtabfluss und zur absoluten Höhe der Veränderung der verlagerbaren Stickstoffausträge aus dem Boden festzustellen. Da sich die Maßnahmen des Baseline-Szenarios vor allem auf die Stickstoffüberschüsse in den intensiv landwirtschaftlich genutzten Gebieten im Nordwestteil der Flussgebietseinheit Weser auswirken, treten vor allem die Teilregionen hervor, in denen der Abfluss über Dränagen dominiert. Dort können die Stickstoffeinträge in die Oberflächengewässer über Dränagen um bis zu 50 kg N/(ha·a) reduziert werden.

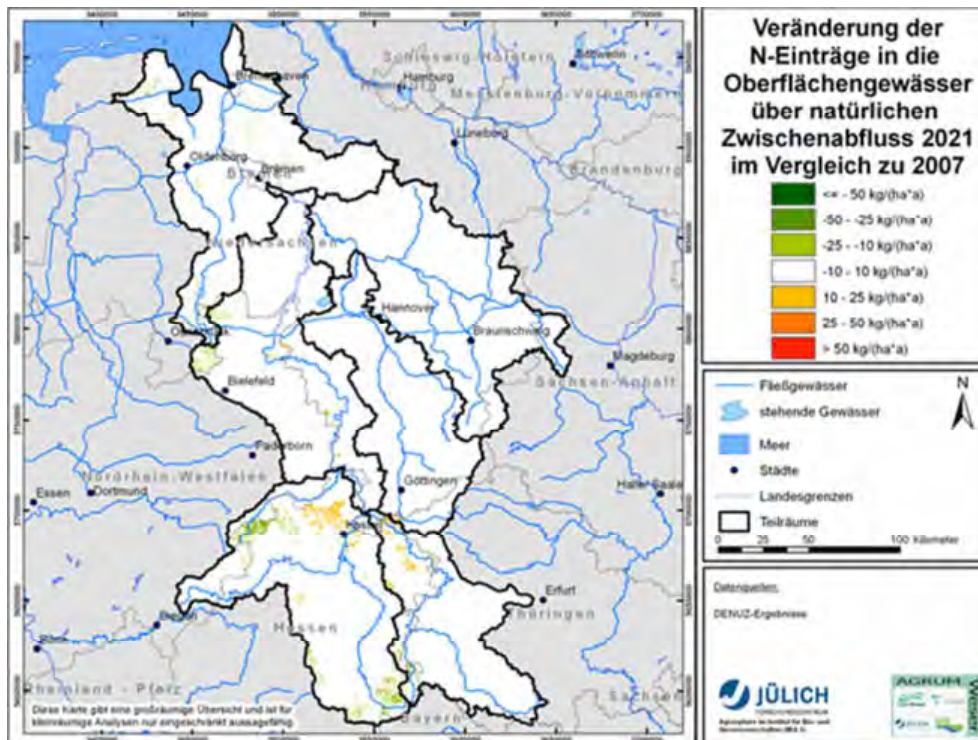
Karte 104: Veränderung der Stickstoffeinträge in die Oberflächengewässer über Dränagen 2021 im Vergleich zu 2007 auf Rasterbasis (100 x 100 m)



7.3.2.2 Nitrateinträge über den natürlichen Zwischenabfluss

Karte 105 zeigt, dass die Stickstoffeinträge in die Oberflächengewässer über den natürlichen Zwischenabfluss vor allem den Südtteil der Flussgebietseinheit Weser betreffen. Dort führen die Auswirkungen des Baseline-Szenarios 2021 auf die Austräge mit dem natürlichen Zwischenabfluss vielfach jedoch nicht nur zu einer Reduktion in einer Größenordnung bis zu $25 \text{ kg N}/(\text{ha}\cdot\text{a})$, sondern vielfach auch zu einer Zunahme der Stickstoffeinträge in der gleichen Größenordnung. Dadurch gleichen sich positive wie negative Entwicklungen nahezu aus, sodass sich die Stickstoffeinträge in die Oberflächengewässer über den natürlichen Zwischenabfluss insgesamt nur unwesentlich, nämlich um ca. 1.300 t/a , reduzieren.

Karte 105: Veränderung des Stickstoffeintrags in die Oberflächengewässer über den natürlichen Zwischenabfluss 2007 auf Rasterbasis (100 x 100 m)

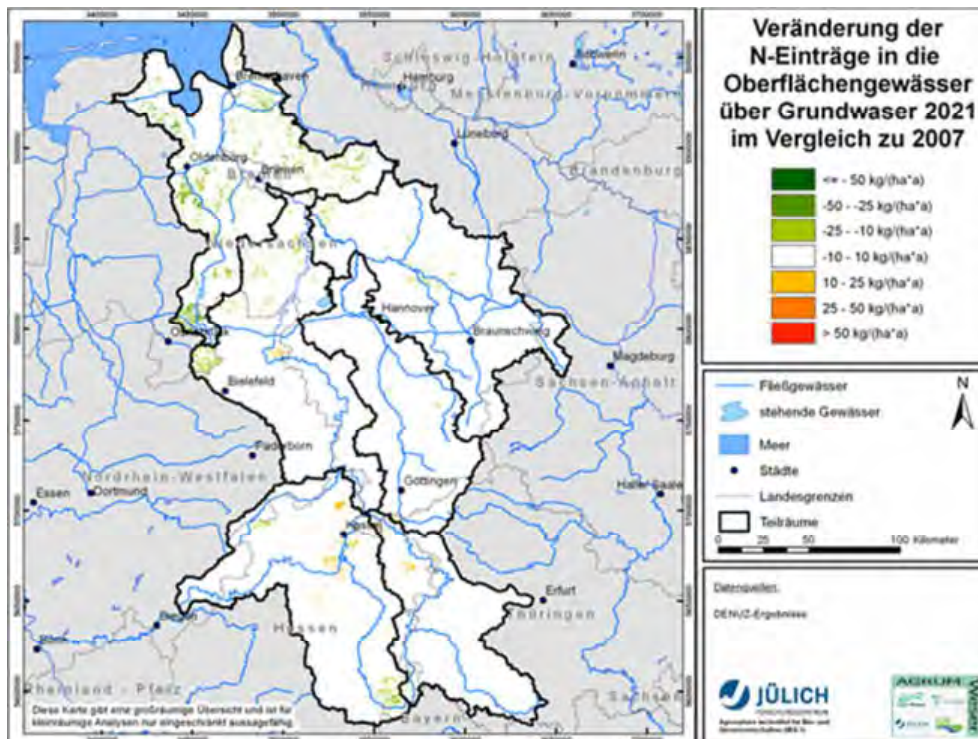


7.3.2.3 Stickstoffeinträge über den Grundwasserabfluss

Wie aus Karte 104 hervorgeht, führt das Baseline-Szenario 2021 zu einer in einigen Regionen signifikanten Reduktion der Nitratkonzentrationen im Sickerwasser bzw. der Stickstoffeinträge in das Grundwasser. Ob und in welcher Höhe diese Stickstoffeinträge die Vorfluter erreichen, hängt von den nitratabbauenden Eigenschaften der Aquifere sowie den Verweilzeiten des Grundwassers ab.

Dementsprechend sind die Veränderungen im Hinblick auf die grundwasserbürtigen Stickstoffeinträge in die Oberflächengewässer für das norddeutsche Flachland relativ gering. Im Südteil kann es dort, wo die verlagerbaren Stickstoffausträge aus dem Boden zugenommen haben, sogar zu einer Erhöhung der grundwasserbürtigen Stickstoffeinträge kommen (siehe Karte 106).

Karte 106: Veränderung der Stickstoffausträge in die Oberflächengewässer über Grundwasser 2021 im Vergleich zu 2007 auf Rasterbasis (100 x 100 m)



Ähnlich, wie schon für die Stickstoffeinträge über den natürlichen Zwischenabfluss festgestellt, ist insgesamt nicht davon auszugehen, dass sich die grundwasserbürtigen Stickstoffeinträge in die Oberflächengewässer im Zeitraum von 2007 bis 2021 bzw. über diesen Zeitraum hinaus signifikant ändern werden, da sich positive und negative Effekte in ihrer Summe ausgleichen. So ist insgesamt von einer Reduktion der grundwasserbürtigen Stickstoffeinträge in einer Größenordnung von nur ca. 2.500 t/a auszugehen.

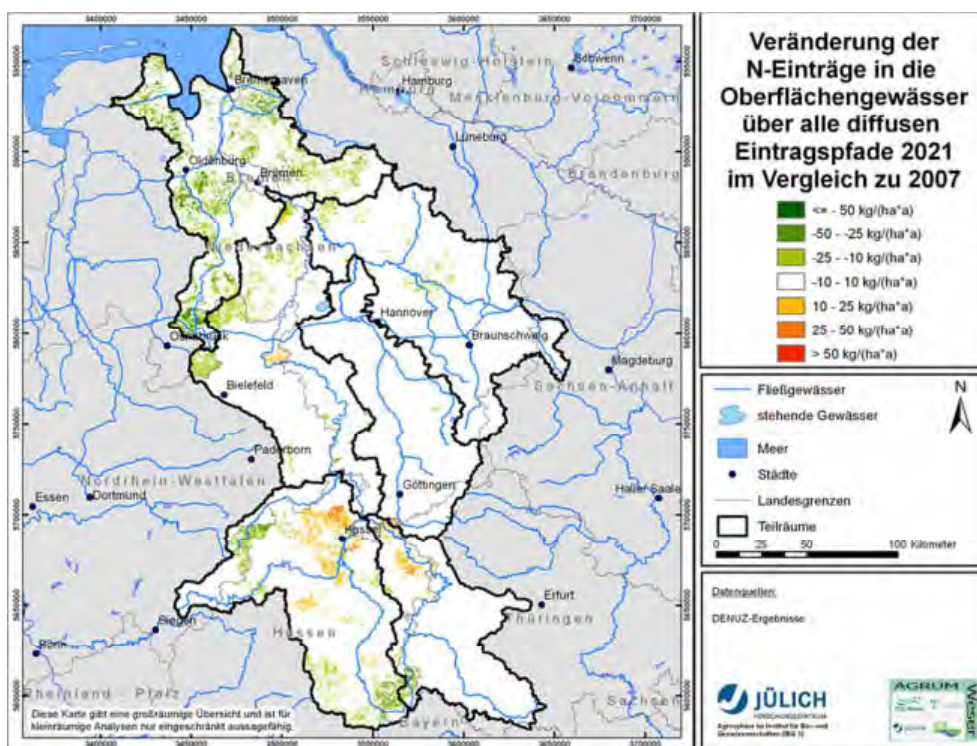
Es besteht zudem die Gefahr, dass sich das Denitrifikationspotenzial der im Norden der Flussgebietseinheit auftretenden reduzierten Aquifere durch gleichbleibend hohe Stickstoffeinträge aufbrauchen wird. Folge wäre ein sprunghafter Anstieg der Nitratgehalte im Grundwasser bzw. der grundwasserbürtigen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

7.3.2.4 Stickstoffeinträge über alle diffusen Eintragspfade

Wie aus Karte 107 hervorgeht, wirkt sich das Baseline-Szenario 2021 v. a. in den intensiv landwirtschaftlich genutzten und durch Dränagen dominierten Gebieten im Nordwestteil der Flussge-

bietseinheit Weser aus. Hier sind Reduzierungen der Stickstoffeinträge in die Oberflächengewässer von z. T. über 50 kg/(ha·a) zu erwarten. Im Südteil der Flussgebietseinheit Weser wirken sich die Eintragspfade Grundwasser und v. a. natürlicher Zwischenabfluss auf die Stickstoffeinträge in die Oberflächengewässer aus. Wie bereits oben beschrieben, kommt es dort vielfach zu einer Zunahme der Stickstoffeinträge in die Oberflächengewässer von z. T. bis zu 50 kg/(ha·a). Insgesamt ist mit einer Reduktion der Stickstoffeinträge in die Oberflächengewässer über alle diffusen Eintragspfade von 6.800 t/a zu rechnen.

Karte 107: Veränderung der Stickstoffausträge in die Oberflächengewässer über alle diffusen Eintragspfade 2021 im Vergleich zu 2007 auf Rasterbasis (100 x 100 m)



7.3.2.5 Zusammenfassende Übersicht zur Auswirkung des Baseline-Szenarios 2021 auf die diffusen Stickstoffeinträge in die Oberflächengewässer

In Tabelle 39 ist eine zusammenfassende Übersicht zur Auswirkung des Baseline-Szenarios 2021 auf die diffusen Stickstoffeinträge in die Oberflächengewässer, differenziert nach Teilräumen, dargestellt. Die größten Änderungen sind im Teilraum Tideweser und hier v. a. beim Eintragspfad Dränagen zu erwarten. Generell reduzieren sich aufgrund der verminderten landwirtschaftlichen Bilanzüberschüsse die Stickstoffeinträge in die Oberflächengewässer, vor allem über den Dräna- und den Grundwasserpfad.

Tabelle 39: Zusammenfassende Übersicht zur Auswirkung des Baseline-Szenarios 2021 auf die diffusen Stickstoffeinträge in die Oberflächengewässer

			Aller	Fulda/ Diemel	Leine	Ober- und Mittelweser	Tide- weser	Werra	FGE Weser
Deposition auf Gewässerflächen	Änderung 2021 - 2007	%	0	0	0	0	0	0	0
Dränagen	Änderung 2021 - 2007	%	-10	7	-5	-12	-39	-6	-26
Grundwasser	Änderung 2021 - 2007	%	-7	-2	-4	-6	-31	-5	-10
Nat. Zwischenabfluss	Änderung 2021 - 2007	%	-1	-5	-3	-2	-37	-6	-5
Erosion	Änderung 2021 - 2007	%	-9	-7	-4	-6	-41	-7	-18
Abschwemmung	Änderung 2021 - 2007	%	-9	-7	-4	-6	-41	-7	-17
Punktquellen + urbane Systeme	Änderung 2021 - 2007	%	0	0	0	0	0	0	0

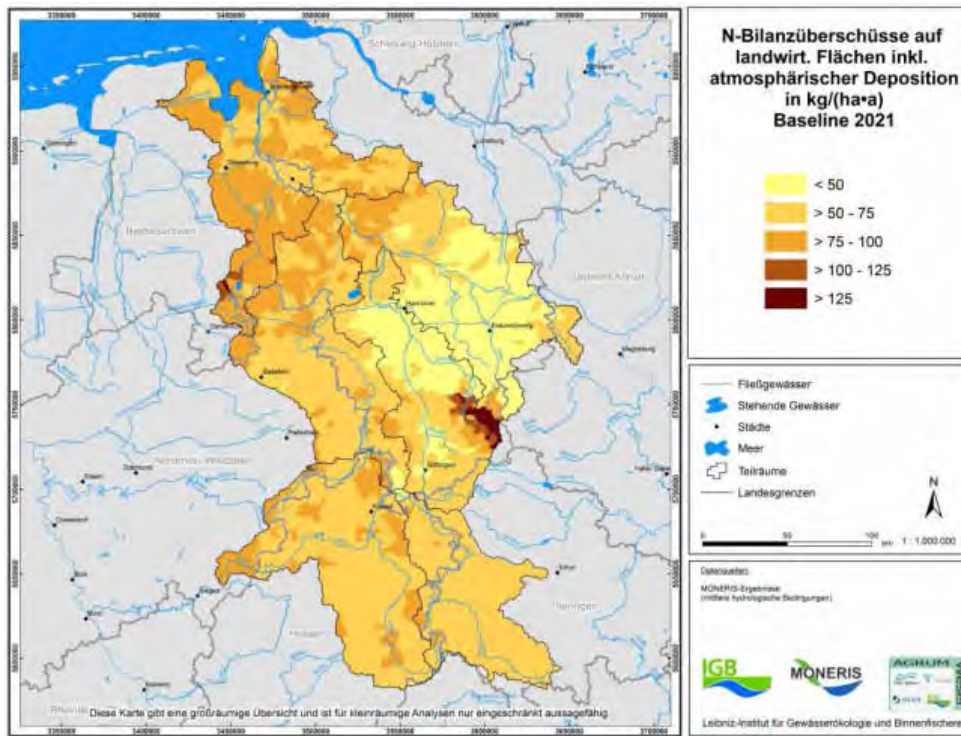
Es wurde angenommen, dass durch den Druck, die Düngeverordnung umzusetzen, Wirtschaftsdünger in andere Gemeinden innerhalb eines Landkreises und in den anliegenden Landkreis, transportiert wird, die noch Wirtschaftsdünger bis zum maximal zulässigen N-Bilanzüberschuss von 60 kg N/ha LF aufnehmen können (siehe Kapitel 7.2.6). Dies kann dazu führen, dass Gemeinden, die Wirtschaftsdünger aufnehmen, in der Baseline 2021 höhere N-Überschüsse aufweisen als im Jahr 2007. Dies führt beispielsweise in nördlichen Regionen Hessens zu ansteigenden Stickstoffeinträgen.

7.4 Auswirkungen des Baseline-Szenarios auf die Nährstoffeinträge in die Oberflächengewässer (IGB)

Für die Berechnung der Auswirkungen des Baseline-Szenarios 2021 auf die Oberflächengewässer wurden die Stickstoffüberschüsse im Jahr 2021 verwendet sowie Daten zur atmosphärischen Deposition der Jahre 2004 bis 2007 (siehe Kapitel 4.4.1). Im Vergleich zum Jahr 2007 gehen die Gesamtstickstoffüberschüsse deutlich zurück, resultierend aus den Annahmen der Baseline 2021 und der somit erwarteten Abnahme der landwirtschaftlichen Stickstoffbilanzüberschüsse (s. Karte 108). Die hohen Stickstoffüberschüsse im Harz resultieren aus der Übertragung der landwirtschaftlichen Überschüsse von der LF auf die deutlich kleinere LN der Oberflächenwasserkörper, sowie die Zurechnung der Stickstoffdeposition. Bei Phosphor sind Reduktionen der diffusen Einträge aufgrund der jahrzehntelang wirksamen Phosphorakkumulation im Boden im Vergleich zur leicht auswaschbaren Stickstoffkomponente weniger schnell erreichbar. Eine Reduktion der jähr-

lichen Phosphorbilanz um wenige Prozente würde bei der berechneten Phosphorakkumulation einen vernachlässigbar kleinen Effekt bewirken. Deshalb werden die Änderungen nur für die Stickstoffkomponente dargestellt.

Karte 108: Stickstoffbilanzüberschüsse auf landwirtschaftlichen Flächen inklusive atmosphärische Deposition (2021)



Die Stickstoffeinträge in die Oberflächengewässer der Flussgebietseinheit Weser 2021 betragen unter Berücksichtigung der beschriebenen Veränderung rund 74.000 t/a. Da die Änderungen des Stickstoffbilanzüberschusses im Wesentlichen die Pfade Grundwasser/Zwischenabfluss und Dränagen betreffen, fokussiert die Ergebnisauswertung auf diese Pfade.

Aufgrund der verminderten landwirtschaftlichen Stickstoffbilanzüberschüsse reduzieren sich die Stickstoffeinträge in die Oberflächengewässer, vor allem über den Dränage- (-12 %) und Grundwasserpfad (-3 %), und ergeben im Mittel über alle Pfade eine Gesamtabnahme um -5 % (s. Tabelle 40).

Tabelle 40: Prozentuale Änderung des Stickstoffeintrags in den Teilräumen und Bundesländern (2021 zu 2007)

Abnahme der Einträge in den Teilräumen								
		Aller	Fulda/ Diemel	Leine	Ober- und Mittelweser	Tide- weser	Werra	Gesamt
Gesamt	Änderung 2007-2021	-2	-3	-1	-3	-16	-1	-5
Abnahme der Einträge in den Bundesländern								
		TH	HE	NI	NW	ST	HB	Gesamt
Gesamt	Änderung 2007-2021	-2	-1	-7	-5	-8	-2	-5

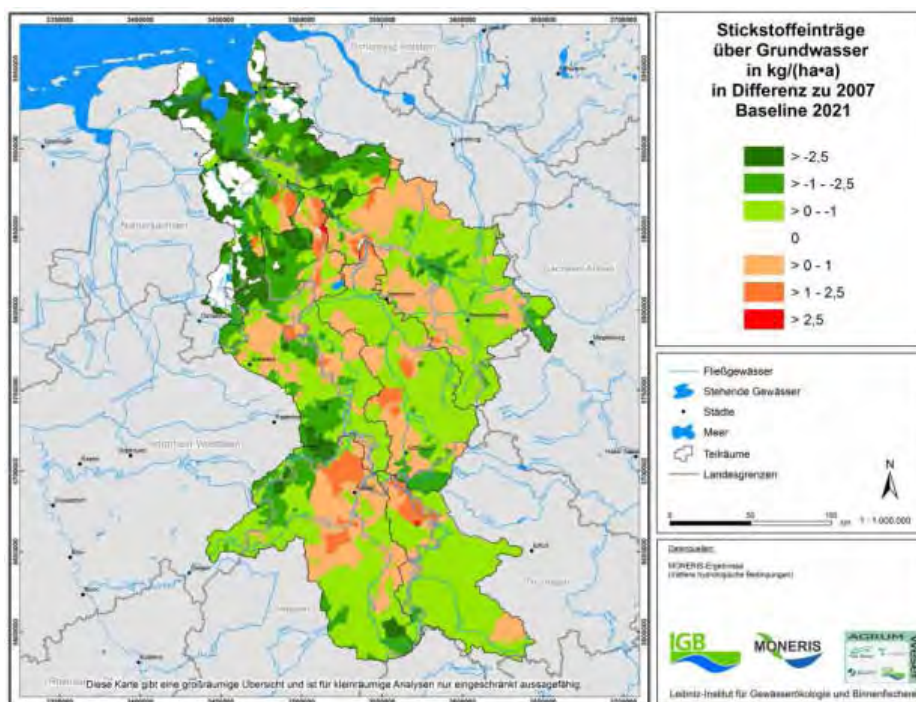
Bemerkung: Die Gesamtabnahme stellt die über die Eintragsanteile (der Bundesländer bzw. den Teilräumen) gewichtete Änderung dar.

Quelle: Eigene Berechnung.

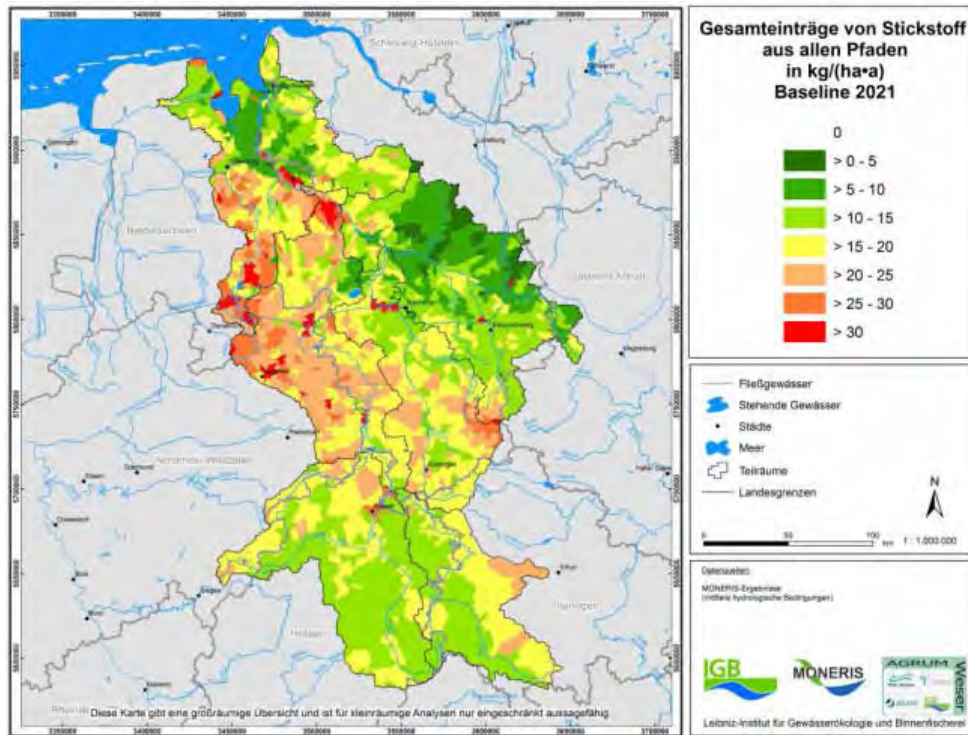
Aufgrund der insgesamt um 4.200 t/a geringeren Stickstoffeinträge fällt der prozentuale Anteil der Punktquellen und urbanen Systeme, bei denen keine Veränderung kalkuliert wurde, leicht höher aus (2007: 10,6 %; 2021: 11,2 %). Eine Analyse der Stickstoffbilanzüberschussänderungen zeigt, dass sich die gesamten Stickstoffüberschüsse von 2007 zu 2021 um 29.000 t/a reduzieren werden. Diese entsprechen 20 % des Stickstoffüberschusses aus landwirtschaftlichen Quellen. Für die Berechnungen mit MONERIS wird den Stickstoffbilanzüberschüssen aus der Landwirtschaft der Stickstoff aus der atmosphärischen Deposition zugeschlagen. Die Stickstoffdeposition aus landwirtschaftlichen Flächen beträgt für die Weser 62.000 t/a und wurde für das Baseline-Szenario nicht verändert. Unter Berücksichtigung der konstanten Deposition ergibt sich eine relative Änderung der Stickstoffbilanzüberschüsse von 2007 zu 2021 um 14 %. Dieser Anteil variiert jedoch deutlich zwischen den Bundesländern. Für Dränagen wirkt sich der Rückgang der Stickstoffbilanzüberschüsse unmittelbar aus und führt zu einem Rückgang der Einträge über diesen Pfad um 12 %. Der Rückgang der Einträge über Dränagen fällt etwas geringer aus als der Rückgang der Stickstoffbilanzüberschüsse, da die Denitrifikation und Fixierung des Stickstoffs in der Wurzel- und ungesättigten Zone in Abhängigkeit der Stickstoffbilanzüberschüsse berechnet wird und mit abnehmenden Überschüssen ebenfalls sinkt. Zusätzlich wurde für einige Analysegebiete ein Anstieg der Stickstoffüberschüsse berechnet, die lokal zu einem Anstieg der Stickstoffeinträge über Dränagen führen. Im Fall von Hessen ergibt sich die Situation, dass die Stickstoffbilanzüberschüsse insgesamt um 2 % abnehmen, die Einträge über Dränagen jedoch um 6 % zunehmen. Dies kommt dadurch zustande, dass die Umverteilung des Düngers in Regionen angenommen wurde, in denen a) insgesamt mehr landwirtschaftliche Flächen dräniert wurden und b) ein erhöhter Anteil dräniertes Ackerflächen zu finden ist. Letzteres führt dazu, dass die für das Grünland angenommene Fixierung von Stickstoff nicht mehr zur Anwendung kommt und so relativ höhere Einträge aus den Dränagen entstehen.

Die Änderung der Stickstoffeinträge über das Grundwasser/Zwischenabfluss ist deutlich kleiner und liegt bei 3 %. Dieser deutlich geringere Rückgang der Einträge kommt vorwiegend dadurch zustande, dass aufgrund der Grundwasseraufenthaltszeit sich die Wirkung der Stickstoffbilanzüberschussreduktion stark verzögert. Ebenfalls nehmen, analog zu Dränagen, die absoluten Verluste in der Boden- und Grundwasserpassage mit abnehmenden Stickstoffbilanzüberschüssen ab. Durch die Annahme, dass die Stickstoffüberschüsse linear und stetig bis 2021 reduziert werden, ergibt sich für die ersten Jahre nach 2007 auch nur eine geringe Änderung der Stickstoffbilanzüberschüsse. Für Hessen ergaben sich die geringsten mittleren Grundwasseraufenthaltszeiten (Karte 63) und der Rückgang der Stickstoffbilanzüberschüsse findet sich fast vollständig in den Einträgen über das Grundwasser wieder. In Thüringen führt die lange Aufenthaltszeit im Grundwasser dazu, dass der Rückgang der Einträge geringer ausfällt als der der Stickstoffüberschüsse. Betrachtet man hingegen Sachsen-Anhalt, ergibt sich noch ein weiterer Effekt. Hier sinken die Stickstoffbilanzüberschüsse um 2 %, wohingegen die Einträge über das Grundwasser um 14 % abnehmen. Dieser Effekt ergibt sich daraus, dass in den letzten Dekaden bereits eine erhebliche Reduktion der Stickstoffbilanzüberschüsse erfolgte und sich diese erst im vollen Umfang auswirkt. Hierzu wurden die Stickstoffbilanzüberschüsse nach Bach in Venohr et al. (2014) für 2007 den mittleren Überschüssen während der Grundwasseraufenthaltszeit gegenübergestellt. Hier zeigt sich, dass vor allem in Sachsen-Anhalt während dieser Periode ein Rückgang um 38 % stattgefunden hat, der sich in den Ergebnissen widerspiegelt.

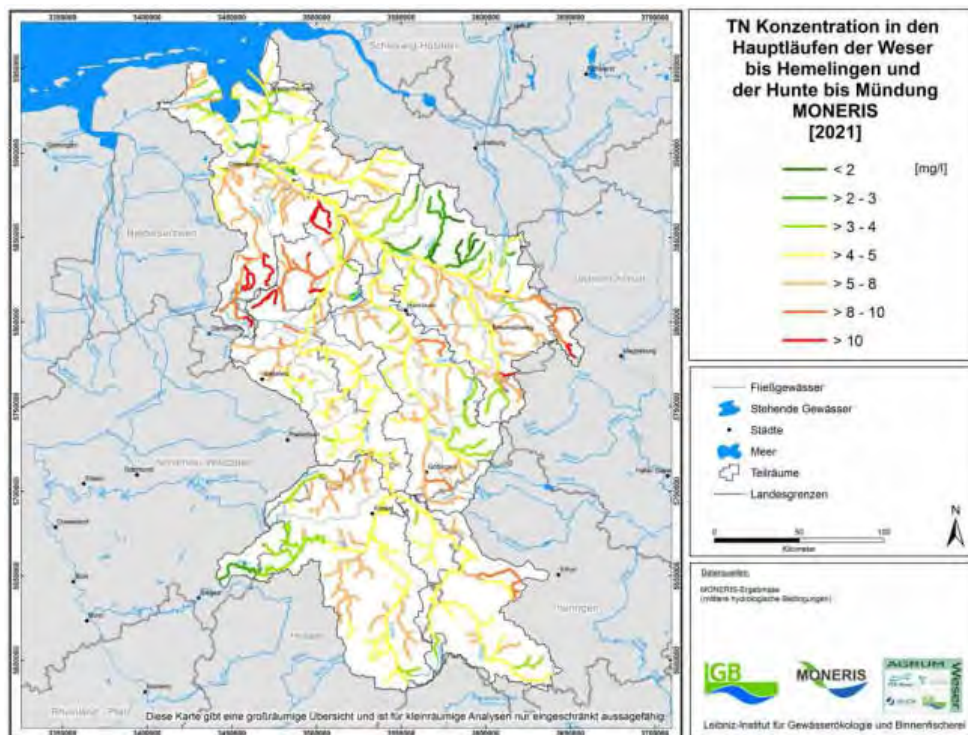
Karte 109: Veränderung der Stickstoffeinträge über Grundwasser/Zwischenabfluss in die Oberflächengewässer (2007 bis 2021)



Karte 110: Gesamte Stickstoffeinträge (2021)



Karte 111: Stickstoffkonzentrationen der Hauptläufe (2021)



Unter Anwendung des Baseline-Szenarios 2021 liegen die modellierten Stickstoffkonzentrationen für Hemelingen und Reithörne bei 4,8 mg/l bzw. 5,3 mg/l und somit 2 % bzw. 16 % niedriger als 2007. Es ergeben sich aber starke Unterschiede in den Stickstoffkonzentrationen zwischen den Wasserkörpern (siehe Karte 111), die in etwa der Verteilung des Ist-Zustandes 2007 folgen. Das Bewirtschaftungsziel der FGG Weser ist damit nicht erreicht. Die Auswirkungen des Baseline-Szenarios auf die Konzentrationen fallen vor allem für Hemelingen sehr gering aus, da ein Großteil der Änderungen des Stickstoffbilanzüberschusses im Einzugsgebiet unterhalb von Hemelingen angenommen wird.

7.4.1 Auswirkungen der Baseline auf die gesamten Einträge in die Oberflächengewässer

Die gesamten N-Einträge in die Oberflächengewässer aus diffusen und punktuellen Quellen sind für das Einzugsgebiet Weser und für die Teilräume in Tabelle 41 zusammengefasst. Die diffusen N-Einträge beruhen aus den Ergebnissen der GROWA-DENUZ-WEKU-Modellierung im FZJ und die N-Einträge über Punktquellen und urbane Systeme auf den MONERIS-Modellierungen im IGB. Im Jahr 2007 kamen 74.000 t N/a in die Oberflächengewässer. Unter Berücksichtigung der Annahmen der Baseline sinken die gesamten Einträge auf 67.000 t N/a, ein Rückgang um ca. 9 % bei einem Rückgang der N-Überschüsse um ca. 20 %.

Tabelle 41: Pfadbezogener Stickstoffeintrag für die Teilräume (2021)

	Deposition auf Gewässer- flächen	Dränagen	Grund- wasser	Nat. Zwischen- abfluss	Erosion	Ab- schwem- mung	urbane Systeme	WWTP	Gesamt
(t N/a)									
Aller	210	1420	3190	870	200	0	280	470	6640
Fulda/Diemel	180	310	5.050	7.400	500	110	170	1.810	15.530
Leine	150	350	3.610	2.930	200	40	330	700	8.310
Ober- und Mittelweser	360	2040	5950	5830	390	80	440	1510	16600
Tide-weser	510	3510	3880	570	0	0	370	1090	9930
Werra	90	160	2850	5050	180	50	870	520	9770
FGE Weser 2021	1500	7800	24520	22630	1290	250	2.460	6.100	66.550
FGE Weser 2007	1500	10530	27250	23950	1580	310	2.440	6.110	73.670
FGE Weser 2021 / 07 (%)	0	-35	-11	-6	-22	-24	0	0	-10

Quelle: Eigene Berechnungen FZJ und IGB, gerundet.

7.5 Handlungsgebiete und Handlungsbedarf

In diesem Kapitel werden, aufbauend auf den Analysen zur Wirkung der Baseline, die Handlungsgebiete und die regionale Höhe des Handlungsbedarfs zur Erreichung der Gewässerschutzziele für das Grundwasser und die Oberflächengewässer dargestellt. Hierzu wird in einem ersten Schritt der Handlungsbedarf für die Erreichung der Grundwasserziele ermittelt, um anschließend in einem zweiten Schritt den ggf. zusätzlichen Handlungsbedarf für die Zielerreichung der Oberflächengewässer zu berechnen. Hierbei wird unterstellt, dass die Maßnahmen zur Erreichung der Grundwasserziele bereits ergriffen und umgesetzt und somit die Zielwerte für die Grundwasserkörper bereits erreicht wurden. Die damit verbundenen positiven Wirkungen auf die Oberflächengewässer werden bei der Ermittlung des Handlungsbedarfs für die Oberflächengewässer berücksichtigt.

7.5.1 Handlungsgebiete und Handlungsbedarf in den Grundwasserkörpern

Im Rahmen der Bestandsaufnahme der EG-WRRL zum Zustand der Oberflächengewässer und des Grundwassers (BMU, 2005) wurden unterschiedliche anthropogene Beeinträchtigungen und Eingriffe ermittelt, z. B. Abwassereinleitungen, Altlasten, Stoffeinträge aus Atmosphäre und Landwirtschaft sowie Wasserentnahmen. In der Zwischenbilanz zur Umsetzung der Maßnahmenprogramme wird weiterhin auf hohe Stoffeinträge aus der Landwirtschaft sowie diesen nachgeordnet aus Siedlungs- und Bergbaugebieten verwiesen (UBA, 2013). Weiterhin werden deutschlandweit in 90 % der Oberflächengewässer die Ziele der EG-WRRL nicht erreicht. Es sollen jedoch bis 2015 die Ziele in 18 % der Oberflächenwasserkörper und 64 % der Grundwasserkörper erreicht werden (UBA, 2013).

Die Basiserhebung der Gewässerbelastungen im Jahr 2009 zeigte, dass in der Flussgebietseinheit Weser 63 % der Grundwasserkörper und 10 % der Oberflächenwasserkörper nicht das Ziel des guten chemischen Zustands erreichten (FGG Weser, 2013). Im Rahmen der Bewirtschaftungspläne wurden 2009 erstmalig Maßnahmenprogramme aufgestellt. Schwerpunkte bildeten dabei u. a. Maßnahmen zur Reduzierung von Nährstoffeinträgen aus landwirtschaftlich genutzten Flächen in das Grundwasser und die Oberflächengewässer (FGG Weser, 2009).

In Kapitel 5 und 6 wurde der agroökonomisch-hydrologische Modellverbund RAUMIS-GROWA-WEKU zur flächendifferenzierten Berechnung der potenziellen Nitratkonzentration im Sickerwasser eingesetzt. Dies erfolgte für langjährige Mittelwerte, basierend auf dem Stickstoffüberschussniveau 2007 bzw. auf den für 2021 zu erwartenden Stickstoffüberschüssen, des Baseline-Szenarios 2021. Auf diese Weise wurde die aktuelle bzw. 2021 zu erwartende Belastungssituation charakterisiert und Hot-spot-Flächen identifiziert.

In diesem Kapitel werden für die potenziellen Handlungsgebiete, in denen Maßnahmen über das Baseline-Szenario 2021 hinaus zur Zielerreichung notwendig sind, die maximal tolerierbaren

Stickstoffüberschüsse quantifiziert, die nicht überschritten werden dürfen, wenn eine Nitratkonzentration im Grundwasser von unter 50 mg/l nachhaltig garantiert werden soll (Handlungsbedarf nach Grundwasserverordnung (GrwV; Anhang 1)).

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

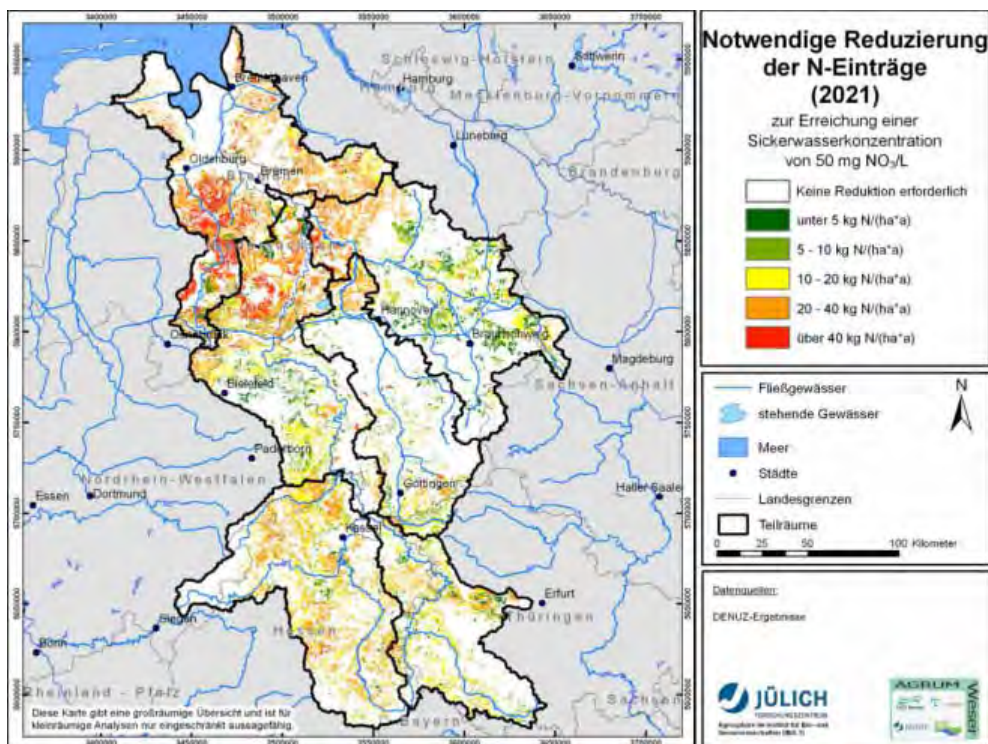
Damit die Denitrifikationskapazität des Grundwassers über einen möglichst langen Zeitraum erhalten bleibt, sollten die Stickstoffeinträge in das Grundwasser so weit wie möglich reduziert werden. Als ein Maß hierfür kann in erster Näherung die Nitratkonzentration im Sickerwasser dienen, da Konzentrationen im Grundwasser modellbedingt nicht abgebildet werden können. In AGRUM und AGRUM⁺ wurde daher als Modell-Bewirtschaftungsziel für das Grundwasser eine mittlere langjährige Nitratkonzentration im Sickerwasser von 50 mg/l festgelegt. Bei diesem Wert ist sichergestellt, dass die Qualitätsnorm nach Anhang 1, GrwV, in allen Fällen eingehalten werden kann, d. h. auch bei verbrauchter Denitrifikationskapazität und bei oxidierten Grundwässern ohne Denitrifikation.

Unter der Prämisse einer konstanten mittleren Sickerwasserrate und einem konstanten Denitrifikationspotenzial im Boden ist die Nitratkonzentration im Sickerwasser direkt durch die Höhe der Stickstoffüberschüsse bestimmt. Durch eine "Rückwärtsrechnung" ist es dann möglich, den maximalen Stickstoffüberschuss aus der Landwirtschaft zu berechnen, der unter Berücksichtigung der atmosphärischen Stickstoffdeposition, der Stickstoffeinträge in nicht landwirtschaftlich genutzten Flächen und der Denitrifikation im Boden im Jahr 2021 zu einer Nitratkonzentration im Sickerwasser von 50 mg/l führt. Durch einen Vergleich mit dem ausgewiesenen Stickstoffüberschuss 2021 kann daraus der Minderungsbedarf bestimmt werden.

Bezieht man das Modell-Bewirtschaftungsziel (50 mg NO₃/l im Sickerwasser) auf jede einzelne Rasterzelle, so ergibt sich das in Karte 112 dargestellte Bild. Hier ist der Handlungsbedarf für das Grundwasser dargestellt, der über das Baseline-Szenario 2021 hinaus notwendig ist, um das Bewirtschaftungsziel zu erreichen. In vielen Teilen der Flussgebietseinheit Weser beträgt der über die Maßnahmen des Baseline-Szenarios 2021 hinausgehende Minderungsbedarf bis zu

75 kg N/(ha·a) oder mehr. Dieser hohe Reduktionsbedarf ist ein typischer Wert für viele intensiv landwirtschaftlich genutzte Flächen, insbesondere in Regionen mit flächenunabhängiger Viehproduktion und entsprechend hohem Anfall an Wirtschaftsdünger. Für die gesamte Flussgebietseinheit Weser ergäbe sich hierbei ein Minderungsbedarf von ca. 24.000 t N/a. Es kann bezweifelt werden, dass durch Agrarumweltmaßnahmen Minderungen in dieser Höhe erzielt werden können, ohne signifikante wirtschaftliche Einbußen der Landwirte in Kauf nehmen zu müssen.

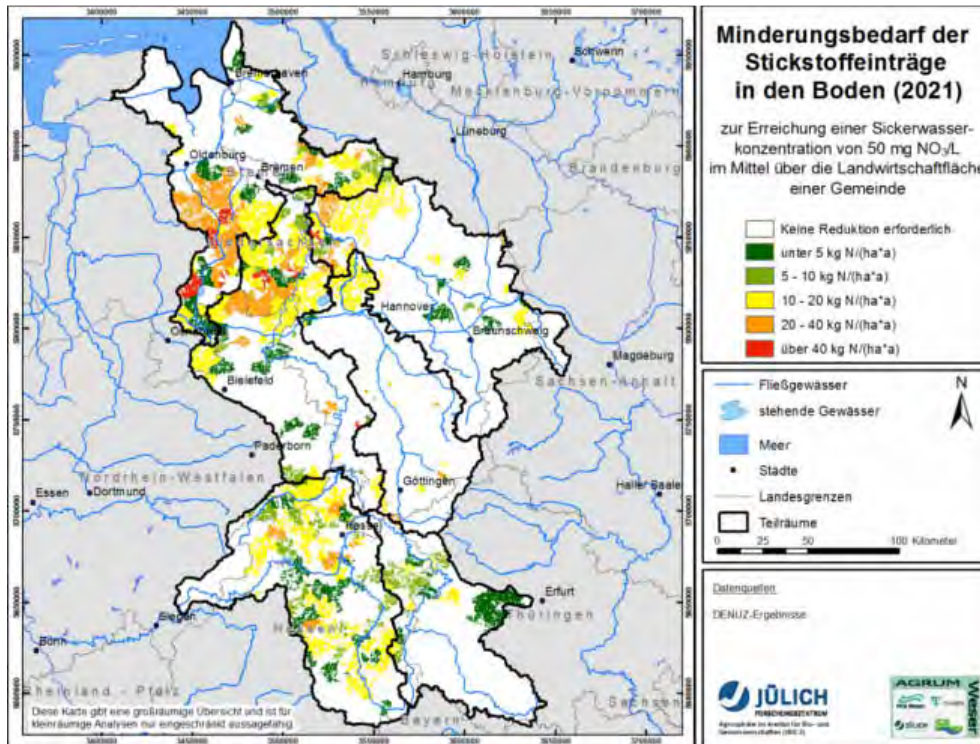
Karte 112: Notwendige Reduzierung der Stickstoffeinträge zur Erreichung einer Nitratkonzentration im Sickerwasser von 50 mg/l für jede Rasterzelle auf Basis der Stickstoffeinträge des Baseline-Szenarios 2021 auf Rasterbasis (100 x 100 m)



Die nachfolgende Abschätzung des Thünen-Instituts der notwendigen zusätzlichen Maßnahmen zur Erreichung der Zielkonzentration für das Grundwasser am Thünen-Institut für Ländliche Räume erfolgt nicht für jede landwirtschaftlich genutzte Teilfläche (Rasterzelle), sondern auf Gemeinde- bzw. Kreisebene. Daher wird das Minderungsziel im Folgenden als Mittelwert über alle landwirtschaftlich genutzten Teilflächen innerhalb einer Gemeinde, bzw. eines Kreises angegeben (Karte 113).

Es wird deutlich, dass bereits die Berücksichtigung eines Ausgleichs zwischen den landwirtschaftlich genutzten Gebieten zu einer deutlichen Reduzierung des Minderungsbedarfs führen kann. In Abhängigkeit von der Landnutzungsstruktur innerhalb einer Gemeinde reduziert sich der Minderungsbedarf dabei auf um bis zu 30 kg N/(ha·a), um eine aktuelle Nitratkonzentration im Sickerwasser von unter 50 mg NO₃/l zu erreichen. Für die gesamte Flussgebietseinheit Weser ergäbe sich hierbei ein Minderungsbedarf von ca. 14.000 t N/a.

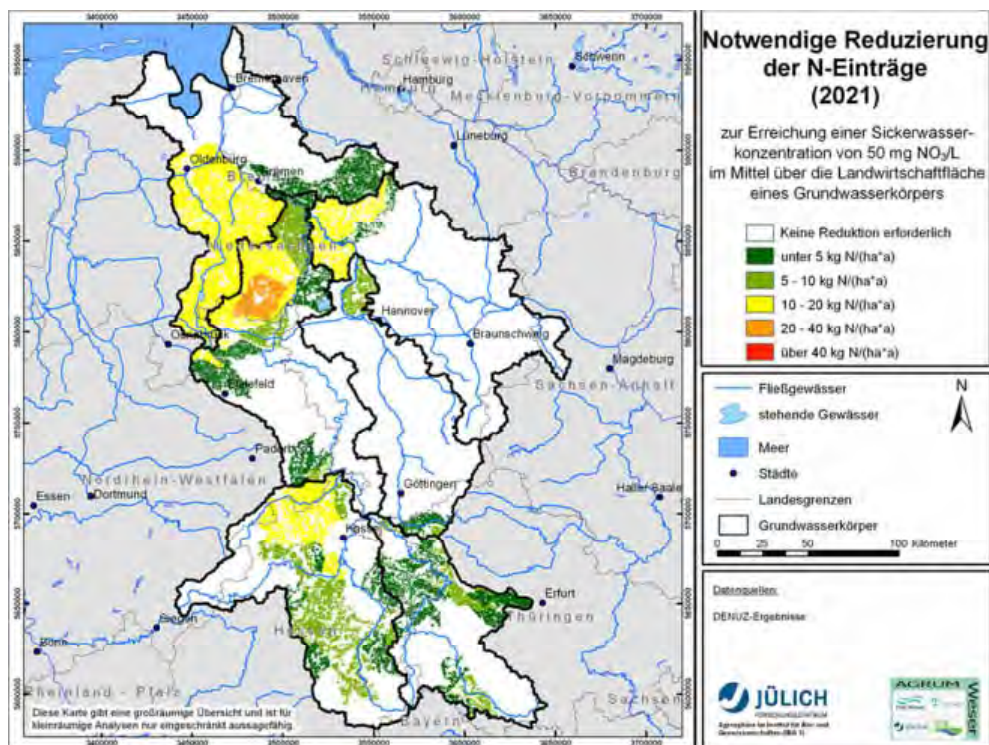
Karte 113: Notwendige Minderung der Stickstoffüberschüsse zur Erreichung einer mittleren Nitratkonzentration im Sickerwasser von 50 mg NO₃/l bezogen auf die landwirtschaftlich genutzten Flächen in den Gemeinden bzw. Kreisen auf Basis der Stickstoffeinträge des Baseline-Szenarios 2021 auf Rasterbasis (100 x 100 m)



Da die Wasserrahmenrichtlinie die Durchführung von Maßnahmenprogrammen jedoch für den gesamten Grundwasserkörper und nicht für jede landwirtschaftlich genutzte Teilfläche (Rasterzelle) fordert, wird das Minderungsziel im Folgenden als Mittelwert über alle landwirtschaftlich genutzten Teilflächen innerhalb eines Grundwasserkörpers angegeben (Karte 114).

Es wird deutlich, dass bereits die Berücksichtigung eines Ausgleichs zwischen den landwirtschaftlich genutzten Gebieten zu einer deutlichen Reduzierung des Minderungsbedarfs führen kann. In Abhängigkeit von der Landnutzungsstruktur innerhalb eines Grundwasserkörpers reduziert sich der Minderungsbedarf dabei auf um bis zu 25 kg N/(ha-a), um eine aktuelle Nitratkonzentration im Sickerwasser von unter 50 mg NO₃/l zu erreichen. Für die gesamte Flussgebietseinheit Weser-ergäbe sich hierbei ein Minderungsbedarf von ca. 10.200 t/a.

Karte 114: Notwendige Minderung der Stickstoffüberschüsse zur Erreichung einer mittleren Nitratkonzentration im Sickerwasser von 50 mg/l, bezogen auf die landwirtschaftlich genutzten Flächen in den Grundwasserkörpern auf Basis der Stickstoffeinträge des Baseline-Szenarios 2021 auf Rasterbasis (100 x 100 m)



7.5.2 Nährstoffeinträge in die Oberflächengewässer bei Erreichung eines guten Grundwasserzustands (IGB)

Unter Annahme der zur Erreichung des guten Grundwasserzustandes nötigen Reduktionen der Stickstoffbilanzüberschüsse ergeben sich durch die MONERIS-Berechnungen Gesamtstickstoffeinträge von 64.000 t/a. Diese entsprechen einer Abnahme der Gesamteinträge um 3,6 % bzw. 2.700 t/a (bezogen auf 2021 Baseline-Szenario) (siehe Tabelle 42 und Tabelle 43).

Tabelle 42: Gesamtstickstoffeinträge für die Teilräume bei Erreichung des guten Grundwasserzustandes und deren Änderung im Vergleich zum Baseline-Szenario 2021

Eintragspfade		Aller	Fulda/ Diemel	Leine	Ober- und Mittelweser	Tide- weser	Werra	Gesamt	
Gesamt	Gesamt 2021-GW-OK	t/a	9.900	13.000	11.400	17.000	14.100	8.600	74.000
	Differenz 2021 zu 2021-GW-OK	t/a	-300	-300	-100	-800	-1.100	-100	-2.700
		%	-3,0	-2,3	-0,9	-4,7	-7,8	-1,1	-3,6

Quelle: Eigene Berechnung.

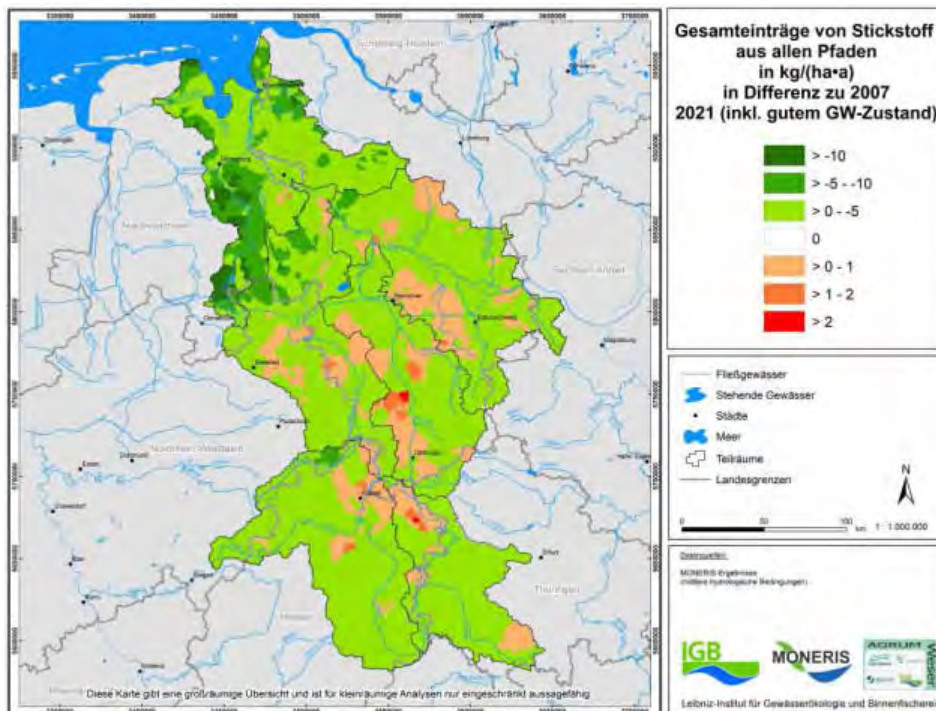
Tabelle 43: Gesamtstickstoffeinträge für die Bundesländer bei Erreichung des guten Grundwasserzustandes und deren Änderung im Vergleich zum Baseline-Szenario 2021

Eintragspfade			TH	HE	NI	NW	ST	HB	Gesamt
Gesamt	Gesamt 2021-GW-OK	t/a	7.500	13.000	41.200	10.500	800	1.000	74.000
	Differenz 2021 zu 2021-GW-OK	t/a	<-50	-300	-2.000	-300	< -10	< -10	-2.700
		%	<-0,6	-2,3	-4,8	-2,8	< -1,2	<-1	-3,6

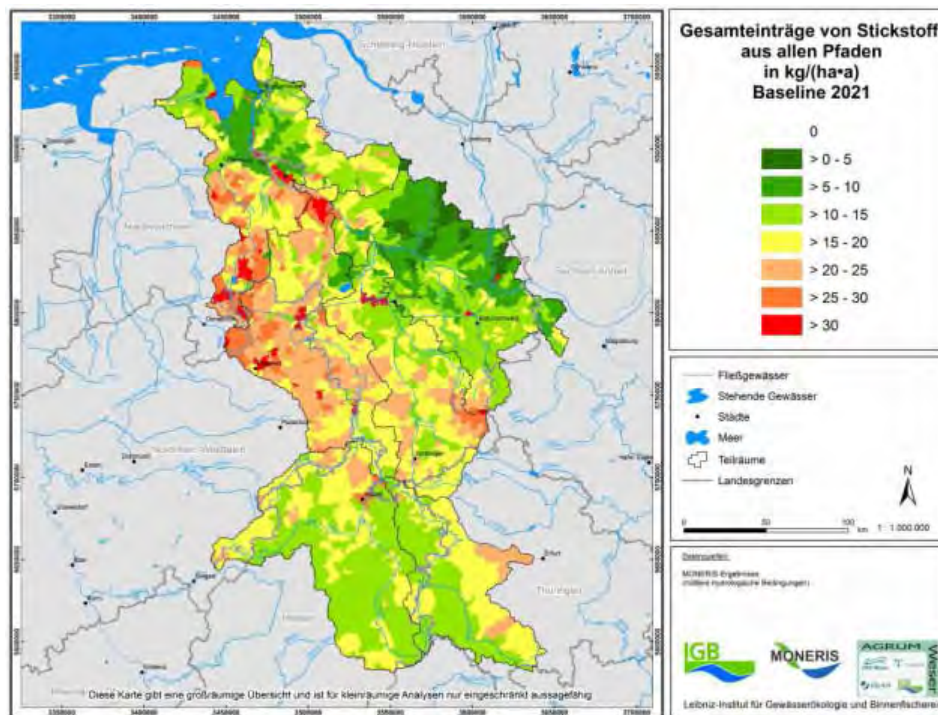
Quelle: Eigene Berechnung.

Betrachtet man die Stickstoffeinträge des Ist-Zustands mit denen von 2021 bei gutem Grundwasserzustand, ergaben sich für Niedersachsen, Nordrhein-Westfalen und Sachsen-Anhalt die stärksten Reduktionen, während die Reduktionen für Thüringen (3 %) und Bremen (2 %) am geringsten ausfallen (Karte 116). Bezogen auf die Teilräume ergeben sich die stärksten Änderungen für die Tideweser (22 %). Die Hintergründe für diese Änderungen wurden bereits in Kapitel 7.5 diskutiert.

Karte 115: Änderung der Gesamtstickstoffeinträge zwischen 2007 und 2021 plus guter Grundwasserzustand (spezifischer Wert, bezogen auf OWK)



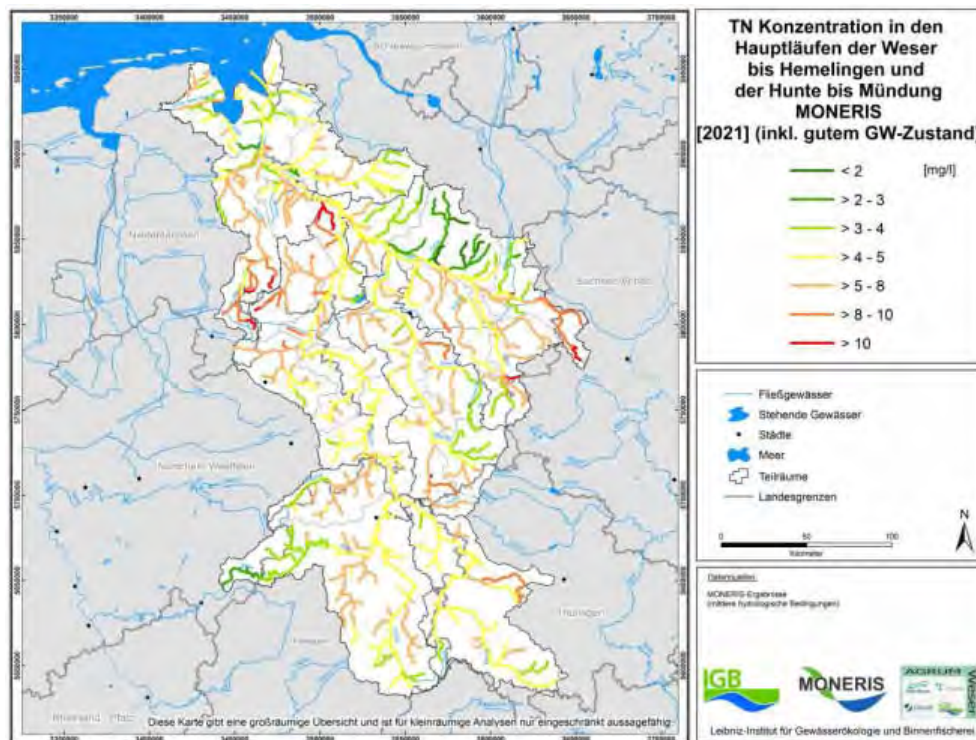
Karte 116: Gesamte Stickstoffeinträge der Baseline 2021 plus guter Grundwasserzustand (spezifischer Wert, bezogen auf OWK)



7.5.3 Frachten und Konzentrationen in den Oberflächengewässern beim Erreichen eines guten Grundwasserzustandes

Die in Kapitel 7.4 beschriebene räumliche Verteilung der Eintragsänderungen spiegelt sich in der Änderung der Frachten wider. Da sich die wesentlichen Eintragsreduktionen in Analysegebieten der Hunte und somit in Gebieten unterhalb des Pegels Hemelingen ergeben, lassen sich auch in der Hunte die stärkeren Reduktionen der Fracht feststellen. So ergibt sich für die Hunte eine Reduktion der Fracht zwischen 2021 und Erreichung eines guten Grundwasserzustandes um 400 t/a (14 %). Für Hemelingen fällt die Frachtreduktion mit 1.300 t/a bzw. 3 % (2007 bis 2021 GW-OWK) in absoluten Zahlen höher, prozentual jedoch deutlich geringer, aus. Insgesamt ergeben sich weiterhin deutliche Unterschiede in den Konzentrationen der Oberflächenwasserkörper der Flussgebietseinheit Weser, die sich aus den Einträgen über die diffusen und punktuellen Eintragspfade, dem Wasserdargebot sowie der Retention in den Oberflächenwasserkörpern ergibt (s. Karte 117).

Karte 117: Stickstoffkonzentrationen der Hauptläufe bei Stickstoffbilanzen der Baseline 2021 plus gutem Grundwasserzustand



7.5.4 Handlungsbedarf zur Erreichung der Ziele für die Oberflächengewässer

7.5.4.1 Ermittlung der maximalen zulässigen Stickstoffkonzentrationen und Frachten zur Erreichung der Bewirtschaftungsziele bei Hemelingen und Reithörne

Zur weiteren Differenzierung des Reduktionsbedarfs wird auf Basis der in MONERIS implementierten Ansätze zur Berechnung der gewässerinternen Retention, ausgehend von einer TN-Konzentration von 2,8 mg/l bei Hemelingen, eine maximal zulässige Konzentrationen für ausgewählte Stationen des Qualitätsmessnetzes der FGG Weser mit der im Folgenden beschriebenen Vorgehensweise abgeleitet.

Die modellierte Retention gibt den prozentualen Anteil der Einträge (Nebenläufe) und der eingehenden Frachten (Hauptläufe) an, die in einem betrachteten Gewässerabschnitt zurückgehalten werden. Als akkumulative Retention (R_a) wird die gesamte resultierende Retention auf der Fließstrecke vom Auslass eines Analysegebiets bis zum Übergabepunkt (Mündung oder Tidebereich) Küste definiert. Aus der akkumulativen Retention und den Konzentrationen des Bewirtschaft-

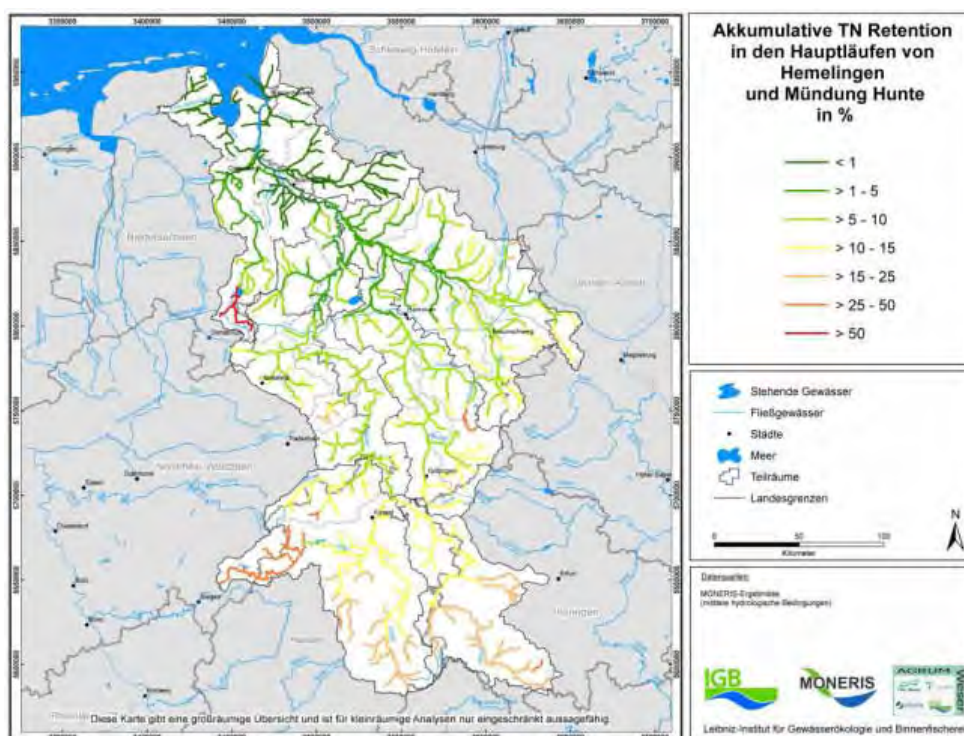
tungsziels (meeresökologischer Zielwert) werden regional differenzierte Zielkonzentrationen für das Binnenland errechnet.

$$CB_i = CM_i / (1 - Ra_i) \quad (\text{Gl. 27})$$

Dabei ist CB_i der zu erreichende Zielwert im Binnenland für ein Analysegebiet i , CM_i der abgestimmte meeresökologische Zielwert im limnisch-marinen Übergangsbereich eines Meeresgebiets i und Ra_i die akkumulative Stickstoffretention eines Analysegebiets i . Für Analysegebiete, die direkt in Küstengewässer entwässern, gilt $CB_i = CM_i$.

Karte 118 zeigt die räumliche Verteilung der akkumulativen Stickstoffretention in der Weser bei zugrunde gelegten mittleren hydrologischen Bedingungen. Wie sich zeigt, liegt die akkumulative Retention in weiten Teilen der Weser unter 20 %. Mit zunehmendem Transportweg bzw. Entfernung von der Küste nimmt die akkumulative Retention im Allgemeinen zu, überschreitet in der Regel jedoch kaum einen Wert von 30 %. In einigen Analysegebieten mit hohem Wasserflächenanteil oder einem geringen Wasserdargebot kommt es teilweise zu Retentionswerten von 60 %.

Karte 118: Räumliche Verteilung der akkumulativen Stickstoffretention in der Baseline 2021 plus guten Grundwasserzustandes in den Hauptläufen der Weser, ausgehend von den Pegeln Hemelingen und Reithörne



Auf dieser Basis wurden für ausgewählte Pegel des Weser-Messnetzes die für eine Erreichung des Bewirtschaftungsziels von 2,8 mg/l bei Hemelingen und Reithörne nicht zu überschreitende Zielkonzentration ermittelt (Tabelle 44). Diese variiert in Abhängigkeit von der akkumulativen Retention zwischen 2,8 mg/l bei Hemelingen und 3,3 mg/l am Pegel Gerstungen.

Zur Hunte muss an dieser Stelle festgehalten werden, dass die beobachteten Frachten durch MONERIS deutlich überschätzt werden. Zur Überprüfung der Reduktionsziele wurde daher die mit MONERIS in den Szenarien ermittelte Frachtänderung auf die beobachteten Frachten übertragen. Der Vergleich mit der festgelegten Zielfracht belegte die Erreichung der Reduktionsziele. Für Hemelingen wurde diese Vorgehensweise analog angewendet. Da jedoch nur eine sehr geringe Abweichung zwischen gemessenen und berechneten Konzentrationen vorliegt, kann der zusätzliche Reduktionsbedarf ohne weiteres direkt über die Modellergebnisse abgeleitet werden.

Die Festlegung des zusätzlichen Handlungsbedarfs wird sektoraldifferenziert durchgeführt und unterscheidet zwischen Einträgen, verursacht durch Punktquellen, Stickstoffbilanzüberschüsse, atmosphärische Deposition und andere Quellen.

Tabelle 44: Gemessene mittlere Konzentrationen (2006 bis 2008), die akkumulative Retention im Hauptlauf sowie die Zielkonzentrationen und der sich ergebende Reduktionsbedarf für ausgewählte Stationen in der Weser

Kontrollmessstelle			Gemessene Konzentration 2006-2008	Retention von Hemelingen/ Reithörne bis Pegel	Zielkonzentration unter Berücksichtigung der Retention im Gewässer	
Teilraum (Bundesland)			mg/l	%	mg/l	Reduktions- bedarf Ist-Ziel %
Werra	(TH)	Frankenroda	3,9	12	3,2	17
Werra	(TH)	Gerstungen (ca. 5 km oberhalb)	3,9	15	3,3	16
Werra	(HE)	Witzenhausen	4,9	10	3,1	37
Fulda	(HE)	Mündung (ca. 15 km unterhalb Wahnhausen)	4,3	10	3,1	28
Aller	(NI)	Verden	4,8	1	2,8	41
Aller	(ST)	Grafhorst	8,7	7	3,0	65
Leine	(NI)	Neustadt	5,4	3	2,9	47
Weser	(NW)	Petershagen	4,9	5	2,9	41
Weser	(NI)	Drakenburg	5,5	2	2,9	48
Hunte	(NI)	Mündung (ca. 10 km unterhalb Reithörne)	6,1	0	2,8	54
Weser	(HB)	Hemelingen	5,0	0	2,8	44

Quelle: Eigene Darstellung der Modellergebnisse und Messstellendaten der FGG Weser.

7.5.4.2 Zusätzlicher Handlungsbedarf für die Oberflächengewässer nach Erreichen eines guten Grundwasserzustands

In den vorangegangenen Kapiteln wurden die modellierten Stickstoffemissionen des Jahres 2007, des Baseline-Szenarios 2021 sowie die Stickstoffemissionen bei Erreichen eines guten Grundwasserzustands dargestellt. Nach den zugrunde gelegten Szenarien kann mit Erreichung des guten Grundwasserzustandes auch das Bewirtschaftungsziel von 2,8 mg/l in der Hunte erreicht werden. Bezogen auf die Messstelle Hemelingen besteht jedoch weiterhin ein Reduktionsbedarf.

Grundsätzlich sind unterschiedliche Ansätze zur Verteilung des Reduktionsbedarfs in die Fläche möglich. Hier wurde aufgrund der Gleichbehandlung aller Teileinzugsgebiete davon ausgegangen, dass jeder Oberflächenwasserkörper einen einheitlichen Konzentrationswert erreichen muss, um die 2,8 mg/l am Auslasspegel zu sichern. Da die Emissionen der Oberflächenwasserkörper bis zum Pegel Hemelingen noch im Oberflächengewässer einer Retention unterliegen, liegt dieser Konzentrationswert über 2,8 mg/l. So wurden für jedes Analysegebiet (AU) auf Basis der individuellen Einträge, der gewässerinterne Retention und des Gebietsabflusses die sich am AU-Auslass ergebende Fracht und Konzentration (Konzentration-AU) ermittelt. Anschließend wurde unter Berücksichtigung der gewässerinternen Retention bis Hemelingen die sich dort ergebende Fracht und die mittlere Konzentration (aus den Frachten aller AUs) für Hemelingen berechnet. Abschließend wurden iterativ die höchsten Werte der Konzentration-AU reduziert und die sich ergebende Konzentration bei Hemelingen mit dem Bewirtschaftungsziel verglichen. Das hier angewendete Verfahren berücksichtigt somit die Eintragsituation, das Wasserdargebot und die gewässerinterne Retention zur Verteilung des Reduktionsbedarfs in die Fläche.

Der sich zur Erreichung der Bewirtschaftungsziele ergebende Gesamtreduktionsbedarf der Stickstoffeinträge in kg/(ha·a) ist in Karte 119 dargestellt.

Der Gesamtreduktionsbedarf wurde anschließend auf die verschiedenen Sektoren bzw. Nährstoffquellen verteilt. Tabelle 45 zeigt den Anteil der Quellen an den Gesamteinträgen in den Teilräumen und Bundesländern. Es zeigt sich, dass für landwirtschaftliche Flächen die atmosphärische Deposition etwa den gleichen Anteil zu den Einträgen beiträgt wie die Überschüsse, die sich aus der Düngemittelanwendung ergeben. Zusätzlich trägt die atmosphärische Deposition auf Wald, urbanen Gebieten und offenen Flächen (sonstige Flächen) einen erheblichen Anteil zu den Gesamteinträgen bei. Einträge aus Punktquellen und urbanen Gebieten tragen häufig, außer in Bremen, nur einen untergeordneten Anteil bei (Tabelle 45).

Tabelle 45: Stickstoffeinträge 2021 bei gutem Grundwasserzustand – Gesamteinträge sowie der abgeleitete Reduktionsbedarf zur Erreichung des Bewirtschaftungsziels von 2,8 mg/l bei Hemelingen, Hunte bei Reithörne und die restliche Tide-Weser, für die Teilräume

Stickstoff			Hemelingen	Hunte	Tide-Weser	Flussgebiets- einheit Weser
2021 GW-OK	Einträge	t/a	60.000	5.000	9.000	74.000
Erreichung 2,8 mg N/l	Einträge	t/a	36.000	3.000	6.000	45.000
	Reduktionsbedarf	t/a	24.000	2.000	2.000	29.000
		kg/(ha·a)	6,1	8,2	5,2	6,1
		%	40	40	22	39

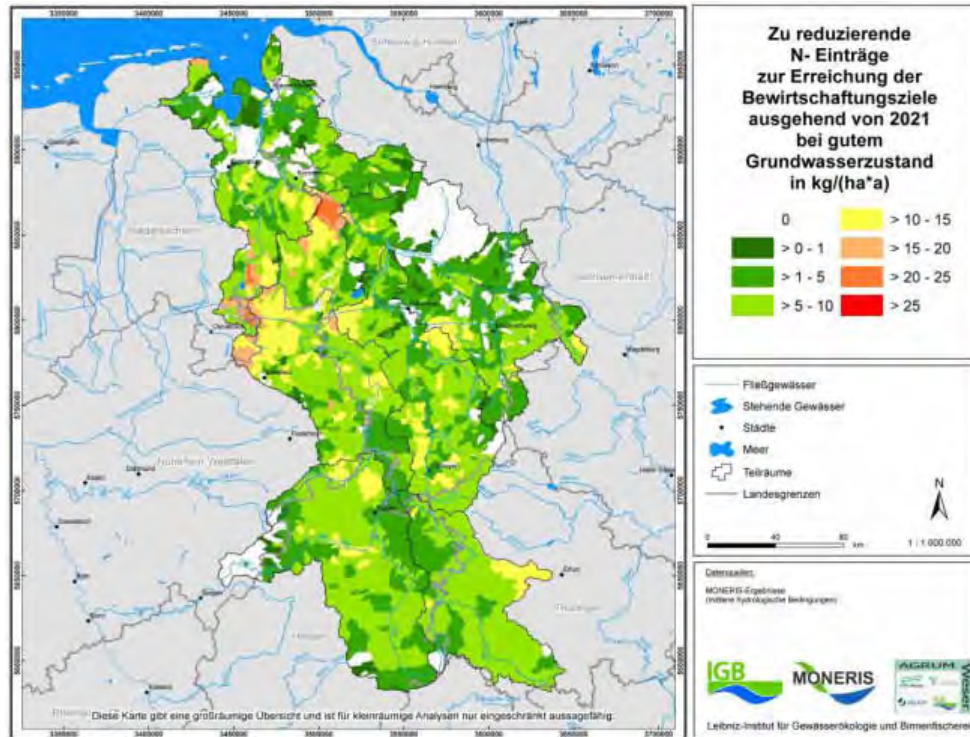
Quelle: Eigene Berechnung.

Tabelle 46: Stickstoffeinträge 2021 bei gutem Grundwasserzustand – Gesamteinträge und der abgeleitete Reduktionsbedarf zur Erreichung des Bewirtschaftungsziels von 2,8 mg/l für die Bundesländer in der FGE Weser

Stickstoff			Bundesländer					
			HB	HE	NI	NW	ST	TH
2021 GW-OK	Einträge	t/a	1.000	13.000	41.200	10.500	800	7.500
Erreichung 2,8 mg N/l	Einträge	t/a	1.000	9.300	23.400	7.000	300	4.000
	Reduktionsbedarf	t/a	0	3.700	17.800	3.500	500	3.500
		kg/(ha·a)	0,1	4,1	6,4	4,2	7,5	7,5
		%	0	28	43	33	63	47

Quelle: Eigene Berechnung.

Karte 119: Zu reduzierende Stickstoffeinträge zur Erreichung des Ziels von 2,8 mg/l N in allen Teileinzugsgebieten ausgehend von der Baseline 2021 plus guter Grundwasserzustand (in kg/(ha·a))



Entsprechend des Baseline-Szenarios und zur Erreichung des guten Grundwasserzustandes kommt es in der Hunte im Vergleich zum Ist-Zustand bereits zu einer deutlichen Reduzierung der Fracht um 1.000 t/a bzw. 27 %. Basierend auf den beobachteten Frachten wurde bei Reithörne zur Erreichung der 2,8 mg N/l ein Reduktionsbedarf um 2.100 t/a ermittelt. Somit ergibt sich, ausgehend von den Frachten 2021 bei einem guten Grundwasserzustand, zur Erreichung der 2,8 mg N/l ein zusätzlicher Reduktionsbedarf der Fracht bei Reithörne um 1.000 t/a.

Um die Reduktion der Einträge in die Oberflächengewässer zur Erreichung des guten Grund- und Oberflächengewässerzustandes von 29.000 t N zu erreichen, muss der landwirtschaftliche Anteil der Stickstoffeinträge in den Boden um insgesamt 39.000 t reduziert werden. Dies beinhaltet einerseits den Anteil der landwirtschaftlichen N-Überschüsse und andererseits den Anteil der atmosphärischen Deposition auf landwirtschaftlichen Flächen. Die anderen Sektoren müssen entsprechend ihrem Anteil ebenfalls die Einträge reduzieren, um auf die erforderlichen Konzentrationen zu gelangen.

Im Vergleich zum Modellvorhaben AGRUM ergeben sich hinsichtlich des Reduktionsbedarfs, vor allem für die Messstelle Hemelingen, erhebliche Unterschiede. Der Reduktionsbedarf zur Erreichung der Bewirtschaftungsziele der Oberflächengewässer fällt insgesamt im Verhältnis zum Reduktionsbedarf zur Erreichung des guten Grundwasserzustands sehr viel höher aus. Diese Unterschiede ergeben sich aus folgenden Gründen:

1. Im vorherigen AGRUM-Bericht wurde der Reduktionsbedarf auf Basis der mit MONERIS ermittelten Frachten abgeleitet. Offensichtlich wurden durch MONERIS die Frachten (im Rahmen der Mess- und Modellgenauigkeiten) bei Hemelingen unterschätzt und somit ein geringerer Reduktionsbedarf ermittelt.
2. Für das Baseline-Szenario wurde, einer Annahme von EMEP folgend, von einer Reduktion der atmosphärischen Stickstoffdeposition ausgegangen. Wie auch in diesem Bericht gezeigt werden konnte, hat die atmosphärische Deposition einen wesentlichen Anteil an den Gesamteinträgen. Dementsprechend groß ist die Auswirkung dieser Annahme für die Änderung der Einträge und führt ebenfalls zu einem geringeren Reduktionsbedarf.

Die Phosphorkonzentration soll entsprechend des LAWA-Orientierungswertes in allen Binnengewässern den Wert von 0,1 mg/l nicht überschreiten. Dazu ist die notwendige Reduzierung der Einträge in Karte 120 dargestellt. Die Gesamtreduktion der Einträge für die Weser bis Hemelingen und für die Hunte bis Reithörne liegt bei 35 bzw. 47 %, wobei sich für die Bundesländer Bremen, Hessen und Thüringen der höchste Reduktionsbedarf ergab sowie für Sachsen-Anhalt der geringste Reduktionsbedarf ermittelt wurde. Dabei ist zu beachten, dass diese Bundesländer nicht notwendigerweise die höchsten Einträge verursachen, sondern sich aus den Einträgen der gewässerinternen Retention und den Abflussbedingungen die höchsten Konzentrationen in den Gewässern ergeben und somit auch ein höherer Reduktionsbedarf abgeleitet wird.

Tabelle 47: Nötige Reduktion der Phosphoreinträge zur Erreichung der Bewirtschaftungsziele in der Weser bis Hemelingen, der Hunte bis Reithörne, der restlichen Tideweser und der gesamten Flussgebietseinheit Weser in den Teilräumen

Phosphor			Hemelingen	Hunte	Tide-Weser	Flussgebietseinheit Weser
2007	Einträge	t/a	1.880	170	400	2.450
Erreichung 0,1 mg P/l	Einträge	t/a	1.230	90	230	1.550
	Reduktionsbedarf	t/a	650	80	170	900
		kg/(ha·a)	0,17	0,31	0,19	0,19
		%	35	47	43	37

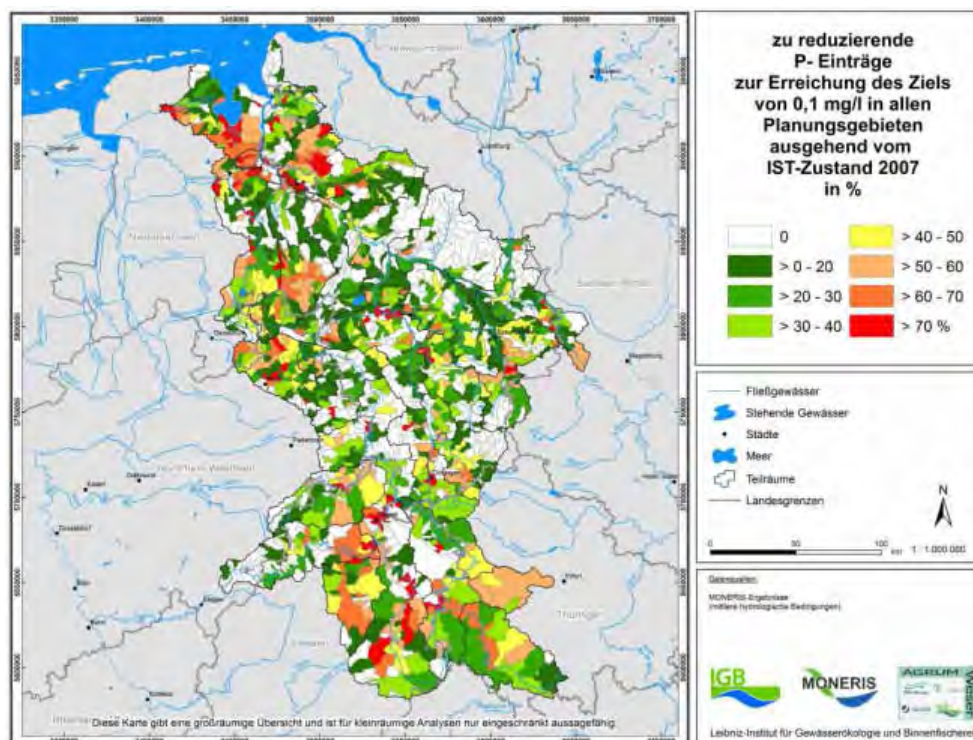
Quelle: Eigene Berechnung.

Tabelle 48: Nötige Reduktion der Phosphoreinträge zur Erreichung der Bewirtschaftungsziele in der Weser bis Hemelingen, der Hunte bis Reithörne, der restlichen Tideweser und der gesamten Flussgebietseinheit Weser in den Bundesländern

Phosphor			Bundesländer					
			HB	HE	NI	NW	ST	TH
2007	Einträge	t/a	60	480	1.320	290	20	290
Erreichung 0,1 mg P/l	Einträge	t/a	20	280	870	190	10	170
	Reduktionsbedarf	t/a	40	200	450	100	10	120
		kg/(ha·a)	0,97	0,22	0,16	0,21	0,14	0,26
		%	67	42	34	34	~30	41

Quelle: Eigene Berechnung.

Karte 120: Zu reduzierende Phosphoreinträge zur Erreichung des Ziels von 0,1 mg/l Phosphor in den Oberflächengewässern, ausgehend vom Ist-Zustand 2007



Die räumliche Verteilung des Reduktionsbedarfs ergibt sich aus der Höhe der spezifischen Einträge, den Anteilen der Eintragspfade und dem Wasserdargebot. Trotz erhöhter Einträge kann es bei ebenfalls hohen Abflusspenden zu relativ geringen Konzentrationen kommen, aus denen sich nur ein geringerer Reduktionsbedarf ableitet. Andersherum kann sich bei geringen Abflusspenden und geringeren Einträgen ein relevanter Reduktionsbedarf ergeben. Insgesamt ergibt sich für

die Tideweser, die Hunte, die Fulda und die Obere Werra der höchste Reduktionsbedarf. Dieser bildet sich jedoch nicht flächendeckend aus, sondern zeigt eine räumliche Verteilung, vor allem entsprechend der höchsten spezifischen Einträge. Während in der Tide-Weser Einträge aus drainierten Mooren und Feuchtgebieten als Eintragspfade zu nennen sind, ergeben sich die Einträge, z. B. in der Fulda, vorwiegend aus Kläranlageneinleitungen.

7.6 Maßnahmen zur Erreichung der Bewirtschaftungsziele nach EG-Wasserrahmenrichtlinie

Analog der Vorgehensweise zur Berechnung des Handlungsbedarfs (siehe Kapitel 7.5), wird bei der Maßnahmenanalyse in zwei Schritten vorgegangen. In einem ersten Schritt werden die Maßnahmen zur Erreichung der Grundwasserziele analysiert, um anschließend in einem zweiten Schritt die dann noch zusätzlichen notwendigen Maßnahmen zur Erreichung der Ziele der Oberflächengewässer zu ermitteln.

7.6.1 Maßnahmen zur Reduktion der Stickstoffbilanzüberschüsse

Die Modellanalysen des Ist-Zustandes und des Baseline-Szenarios haben gezeigt, dass bis zum Jahr 2021 weiterhin eine tendenzielle Reduzierung der Nährstoffbilanzüberschüsse erwartet werden kann. Es ist zudem der Einfluss des Wasserhaushaltes auf den Nährstoffaustrag und naturräumlich bedingte Verzögerungen, bis eine nachweisbare positive Wirkung der allgemeinen agrarpolitischen Maßnahmen etc. auf die Grundwasserqualität eintritt, zu berücksichtigen. Die Analysen des Modellverbundes lassen erwarten, dass diese abnehmenden Nährstoffüberschüsse nicht ausreichen werden, um bis 2021 in allen Grundwasserkörpern den guten chemischen Zustand zu erreichen (siehe auch Kapitel 6.2). Zusätzliche ergänzende Maßnahmen zur Erreichung der Gewässerqualitätsziele der EG-WRRL sind daher zu ergreifen. Der Einsatzbedarf dieser zusätzlichen Maßnahmen kann regional stark variieren.

Zur Ableitung geeigneter Handlungsoptionen wurde im Modellvorhaben AGRUM eine systematische Erfassung von Nährstoffminderungsmaßnahmen mit Wirkung auf die Stickstoffsalden vorgenommen und geeignete kosteneffiziente Maßnahmen im Rahmen des AGRUM-Maßnahmenkataloges zusammengestellt (s. Kreins et al., 2010). Dieser Maßnahmenkatalog wurde nach neuen Erkenntnissen überarbeitet und ergänzt.

Es werden geeignete regionalspezifische Maßnahmenkombinationen abgeleitet. Dies geschieht auf Grundlage der regionalen landwirtschaftlichen Produktionsstrukturen, der bis 2013 geplanten Förderflächen und des ermittelten Reduktionsbedarfes zur Erreichung der Zielkonzentrationen für das Grundwasser und die Oberflächengewässer. Die dargelegten Maßnahmenkombinationen stellen eine von vielen möglichen Kombinationen dar. Die jeweilige Kombination stellt eine Auswahl von Maßnahmen dar, die aufgrund der regionalen landwirtschaftlichen Produktionsstruktu-

ren infrage kommen. Sie dient der Unterstützung der agrar- und umweltpolitischen Entscheidungsfindung sowie der Einschätzung, ob und mit welchem zusätzlichen Einsatz, über die Agrarumweltprogramme 2007/2013 hinaus, die Umweltziele in der Flussgebietseinheit Weser erreicht werden können. Die Maßnahmenplanung und -umsetzung obliegt dem jeweiligen Bundesland. Für die Umsetzbarkeit sind weitere Faktoren, wie z. B. die Finanzierung, der Verwaltungsaufwand und die Akzeptanz der Maßnahme bei den Landwirten, entscheidend. Die Teilnahme an den Agrarumweltprogrammen ist freiwillig, die Landwirte sind nicht verpflichtet, Maßnahmen umzusetzen. Demzufolge werden Maßnahmen durch die landwirtschaftlichen Betriebe nicht umgesetzt, wenn der Aufwand zur Beantragung und Umsetzung zu hoch, der finanzielle Anreiz zu gering ist, oder der Nutzen der Maßnahmen von den Betriebsleitern nicht gesehen wird.

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

Die Wirksamkeit der grundlegenden und ergänzenden Maßnahmen kann mit einer umfassenden und dem Thema zugeschnittenen Beratung erheblich gesteigert werden. Sie bietet die Möglichkeit, eine bestmögliche Umsetzung und Wirkungseffizienz der Gewässerschutzmaßnahmen für die Umsetzung der Wasserrahmenrichtlinie zu erreichen. Nach Thomas (2003) gibt es jedoch nur wenige Möglichkeiten, mithilfe von Informationen und Beratung kurzfristig zum Gewässerschutz beizutragen. Vielmehr ist dies ein langfristiger und langwieriger Prozess, dessen Wirkungen schwer messbar sind. Um die Beratung zu unterstützen, ist eine Verständigung der beteiligten Institutionen und Organisationen über die Problemzusammenhänge und Maßnahmenwirkungen wichtig, um Möglichkeiten des Gewässerschutzes nachvollziehbar zu machen und in der Landwirtschaft zu verankern.

Bisherige Erfahrungen zeigen, dass die Zusatzberatung eine wichtig Begleitmaßnahme für die Düngeplanung (Vollzug DüV) und die Umsetzung der freiwilligen Agrarumweltmaßnahmen ist. Die Zusatzberatung bewirkt meist eine Steigerung der Stickstoffeffizienz über die vertraglich vereinbarten Maßnahmen hinaus. Mit Unterstützung der Berater können die für den jeweiligen Betrieb am besten geeigneten Maßnahmenkombinationen ausgewählt und die Umsetzungsqualität der einzelnen Maßnahmen gesteigert werden. Es kann so die Akzeptanz in den Maßnahmengebieten erhöht werden.

7.6.1.1 Charakterisierung der untersuchten Agrarumweltmaßnahmen

Für die Analysen der für die Erreichung der Ziele der EG-WRRRL notwendigen zusätzlichen Maßnahmen sind kosteneffiziente Nährstoffminderungsmaßnahmen mit Wirkung auf die Stickstoffsalden einzusetzen. Eine Selektion geeigneter Maßnahmen wurde bereits im Modellvorhaben AGRUM durchgeführt (Kreins et al., 2010). Der dort erfolgreich angewandte Maßnahmenkatalog wird im Projekt AGRUM⁺ weitgehend fortgeschrieben. Nach fachlicher und praxisbezogener

Evaluierung des bisherigen Maßnahmenkataloges sind einzelne Maßnahmen anzupassen und die Auswahl zu erweitern. Die Modifikationen gegenüber dem Maßnahmenkatalog des Modellvorhabens AGRUM-Weser sind die folgenden:

- Die Maßnahme „Anbau Winterrüben als Zwischenfrucht“ wird aus der Zusammenstellung der möglichen Maßnahmen genommen. Sie ist in den vergangenen Jahren nicht mehr als Agrarumweltmaßnahme angeboten worden, da die Akzeptanz sehr gering war.
- Die „grundwasserschonende Wirtschaftsdünger-Ausbringungstechnik“ zeigt eine zunehmende Marktdurchdringung; das maximale Realisierungsniveau wird auf das Maximalniveau der anderen konventionellen Maßnahmen angehoben.
- Der „Anbau von Untersaaten“ wird in der Förderperiode 2007/13 angeboten und als neue Maßnahmenoption in den Katalog integriert.
- Die „begrünte Brache“ wird als weitere konventionelle Agrarumweltmaßnahme in den Katalog aufgenommen. Sie bietet die Möglichkeit, Brachflächen mit geringem Nährstoffeintragspotenzial zu fördern. Diese haben seit der Abschaffung der obligatorischen Flächenstilllegung 2007 stetig abgenommen, wodurch die mit dieser Nutzungsform einhergehenden Verdünnungseffekte verloren gehen.
- Die Umstellung des gesamten Betriebes auf den „Ökolandbau“ wurde im vorhergehenden Modellvorhaben AGRUM Weser als Zusatzmaßnahme nur dann in das regionale Maßnahmenortiment aufgenommen, wenn mit den konventionellen Maßnahmen der Handlungsbedarf nicht erfüllt werden konnte. Im Projekt AGRUM⁺ wurde die Maßnahme „Ökolandbau“ aus dem Maßnahmenkatalog entnommen und nicht im vorliegenden Bericht berücksichtigt.

Der überarbeitete Maßnahmenkatalog des Projektes AGRUM⁺ beinhaltet die folgenden konventionellen Maßnahmen auf Basis des LAWA Maßnahmenkataloges (Osterburg und Runge, 2007):

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

Einen Überblick gibt Tabelle 49. In der Tabelle sind eine kurze Beschreibung, die zugrunde gelegte Minderungswirkung auf den Stickstoffsaldo und die Kosten der Maßnahmen aufgeführt. Eine detaillierte Beschreibung der Maßnahme befindet sich im Anhang des Berichtes.

Tabelle 49: Überblick über die im Projekt AGRUM+-Weser untersuchten Maßnahmen zum landwirtschaftlichen Gewässerschutz durch Reduktion der Stickstoffüberschüsse

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

Quelle: Zusammenstellung der Maßnahmen; Osterburg und Runge (2007).

7.6.1.2 Mögliche Kombination von Agrarumweltmaßnahmen zur Erreichung der Zielekonzentration von 50 mg/l Nitrat für das Grundwasser durch Reduktion der Stickstoffbilanzüberschüsse

In Kapitel 7.5.1 werden potenzielle Handlungsgebiete, ausgehend vom Baseline-Szenario 2021, abgegrenzt, die sich ergeben, wenn eine Nitratkonzentration im Grundwasser von unter 50 mg/l nachhaltig garantiert werden soll (siehe auch Karte 113). Analysen mit dem Modellsystem GROWA/WEKU/DENUZ weisen einen Reduktionsbedarf von insgesamt rund 14.000 t N/a in der Flussgebietseinheit Weser aus, wenn die mittleren Konzentrationen im Sickerwasser der landwirtschaftlichen Flächen der Gemeinden bzw. Landkreise als Zielgröße herangezogen werden.

Dies entspricht einer durchschnittlichen Reduktion der Stickstoffbilanzüberschüsse von rund 12 %, wobei diese Reduktion regional sehr unterschiedlich ausfällt. Rund 70 % dieses Redukti-

onsbedarfs entfallen auf den niedersächsischen Teil der Flussgebietseinheit Weser, etwa 9 % auf den nordrhein-westfälischen und rund 18 % auf den hessischen Teil der Flussgebietseinheit Weser. Nur rund 1,5 % fallen auf die Anteile der neuen Bundesländer der Flussgebietseinheit Weser. Diese Reduktionen lassen sich nicht durch eine einzelne Maßnahme des LAWA-Maßnahmenkatalogs effizient erreichen. Stattdessen ist für die jeweilige Region eine an die regionale Landnutzung angepasste Maßnahmenkombination zu entwickeln, die für die Umsetzung in den Betrieben notwendige Handlungsspielräume zulässt.

Sind die Stickstoffbilanzüberschüsse 2021 zu reduzieren, werden für die jeweiligen Regionen geeignete Maßnahmenkombinationen berechnet, mit denen die Ziele der EG-WRRL erreicht werden können. Die Ergebnisse erlauben eine Abschätzung der bei Umsetzung dieser zusätzlichen Maßnahmen (ohne Verwaltungskosten) anfallenden Kosten und des regional notwendigen Flächenbedarfs. Die Umsetzbarkeit der jeweiligen Maßnahme ist von der landwirtschaftlichen Bodennutzung und der Tierproduktion in der Region abhängig. Die Förderung von Extensivkulturen wird beispielsweise bei Getreide und Ölsaaten angewendet. In Abhängigkeit von den maßnahmenspezifischen Anforderungen haben die Einzelmaßnahmen daher ein regional variierendes Umsetzungspotenzial.

Erst einmal wurde das maximal mögliche Reduktionspotenzial einer jeden Maßnahme entsprechend der maßnahmenspezifischen Anforderungen regional differenziert abgeschätzt (siehe auch Maßnahmenbeschreibung in Kapitel 11.1). Das Ergebnis der Berechnungen ist eine mögliche Maßnahmenkombination, die geeignet ist, die notwendigen Reduzierungen der landwirtschaftlichen Stickstoffeinträge zu erreichen.

Im zweiten Schritt wurde die maximal mögliche Reduktion aller Maßnahmen der notwendigen Stickstoffreduktion gegenübergestellt und somit der notwendige regionale Maßnahmenumfang ermittelt, wobei alle Maßnahmen im gleichen Maße ihres Reduktionspotenzials zur Zielerreichung beitragen. Es werden die in

Tabelle 49 dargelegten konventionellen Maßnahmen für die Abschätzung der zusätzlich notwendigen Förderflächen und der dafür aufzubringenden finanziellen Mittel berücksichtigt. Liegen Regionen vor, in denen die Ausschöpfung des Reduktionspotenzials der „konventionellen“ Maßnahmen nicht ausreicht, werden diese gesondert aufgeführt.¹⁴ In diesen Fällen kann auch unter

¹⁴ Im Modellvorhaben AGRUM war in Regionen, in denen die Ausschöpfung des Reduktionspotenzials der „konventionellen“ Maßnahmen nicht ausreicht, in einem zweiten Schritt ergänzend der ökologische Landbau für die Quantifizierung der zusätzlich notwendigen Förderflächen und finanziellen Mittel herangezogen worden. Dieses Vorgehen wird in AGRUM[†] nicht fortgeführt, da bisherige Erfahrungen zeigten, dass durch die Umstellung der Betriebe auf die ökologische Bewirtschaftung die für den Gewässerschutz positive Reduktion der Nährstoffbilanzüberschüsse nicht immer eintritt. Darüber hinaus ist die Umstellungsbereitschaft der landwirtschaftlichen Betriebe weiterhin nur schwach ausgeprägt. In diesem Kontext war ebenfalls die Umwandlung von Ackerland zu Grünland diskutiert worden. Diese Maßnahme geht jedoch mit der Verpflichtung einher die Grünlandnutzung über mehrere Jahre beizubehalten. Dieses Vorgehen ist ökologisch sinnvoll, steht aber im Widerspruch zur aktuellen Dynamik der Agrarpreise und den ökonomischen Verwertung dieser Flächen, wodurch die Akzeptanz sehr gering ist.

Berücksichtigung der grundlegenden positiven Annahmen unter Hinzunahme zusätzlicher Maßnahmen des angeführten Maßnahmenkataloges der Reduktionsbedarf nicht erfüllt werden.

In Tabelle 50 sind die für die Reduzierung des Handlungsbedarfs notwendigen Maßnahmenumfänge, getrennt nach Maßnahmen und Bundesländern, zusammengestellt (gerundete Werte). Entsprechend des regionalen Reduktionsbedarfs der Stickstoffbilanzüberschüsse verteilen sich auch die Umfänge der Stickstoffminderungsmaßnahmen, um die Bewirtschaftungsziele in den Grundwasserkörpern zu erreichen, auf die Bundesländer.

Tabelle 50: Umfang der Maßnahmen zur Erreichung der Grundwasserziele durch Reduktion der Stickstoffbilanzüberschüsse

Umfänge in ha	HE	NI/HB	NW	ST	TH	Gesamt
Keine Wirtschaftsdünger- ausbringung nach Ernte	0	66.400	5.400	0	0	71.800
Grundwasser schonende Ausbrin- gungstechnik Gülle und Festmist	36.800	89.700	14.000	400	800	141.700
Reduzierte Mineraldüngung von Getreide	17.200	72.900	11.200	200	900	102.400
Förderung von Extensivkulturen	11.100	28.200	6.100	100	800	46.300
Zwischenfruchtanbau	20.800	71.700	11.100	300	1.100	105.000
Anbau von Untersaaten	20.800	71.700	11.100	300	1.100	105.000
Brache	3.000	13.900	1.600	0	100	18.600
Grünlandextensivierung	7.300	4.200	900	0	0	12.400
Summe	117.000	418.700	61.400	1.300	4.800	603.200

Bemerkung: auf 100er gerundet.

Quelle: Eigene Berechnung.

Zu berücksichtigen ist bei der Betrachtung der Ergebnisse, dass diese Berechnungen auf dem Baseline-Szenario 2021 aufbauen und über die in der Baseline berücksichtigte Entwicklung der landwirtschaftlichen Produktion sowie über die vorhandenen und geplanten grundlegenden und ergänzenden Maßnahmen hinausgehen. Die dargelegten Maßnahmenkombinationen stellen exemplarisch eine kosteneffiziente und zielführende Kombination der untersuchten Maßnahmen dar. Um die Grundwasserziele in der Flussgebietseinheit Weser weitgehend zu erreichen, wären demnach zusätzliche Maßnahmen in einem Umfang von rund 0,6 Mio. ha notwendig. In rund 9 % der Gemeinden, die überwiegend in Niedersachsen, Nordrhein-Westfalen und Hessen liegen, würden die Grundwasserziele zudem nicht erreicht werden können, wenn die untersuchten Maßnahmen entsprechend ihres unterstellten Potenzials auf der gesamten LF umgesetzt werden würden.

Die für die Realisierung zusätzlich anfallenden Kosten in Gesamthöhe von rund 36 Mio. €/a werden in der Tabelle 51, ebenfalls differenziert nach Bundesländern und Einzelmaßnahmen, aufgeführt. Demnach sind entsprechend des Reduktionsbedarfs fast 70 % bzw. 24 Mio. € der insgesamt notwendigen Finanzmittel im Bundesland Niedersachsen, fast 10 % in Nordrhein-Westfalen und 21 % in Hessen aufzuwenden. Lediglich 0,9 % der Mittel sind für die neuen Bundesländer der Flussgebietseinheit Weser aufzuwenden. Die Höhe der Kosten spiegelt zum einen den landesspezifischen Flächenanteil an der Flussgebietseinheit Weser wider, zum anderen werden diese Ergebnisse durch die regionale Verteilung der Hot-spot-Regionen geprägt.

Tabelle 51: Gesamtkosten der Maßnahmen zur Erreichung der Grundwasserziele durch Reduktion der Stickstoffbilanzüberschüsse

Kosten in €	HE	NI/HB	NW	ST	TH	Gesamt
Keine Wirtschaftsdünger- ausbringung nach Ernte	0	996.000	81.000	0	0	1.077.000
Grundwasser schonende Ausbrin- gungstechnik Gülle und Festmist	1.105.000	2.692.000	419.000	11.000	23.000	4.250.000
Reduzierte Mineraldüngung von Getreide	1.379.000	5.832.000	900.000	19.000	74.000	8.204.000
Förderung von Extensivkulturen	778.000	1.977.000	428.000	8.000	56.000	3.247.000
Zwischenfruchtanbau	1.664.000	5.738.000	892.000	24.000	90.000	8.408.000
Anbau von Untersaaten	1.456.000	5.021.000	780.000	21.000	79.000	7.357.000
Brache	378.000	1.761.000	198.000	6.000	16.000	2.359.000
Grünlandextensivierung	732.000	422.000	94.000	0	0	1.248.000
Summe	7.492.000	24.439.000	3.792.000	89.000	338.000	36.150.000

Bemerkung: auf 1000er gerundet.

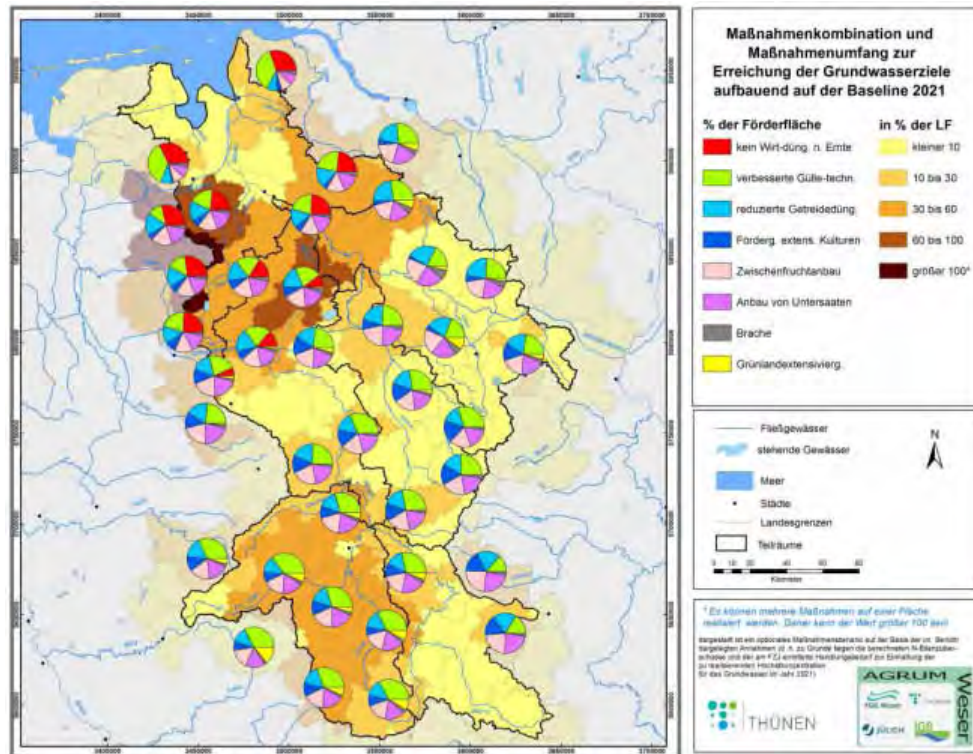
Quelle: Eigene Berechnung.

Der regionale Umfang sowie die Zusammensetzung der Maßnahmenkombination ist, wie aus der Karte 121 deutlich wird, sehr unterschiedlich. Erwartungsgemäß müsste in den Hot-spot-Regionen ein relativ hoher Anteil der LF mit Maßnahmen versehen werden. Dieser Anteil kann in einigen Regionen auch über 100 % der jeweiligen LF ansteigen, da bei den Berechnungen der Maßnahmenkombinationen zugelassen wurde, dass auf einer Fläche mehrere Maßnahmen realisiert werden, sofern sie dafür geeignet sind.

Die Maßnahmen „Grundwasserschonende Ausbringungstechnik“, „Zwischenfruchtanbau“ und „Reduzierte Mineraldüngung bei Getreide“ haben den größten Flächenumfang. Die reduzierte Mineraldüngung bei Getreide hat mit -3.000 t zudem das höchste Wirkungspotenzial. In den Regionen im Norden der Flussgebietseinheit Weser mit hoher Viehbesatzdichte zeigen die Maßnahmen „Keine Wirtschaftsdüngerausbringung nach der Ernte“ und „Grundwasserschonende

Ausbringungstechniken“ ein hohes Potenzial, um die Nitratreinträge in das Grundwasser zu reduzieren. Im Südteil der Flussgebietseinheit Weser, mit niedrigeren Viehbesatzdichten, überwiegen hingegen die Potenziale für die Grünlandextensivierung.

Karte 121: Maßnahmenkombination und zusätzlicher Maßnahmenumfang zur Erreichung der Ziele des Grundwassers durch Reduktion der Stickstoffbilanzüberschüsse im Baseline-Jahr 2021



Mit den in Tabelle 50 aufgeführten konventionellen Maßnahmenflächen könnten theoretisch etwa 13.000 t Stickstoffüberschüsse reduziert werden. Im Vergleich zum für die Erreichung der Grundwasserziele notwendigen Reduktionsbedarf von 14.000 t N besteht somit ein Defizit von etwa 1.000 t N, das in 9 % der Regionen unter Berücksichtigung aller vorhandenen landwirtschaftlichen Flächenpotenziale für die Umsetzung der aufgeführten konventionellen Agrarumweltmaßnahmen nicht erfüllt werden kann. Um im Rahmen der vorhandenen Flächen- und Wirkungspotenziale die theoretisch mögliche Reduktion von 13.000 t Stickstoff durch den Ausbau der Agrarumweltprogramme bis 2021 zu realisieren, wäre es notwendig, die realisierten Förderflächen der dargelegten konventionellen Maßnahmen im Vergleich zum Jahr 2007 mehr als zu vervierfachen. Im Vergleich zu den in den vergangenen Förderperioden schrittweise ansteigenden, stagnierenden, oder auch abnehmenden Förderflächen der Agrarumweltmaßnahmen ist diese notwendige Ausweitung sehr hoch. Aufgrund der Freiwilligkeit der Umsetzung von Maßnahmen sowie deren Ausgestaltung und Wirkungseffizienz ist davon auszugehen, dass diese theoretisch mögliche Reduktion von 13.000 t Stickstoff durch den Ausbau der Agrarumweltprogramme nicht realisiert werden kann. Regional bestehen weiterhin Handlungspotenziale. Insbe-

sondere in Regionen mit hohen Stickstoffüberschüssen sind jedoch in erheblichem Umfang weitere Anstrengungen und Minderungsmaßnahmen notwendig, um die Nährstoffeinträge zu reduzieren.

7.6.1.3 Mögliche Kombination von Agrarumweltmaßnahmen zur Erreichung der Ziele für die Oberflächengewässer durch Reduktion der Stickstoffbilanzüberschüsse

Auch wenn alle Grundwasserkörper der Flussgebietseinheit Weser durch entsprechende Maßnahmen in einem guten Zustand versetzt werden, so würde dies nicht dazu führen, dass der Orientierungswert für die Küstengewässer (2,8 mg/l) erreicht wird. Hierzu sind regional spezifisch weitere Reduktionen der Stickstoffeinträge aller landwirtschaftlichen Eintragsquellen notwendig. Wird unterstellt, dass sich die Landwirtschaft an den notwendigen Gesamtreduktionen im gleichen Prozentsatz beteiligt, wie sie zu den Einträgen beiträgt, so müssten die landwirtschaftlichen Stickstoffbilanzüberschüsse im Jahr 2021 (bei einem guten Grundwasserzustand) um weitere rund 39.000 t N oder nochmals fast 34 % reduziert werden, um das vorläufige Bewirtschaftungsziel für die Oberflächengewässer zu erreichen. Hierzu sind weitere ergänzende Maßnahmen in einem Umfang von rund 1,3 Mio. ha LF notwendig (siehe Tabelle 53). Rund 60 % der Maßnahmen fallen auf Niedersachsen, jeweils 15 % auf Hessen und Nordrhein-Westfalen, 8 % auf Thüringen und rund 3 % auf Sachsen-Anhalt

Mit den in Tabelle 52 aufgeführten Flächen mit ergänzenden Maßnahmen könnten theoretisch etwa 28.000 t an Stickstoffüberschüssen reduziert werden. Im Vergleich mit dem notwendigen Reduktionsbedarf für die Erreichung der Oberflächengewässerziele bei gutem Grundwasserzustand von 39.000 t N besteht somit ein Defizit von etwa 11.000 t N. In den betroffenen 34 % der Regionen in der Flussgebietsgemeinschaft Weser kann das Ziel für die Oberflächengewässer bis 2021 auch durch eine Ausdehnung der untersuchten Agrarumweltmaßnahmen nicht erreicht werden. In diesen Regionen wären dann weiterhin 11.000 t N, fast ein Drittel des Reduktionsbedarfes, durch weitergehende Maßnahmen zu reduzieren.

Die Kosten der ergänzenden Maßnahmen sind in Tabelle 53, differenziert nach den Einzelmaßnahmen und den Bundesländern, dargestellt. Insgesamt sind nach den Berechnungen über 81 Mio. € notwendig, um, ausgehend von einem flächendeckend gutem Grundwasserzustand, die Ziele für die Oberflächengewässer durch die Ausdehnung der untersuchten ergänzenden Agrarumweltmaßnahmen zu erreichen. Die regionale Aufteilung der Maßnahmenkosten entspricht in etwa der regionalen Aufteilung der Maßnahmenumfänge.

Tabelle 52: Umfänge der Maßnahmen zur Erreichung des Zielwertes von 2,8 mg N/l für die Küstengewässer durch Reduktion der Stickstoffbilanzüberschüsse, aufbauend auf gutem Grundwasserzustand

Umfänge in ha	HE	NI/HB	NW	ST	TH	Gesamt
Keine Wirtschaftsdünger- ausbringung nach Ernte	1.600	65.900	3.200	0	0	70.700
Grundwasser schonende Ausbrin- gungstechnik	66.200	220.900	48.900	8.200	24.000	368.200
Reduzierte Mineraldüngung von Getreide	28.800	120.000	33.700	6.500	18.400	207.400
Förderung von Extensivkulturen	17.900	82.100	23.600	5.600	14.400	143.600
Zwischenfruchtanbau	32.000	124.500	37.000	8.000	22.800	224.300
Untersaaten	32.000	124.500	37.000	8.000	22.800	224.300
Brache	4.500	22.600	4.700	1.100	2.600	35.500
Grünlandextensivierung	18.700	11.500	4.400	1.400	5.000	41.000
Summe	201.700	772.000	192.500	38.800	110.000	1.315.000

Bemerkung: auf 100er gerundet.

Quelle: Eigene Berechnung.

Tabelle 53: Gesamtkosten der Maßnahmen zur Erreichung des Zielwertes von 2,8 mg N/l für die Küstengewässer durch Reduktion der Stickstoffbilanzüberschüsse, aufbauend auf gutem Grundwasserzustand

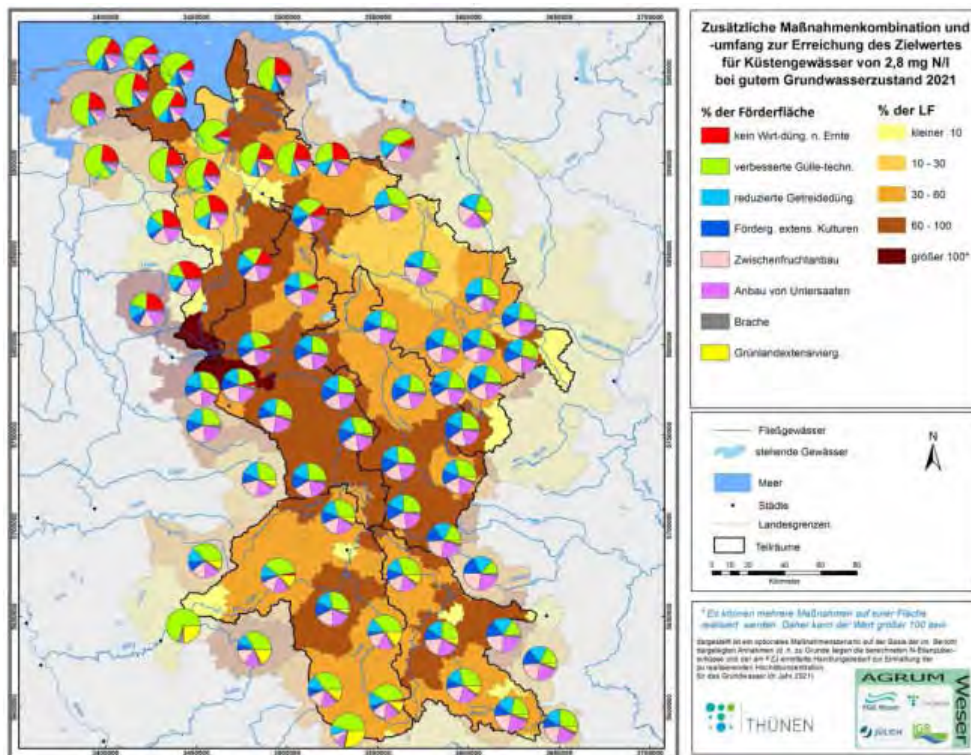
Kosten in €	HE	NI/HB	NW	ST	TH	Gesamt
Keine Wirtschaftsdünger- ausbringung nach Ernte	24.000	989.000	48.000	0	0	1.061.000
Grundwasser schonende Ausbrin- gungstechnik	1.986.000	6.628.000	1.468.000	246.000	720.000	11.048.000
Reduzierte Mineraldüngung von Getreide	2.307.000	9.601.000	2.698.000	518.000	1.475.000	16.599.000
Förderung von Extensivkulturen	1.251.000	5.745.000	1.655.000	394.000	1.005.000	10.050.000
Zwischenfruchtanbau	2.559.000	9.963.000	2.958.000	642.000	1.822.000	17.944.000
Untersaaten	2.239.000	8.718.000	2.588.000	562.000	1.595.000	15.702.000
Brache	571.000	2.860.000	598.000	135.000	329.000	4.493.000
Grünlandextensivierung	1.866.000	1.148.000	439.000	142.000	504.000	4.099.000
Summe	12.803.000	45.652.000	12.452.000	2.639.000	7.450.000	80.996.000

Bemerkung: auf 1000er gerundet.

Quelle: Eigene Berechnung.

Mit über 49 Mio. € fällt der größte Teil der Maßnahmenkosten auf Niedersachsen. Weiterhin sind über 12 Mio. € nach den Berechnungen für Hessen und Nordrhein-Westfalen notwendig, und nur rund 10 Mio. € würden auf die Bundesländer Thüringen und Sachsen-Anhalt entfallen.

Karte 122: Maßnahmenkombination und zusätzlicher Maßnahmenumfang zur Erreichung des Zielwertes von 2,8 mg N/l für die Küstengewässer durch Reduktion der Stickstoffbilanzüberschüsse, aufbauend auf gutem Grundwasserzustand, im Jahr 2021



Mit den aufgeführten ergänzenden Agrarumweltmaßnahmenflächen könnten theoretisch die für Grundwasser- und Oberflächengewässer relevanten Stickstoffüberschüsse um insgesamt 41.000 t reduziert werden. Dazu müssten im Vergleich zum Status quo im Basisjahr 2007 die Förderflächen der untersuchten Maßnahmen jedoch um etwa das Zwölfwache ausgedehnt werden. Dies ist in Anbetracht der bisherigen Entwicklung der Förderflächen keinesfalls erwartbar oder umzusetzen. Darüber hinaus wären selbst bei dieser ursachenbezogenen Ausweitung der Maßnahmenflächen nur zwei Drittel der landwirtschaftlichen Stickstoffeintragsreduktionen, die zur Zielerreichung im Jahr 2021 notwendig sind, durch den zielorientierten Einsatz der Agrarumweltmaßnahmen zu erfüllen, da die regionalen Flächenpotenziale für die Umsetzung von weiteren Agrarumweltmaßnahmen ausgeschöpft sind.

Die Ergebnisse und Schlussfolgerungen beziehen sich nur auf die landwirtschaftlichen Stickstoffeinträge in die Gewässer, unter der Annahme, dass die anderen Eintragsquellen entsprechend ihres Anteils am Gesamteintrag die Nährstoffeinträge reduzieren. Die Frachten zur Zielerreichung

des vorläufigen Bewirtschaftungsziels der Wasserrahmenrichtlinie werden dementsprechend nur erreicht, wenn auch die anderen Sektoren ihre Einträge reduzieren.

Die dargelegten Ausweitungsoptionen der ergänzenden Agrarumweltmaßnahmen, die zur Zielerreichung analysiert wurden, reichen nicht aus, um in der FGE Weser flächendeckend bis 2021 die Zielkonzentrationen für den guten chemischen Gewässerzustand zu erreichen. Dies resultiert aus dem hohen Handlungsbedarf sowie der beschriebenen Vorgehensweise, die die Umsetzungsmöglichkeiten und die Akzeptanz der Maßnahmen auf den verfügbaren landwirtschaftlichen Flächen berücksichtigt. So wird berücksichtigt, dass Maßnahmen nur auf einem Anteil der Flächen akzeptiert werden und beispielsweise nur 50 % der Grünlandflächen einer Gemeinde für eine Extensivierung hinzugezogen werden. Es gibt jedoch ebenso mehrere Regionen, die mehr als eine Maßnahme pro Fläche durchführen können. Unter diesen Vorgaben müsste die Förderfläche von Agrarumweltmaßnahmen zukünftig um ein Vielfaches ausgedehnt werden, welches unter Berücksichtigung der bisherigen Entwicklung der Förderflächengrößen unrealistisch erscheint. Besonders in den viehstarken Regionen mit intensiver Landwirtschaft müssen ergänzende Maßnahmen getroffen werden, die häufig mit einer Extensivierung einhergehen.

Die ergänzenden Agrarumweltmaßnahmen müssen vor dem Hintergrund beurteilt werden, dass sie auf der Baseline 2021, die die Düngeverordnung als grundlegende Maßnahme unterstellt, aufbauen. Allein die Annahme, dass die Düngeverordnung im Jahr 2021 so umgesetzt wird, dass Gemeinden im Mittel keinen Stickstoffüberschuss von 60 kg N/ha LF pro Jahr aufweisen, impliziert, dass ca. 38.000 t N zusätzlich zur weiterhin erwartbaren positiven Entwicklung der landwirtschaftlichen Stickstoffeinträge abgebaut werden müssten, was beispielsweise nur durch eine starke Reduktion der Tierbestände oder des Mineraldüngereinsatzes möglich wäre. Beide Vorgehensweisen würden jedoch starke finanzielle und strukturelle Einschränkungen mit sich bringen, die politisch schwer umsetzbar sind.

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

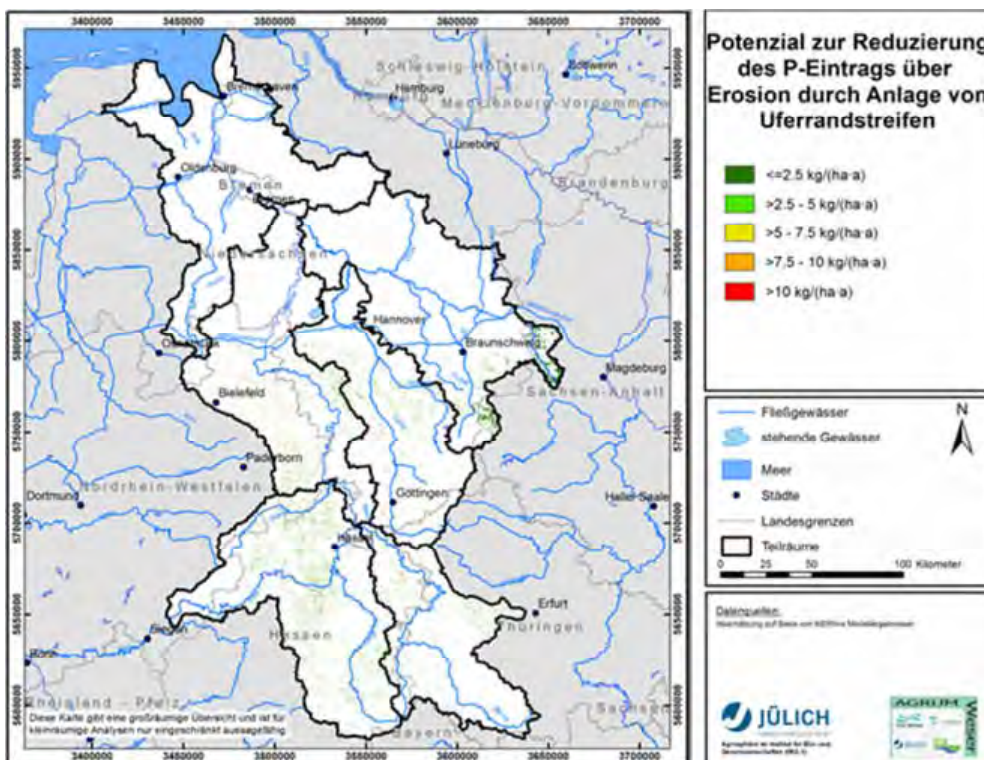
7.6.2 Anlage von Uferrandstreifen zur Reduktion der diffusen Phosphoreinträge durch Erosion (FZJ)

Da Phosphoreinträge über Erosion den größten diffusen Beitrag zur Phosphorbelastung der Oberflächengewässer im Wesergebiet leisten, soll abgeschätzt werden, welches Potenzial von Uferrandstreifen zur Verringerung der partikulär gebundenen Phosphoreinträge ausgeht. Eine pauschale Einschätzung der Wirkung von Uferrandstreifen ist schwierig, da sie von zahlreichen Fakto-

ren abhängt. Ein entscheidender Faktor ist die Breite des Uferrandstreifens sowie sein Bewuchs (Holsten et al., 2012). Gras und Gehölze vermögen in größerem Maße eine abflussbremsende Wirkung auszuüben und Sedimentpartikel zur Ablagerung zu bringen. Die Breite des Streifens sollte mit der Geländeneigung variieren und darüber hinaus an die Breite des Gewässers angepasst sein. Insgesamt wird Uferrandstreifen eine Rückhaltewirkung von 42 bis 86 % des Phosphors beigemessen (Holsten et al., 2012). Um eine überschlägige Abschätzung der großräumigen Reduktionswirkung von Uferrandstreifen durchführen zu können, muss daher angenommen werden, dass an sämtlichen Übertrittsstellen von Sediment in die Oberflächengewässer ein ausreichend breiter Uferrandstreifen eingerichtet wird. Diesem wird eine Rückhaltewirkung von 50 % des über Erosion an das Gewässer transportierten Phosphors zugewiesen. Diese, verglichen mit der o. g. Spanne, eher konservative Einschätzung gründet sich u. a. darauf, dass in der Praxis vor Ort die Einrichtung genereller Uferrandstreifen gar nicht möglich sein wird, weil z. B. der Grunderwerb nicht gelingt oder eine ausreichende Breite des Streifens aufgrund der lokalen Gelände- und Nutzungsverhältnisse nicht in jedem Fall gewährleistet werden kann.

Karte 123 zeigt die Ergebnisse der Abschätzung der Wirkung flächendeckender Uferrandstreifen auf die Höhe des Phosphoreintrags über Erosion. Im Mittel käme es zu einer Verringerung von ca. 2,5 kg P/(ha·a), weshalb im Kartenbild Grüntöne dominieren. Insgesamt wäre eine theoretische Verringerung von ca. 280 t P/a möglich.

Karte 123: Potenzial zur Verringerung der Phosphoreinträge durch Erosion durch Anlage von Uferrandstreifen auf Rasterbasis (100 x 100 m)



7.6.3 Ausgesuchte wasserwirtschaftliche Maßnahmen zur Reduktion der Nährstoffeinträge

Im Folgenden werden weitere Maßnahmen im Bereich Punktquellen und Landwirtschaft vorgestellt und anschließend zusammenfassend ausgewertet.

7.6.3.1 Maßnahmen zur Reduktion der Nährstoffeinträge in kommunale Kläranlagen, Kleinkläranlagen und der Kanalisation

In den letzten Jahrzehnten wurden zahlreiche Schritte unternommen, um den Nährstoffeintrag über kommunale und industrielle Direkteinleiter zu senken. Mit der kommunalen Abwasserrichtlinie ist eine grundlegende Richtlinie verabschiedet worden, die Ablaufkonzentrationen für Phosphor und Stickstoff festlegt, die bis 2005 eingehalten werden sollen (Tabelle 54). Um zu prüfen, ob die Umsetzung der Richtlinie vollständig stattgefunden hat, wurde für alle Einleiter der Größenklassen 5 und 6 eine maximale Ablaufkonzentrationen entsprechend Tabelle 54 angenommen. Unter Annahme dieser Konzentrationen ergab sich eine Reduktion der Stickstoffeinträge um 65 t/a. Dies entspricht einem Rückgang um 0,1%. Für Phosphor gäbe es keine Änderung der Ergebnisse. Damit kann die kommunale Abwasserrichtlinie als umgesetzt und erfüllt angesehen werden.

Tabelle 54: Ablaufkonzentrationen nach kommunaler Abwasserrichtlinie

	Stickstoff mg/l	Phosphor mg/l
10.000 - 100.000 Einwohner	15	2
> 100.000 Einwohner	10	1

Quelle: Abwasserverordnung (AbVV) (1991).

Um das weitere Reduktionspotenzial von Einträgen über Punktquellen und urbane Systeme abbilden zu können, wurden folgende technische Maßnahmen und Ihre Auswirkungen auf die Nährstoffeinträge und Frachten für Punktquellen und urbane Systeme (PuS) untersucht:

PuS1: Annahme einer über die kommunale Abwasserverordnung hinausgehende Reduktion der mittleren jährlichen Ablaufkonzentrationen für alle Kläranlagen mit >1.000 Einwohnern. Die Ablaufkonzentrationen wurden mit den Bundesländern diskutiert und abgestimmt und beziehen sich nur auf Phosphor und differenziert auf die Kläranlagen der Größenklassen 2 bis 5. Tabelle 55 zeigt die jeweils den Größenklassen zugewiesenen Ablaufkonzentrationen.

Tabelle 55: Angenommene maximale mittlere jährliche Ablaufkonzentrationen in den Auslässen der Kläranlagen verschiedener Größenklassen

Größenklasse	Einheit	1	2	3	4	5
Angenommen maximale Ablaufkonzentration	mg/l	-	1	1	0,5	0,5/0,2

Quelle: Eigene Berechnungen.

- PuS2:** Ausstattung aller Kleinkläranlagen mit einer angeschlossenen Phosphoreliminierung mit einer mittleren jährlichen Reinigungsleistung von 80 %.
- PuS3:** Zusammenführung und Umwandlung von 50 % der Kleinkläranlagen in eine kommunale Kläranlage mit angeschlossener P-Eliminierung. Für die neue kommunale Kläranlage wird eine Reinigungsleistung von 40 % für Stickstoff und 80 % für Phosphor angenommen.
- PuS4:** Ausbau des Speichervolumens auf mindestens 100 % (entspricht 23,3 m³/ha angeschlossene versiegelte Fläche) in der Mischkanalisation zur Reduktion der Überlaufereignisse.
- PuS5:** Reduktion der gesamten versiegelten Fläche in urbanen Gebieten um 10 %, z. B. durch die Verwendung eines Verbundpflasters und einer damit erhöhten Versickerung in den Untergrund.

7.6.3.2 Maßnahmen zur Reduktion der Nährstoffeinträge über Dränagen

Unter den derzeitigen Entwicklungen in der Landwirtschaft ist kaum davon auszugehen, dass Dränagen unter landwirtschaftlichen Flächen im größeren Umfang entfernt werden. Die Reduktion von Einträgen über Dränagen (DR) ist dennoch über verschiedene technische Maßnahmen möglich. Durch die Installation von Teichen zwischen Auslass der Dränrohre und den Vorflutern wird hier eine Denitrifikation, Sedimentation und Aufnahme durch Wasserpflanzen von mitgeführten Nährstoffen ermöglicht. Die Retention in Dränteichen wird durch die in MONERIS implementierten Retentionsansätze auf Basis der angeschlossenen dränierten Flächen, dem daraus erzeugten Abfluss und der mittleren Wasserfläche der Dränteiche modelliert. Eine weitere Möglichkeit besteht in der zeitweisen „Schließung“ (vor allem im Winter) der Dränrohre, um eine direkte Einleitung von Nährstoffen zu reduzieren und die Sickerwassermenge zu erhöhen. Diese zweite Maßnahme kann durch MONERIS auf jährlicher Basis jedoch nicht abgebildet werden. Daher wird hier nur die erste Maßnahme in zwei Abstufungen berücksichtigt. Die beiden Varianten unterscheiden sich durch die jeweils angenommene Teichfläche pro Hektar angeschlossene Dränfläche. Da die Retention im Dränteich einer nichtlinearen Funktion folgt, soll hier die benötigte Fläche zum Bau der Dränteiche der erreichten Eintragsreduktion gegenübergestellt werden.

Grenzen der Umsetzbarkeit, z. B. aufgrund fehlender geeigneter Standorte oder einer mangelnden Bereitschaft, entsprechende Fläche für die Einrichtung von Dränenteichen zur Verfügung zu stellen, können hier nicht abgebildet werden. Die Berechnungen sind somit als Potenzialanalyse zur allgemeinen Beschreibung der Wirkzusammenhänge zu verstehen. Die Berechnung der Nährstoffretention in den Dränenteichen basiert auf den in MONERIS implementierten Berechnungsansätzen. Diese wurden auf Basis umfangreicher Literaturstudien zu gemessenen Nährstoffbilanzen kalibriert und beinhalten somit keinen Ausgleich modellimmanenter Berechnungsfehler. Die Ansätze wurden auch für sehr kleine Gewässer, nicht jedoch für Dränenteiche, getestet. Für ein besseres Verständnis der teilweise sehr dynamischen Prozesse hinsichtlich der Austräge aus Dränagen und der Retention in Dränenteichen laufen derzeit in verschiedenen Bundesländern, u. a. Niedersachsen, Thüringen, Brandenburg und Mecklenburg-Vorpommern, Versuchsanlagen mit intensiven Messprogrammen. Die Ergebnisse lagen für die Berechnungen in diesem Projekt jedoch noch nicht vor.

- DR1: Für 10 % der drainierten landwirtschaftlichen Flächen werden Dränenteiche mit einer relativen Größe von 250 m² Teichfläche pro Hektar angeschlossene dränierte Fläche angenommen.
- DR2: Für 30 % der drainierten landwirtschaftlichen Flächen werden Dränenteiche mit einer relativen Größe von 150 m² Teichfläche pro Hektar angeschlossene dränierte Fläche angenommen.

7.6.3.3 Auswertung und Bewertung der weiteren Maßnahmen zur Reduktion der Nährstoffeinträge

PuS1: Durch die Annahme einer maximalen mittleren Jährlichen Ablaufkonzentration von 0,5 mg/l für GK 5 ergibt sich eine Reduktion der TP-Einleitung um 6 %. Dies entspricht einer Reduktion der TP-Einträge über alle Eintragspfade in der FGE Weser um 0,3 %. Durch eine Reduktion der maximalen mittleren Jährlichen Ablaufkonzentration auf 0,2 mg/l für GK 5 erhöht sich die Reduktion der TP-Einleitungen auf 54 % (Tabelle 56). Die TP-Einleitungen aus allen Kläranlagen würden durch die angenommenen maximalen mittleren Ablaufkonzentrationen um 282 t/a (40 %) reduziert. Dies entspricht einer Reduktion der gesamten TP-Einträge in der FGE Weser um 11 %. In absoluten Werten ergibt sich mit 106 t/a die stärkste Reduktion der Frachten für die Größenklasse 4, wohingegen sich die stärkste prozentuale Reduktion der Frachten für Größenklasse 5 ergibt. Eine Auswertung der Reduktionseffekte nach Bundesländern zeigt insbesondere für Bremen ein erhebliches Reduktionspotenzial. In den Bundesländern mit dem geringsten Anschlussgrad von Haushalten an zentrale Kläranlagen ergibt sich hingegen eine geringere prozentuale Reduktion der TP-Einleitungen (Tabelle 57). In Hessen ergibt sich mit knapp 100 t/a die höchste absolute Reduktion der TP-Einleitungen.

Tabelle 56: TP-Einleitungen aus Kläranlagen für das Jahr 2007 (IST) und die reduzierten Einleitungen unter Verwendung der angenommenen maximalen Ablaufkonzentrationen (SOLL) nach Größenklassen. Für die Größenklasse 5 wurde eine maximale Ablaufkonzentration von 0,2 mg P/l angesetzt

Größenklasse	Einheit	1 *	2	3	4	5	Gesamt
Summe der TP-Einleitungen IST	t/a	36	159	102	270	133	700
Summe der TP-Einleitungen SOLL	t/a	36	90	74	164	62	425
Reduktion der TP-Einleitungen	t/a	0	69	29	106	71	275
	%	0	43	28	39	54	39
Reduktion der TP-Gesamteinträge	%	0	3	1	4	3	11

* Für Größenklasse 1 wurden keine Maßnahmen oder veränderte Konzentrationen angenommen und die TP-Einleitung im Szenario unverändert belassen

Quelle: Eigene Berechnungen.

Tabelle 57: TP-Einleitungen aus Kläranlagen für das Jahr 2007 (IST) und die reduzierten Einleitungen unter Verwendung der angenommenen maximalen Ablaufkonzentrationen (SOLL) nach Bundesländern. Für die Größenklasse 5 wurde eine maximale Ablaufkonzentration von 0,2 mg P/l angesetzt

Größenklasse 1* - 5	Einheit	HB	HE	NI	NW	ST	TH
Summe der TP-Einleitungen IST	t/a	33	279	217	97	4	72
Summe der TP-Einleitungen SOLL	t/a	13	180	126	69	1	35
Reduktion der TP-Einleitungen	t/a	20	99	91	28	3	37
	%	61	35	42	29	72	52
Reduktion der TP-Gesamteinträge	%	33	21	7	10	15	13

* Für Größenklasse 1 wurden keine Maßnahmen oder veränderte Konzentrationen angenommen und die TP-Einleitung im Szenario unverändert belassen.

Quelle: Eigene Berechnungen.

PuS2: Eine Ausstattung aller Kleinkläranlagen mit einer P-Eliminierung hat als Einzelmaßnahme den höchsten Effekt zur Reduzierung der Phosphoreinträge. Aufgrund der zuvor beschriebenen hohen Anteile der Einträge aus Kleinkläranlagen in Thüringen ergibt sich für dieses Bundesland sogar eine Reduktion der Phosphoreinträge um 32 %, die sich vor allem für die Werra sehr deutlich auf die Einträge und Frachten auswirken würde.

PuS3: Die Zusammenlegung und der Ausbau von Kleinkläranlagen zu einer kommunalen Kläranlage wurde nur für 50 % der Kleinkläranlagen angenommen. Daher fällt der Effekt auf die Gesamteinträge geringer aus als für die Ausstattung aller Kleinkläranlagen mit einer P-Eliminierung. Zusätzlich versickern einige Kleinkläranlagen die Abwässer im Untergrund, wo während der Boden- und Grundwasserpassage ebenfalls eine hohe Retention modelliert wurde. Dies schwächt den Effekt dieser Maßnahme zusätzlich ab.

- PuS4: Der Ausbau des Speichervolumens in der Mischkanalisation kann in Großstädten von großer Bedeutung sein. Jedoch sind diese Einleitungen räumlich und zeitlich stark begrenzt. Daher wirkt sich diese Maßnahme kaum nachweisbar auf die Gesamteinträge in der Weser aus. Da dieser Pfad aber auch sehr hohe organische Belastungen in die Gewässer einleitet, kann ein Ausbau des Speichervolumens die Wasserqualität lokal doch erheblich verbessern.
- PuS5: Die Entsiegelung von urbanen Flächen betrifft nur einen sehr kleinen Anteil der Gesamteinzugsgebietsfläche und wirkt sich dementsprechend gering auf die Gesamteinträge aus. Zusätzlich werden die Einträge durch diese Maßnahme nicht vollständig reduziert, sondern es kommt vielmehr zu einer Verschiebung von den Pfaden Misch-/Trennkanalisation zum Grundwasser/Zwischenabfluss. Dennoch hilft diese Maßnahme, Überlaufereignisse in der Mischkanalisation zu reduzieren. So können Kanalnetze weniger groß ausgelegt somit deren Bau- und Unterhaltungskosten reduziert werden.
- DR1+2: Der Bau von Dränteichen stellt sowohl für Stickstoff als auch für Phosphor eine effektive Maßnahme zur Reduktion der Einträge dar. Die Ergebnisse legen nahe, dass größere Dränteiche (DR1) einen stärkeren Nährstoffrückhalt bewirken und ein Verhältnis von verbrauchter Fläche (für den Bau des Dränteichs) zum Nährstoffrückhalt aufweisen. Nach den Annahmen von DR1 werden 23 km² bzw. 0,08 % der landwirtschaftlichen Fläche benötigt und damit ein Rückgang der Einträge um 2,6 % (Stickstoff) und 2,2 % (Phosphor) bewirkt. Nach den Annahmen von DR2 beläuft sich die Fläche auf 41 km² bzw. 0,15 % der landwirtschaftlichen Fläche und bewirkt einen Rückgang der Einträge um 4,4 % (Stickstoff) und 3,3 % (Phosphor). Bei etwa doppeltem Flächenverbrauch wird demnach die Retention um den Faktor 1,7 erhöht.

Tabelle 58: Ermitteltes Reduktionspotenzial von Maßnahmen im Bereich punktueller, urbaner Gebiete und Dränagen in den Teilräumen der Flussgebietseinheit Weser

Maßnahmenvariante			Aller	Fulda/ Diemel	Leine	Ober- und Mittelweser	Tide- weser	Werra	Gesamt
2021 GW-OK standard Einträge in t/a	N		9.700	13.000	11.400	17.000	14.300	8.600	74.000
	P		300	460	320	460	580	330	2.450
Optimierte Kläranlagen	PuS1	N	0,0	-0,8	-0,4	-2,8	0,0	-30,6	-1,2
		P	0,0	-0,7	-0,3	0,0	0,0	-1,0	-0,3
P-Eliminierung für Kleinkläranlagen	PuS2	N	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
		P	-32,0	-1,9	-3,1	-4,8	-8,6	-0,8	-6,5
Umwandlung Kleinkläranlagen in Komm. Kläranlagen	PuS3	N	2,2	0,1	0,6	0,4	0,7	0,2	0,7
		P	-13,5	-0,8	-0,8	-1,9	-3,3	-0,2	-2,5
Speichervolumen in Mischkanalisation	PuS4	N	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
		P	0,0	0,0	0,0	-0,1	0,0	-0,1	0,0
Reduktion versiegelter Fläche	PuS5	N	-0,2	0,0	-0,1	0,0	0,0	-0,5	-0,1
		P	-0,4	-0,2	-0,7	-0,6	-0,5	-1,7	-0,5
Dränteiche	DR1	N	-0,7	-0,6	-3,8	-1,5	-4,0	-0,5	-2,6
		P	-0,2	-0,2	-3,7	-1,0	-2,8	-0,2	-2,2
	DR2	N	-1,2	-0,9	-6,4	-2,5	-6,5	-0,8	-4,3
		P	-0,3	-0,3	-5,6	-1,5	-4,1	-0,3	-3,3

*PuS1: die Berechnungen beziehen sich auf eine Ablaufkonzentration von 0,5 mg/l TP

Quelle: Eigene Berechnungen

Tabelle 59: Ermitteltes Reduktionspotenzial von Maßnahmen im Bereich punktueller, urbaner Gebiete und Dränagen in den Bundesländern der FGE Weser

Maßnahmenvariante			TH	HE	NI	NW	ST	HB	Gesamt
2021 GW-OK standard Einträge in t/a	N		7.500	13.000	41.200	10.500	800	1.000	74.000
	P		290	480	1.310	290	20	60	2.450
Optimierte Kläranlagen	PuS1	N	0,0	-0,8	-0,4	-2,8	0,0	-30,6	-1,2
		P	0,0	-0,7	-0,3	0,0	0,0	-1,0	-0,3
P-Eliminierung für Kleinkläranlagen	PuS2	N	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
		P	-32,0	-1,9	-3,1	-4,8	-8,6	-0,8	-6,5
Umwandlung Kleinkläranlagen in Komm. Kläranlagen	PuS3	N	2,2	0,1	0,6	0,4	0,7	0,2	0,7
		P	-13,5	-0,8	-0,8	-1,9	-3,3	-0,2	-2,5
Speichervolumen in Mischkanalisation	PuS4	N	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
		P	0,0	0,0	0,0	-0,1	0,0	-0,1	0,0
Reduktion versiegelter Fläche	PuS5	N	-0,2	0,0	-0,1	0,0	0,0	-0,5	-0,1
		P	-0,4	-0,2	-0,7	-0,6	-0,5	-1,7	-0,5
Dränteiche	DR1	N	-0,7	-0,6	-3,8	-1,5	-4,0	-0,5	-2,6
		P	-0,2	-0,2	-3,7	-1,0	-2,8	-0,2	-2,2
	DR2	N	-1,2	-0,9	-6,4	-2,5	-6,5	-0,8	-4,3
		P	-0,3	-0,3	-5,6	-1,5	-4,1	-0,3	-3,3

*PuS1: die Berechnungen beziehen sich auf eine Ablaufkonzentration von 0,5 mg/l TP

Quelle: Eigene Berechnungen.

8 Zusammenfassung

Übergeordnetes Ziel des Projektes AGRUM⁺ war es, die Möglichkeiten der Zielerreichung der Wasserrahmenrichtlinie für die Flussgebietseinheit Weser bis 2021 abzuschätzen. Dazu wurde auf das Modellvorhaben AGRUM- Weser aufgebaut, welches in einem vorangegangenen Projekt Analysen bis zum Jahr 2015 durchgeführt hat. Es werden im Rahmen des vorliegenden Projektes weitergehende Analysen von Nährstoffbelastungen, -emissionen und -frachten sowie die Maßnahmenanalysen fortgeführt und ergänzt. Hierzu wurde der Modellverbund AGRUM Weser um neue Modellerkenntnisse erweitert und auf eine aktualisierte und erweiterte Datenbasis gestellt. Darüber hinaus wurden die Schnittstellen zwischen den Modellen erheblich ausgebaut sowie die Datengrundlage der Modelle weiter vereinheitlicht. Die Modellergebnisse zu den Eintragspfaden und Maßnahmengebieten wurden der FGG Weser übergeben und sollen die regionale Auswahl erweiterter Maßnahmen sowie die Festlegung von Gebietskulissen für die zukünftige Förderung von Agrarumweltmaßnahmen in der Flussgebietseinheit Weser unterstützen.

- (1) *Der AGRUM-Modellverbund, bestehend aus dem Regionalisierten Agrar- und Umwelt Informations-System **RAUMIS**, dem großräumigen Wasserhaushaltsmodell **GROWA**, den reaktiven Stickstofftransportmodellen **DENUZ/WEKU**, dem pfad- und flächendifferenzierten Phosphormodell **MEPhos** sowie dem Nährstoffeintragsmodell **MONERIS (Modelling Nutrient Emissions in River Systems)**, wurde weiterentwickelt.*

Das Modellsystem **RAUMIS** ist ein regional differenziertes Agrarsektormodell für die Bundesrepublik Deutschland. Hauptziele, die mit der Entwicklung des Modellsystems **RAUMIS** verfolgt wurden, sind erstens die geschlossene, regional differenzierte Ex-post-Abbildung des Agrarsektors und zweitens die mittelfristige Wirkungsanalyse alternativer Agrar- und Umweltpolitiken hinsichtlich der landwirtschaftlichen Produktion, des Faktoreinsatzes im Agrarsektor, des landwirtschaftlichen Einkommens, der landwirtschaftlichen Arbeitskräfte und der Agrar-Umwelt-Beziehungen. Basierend auf dem **RAUMIS**-Modell wurde für die Flussgebietseinheit Weser eine aktualisierte Analyse der landwirtschaftlichen Produktion und der Nährstoffbilanzen für den Ist-Zustand 2007 vorgenommen. Im Baseline-Szenario wurde die erwartbare Entwicklung der Landwirtschaft bis 2021 projiziert und die Wirkung der EU-Agrarpolitik, der prognostizierten Preisentwicklungen sowie der agrarpolitischen Regelungen auf die zukünftigen Umweltwirkungen quantifiziert. Diese Baseline dient als Grundlage für die Abschätzung des zukünftigen Handlungsbedarfs für den landwirtschaftlichen Gewässerschutz sowie zur Ableitung geeigneter Maßnahmenkombinationen zur Erreichung der Gewässerschutzziele.

Ziel der Modellierung mit den hydrologisch/hydrogeologischen Modellansätzen **GROWA** und **DENUZ/WEKU** bzw. **MEPhos** des Forschungszentrum Jülich (FZJ) war die flächendeckende und zugleich räumlich hoch aufgelöste Analyse und Bewertung der diffusen Stickstoff- und Phosphoreinträge in das Grundwasser und die Oberflächengewässer. Die Modellierungen erfolgten flächendifferenziert in einem 100 m-Raster für die gesamte Flussgebietseinheit Weser, wodurch Modellrechnungen für jeweils ca. 4,9 Mio. Rasterzellen durchgeführt wurden. Die Modelle des FZJ berücksichtigen die diffusen Eintragspfade Erosion, Abschwemmung, Grundwasser, natürli-

cher Zwischenabfluss, Dränagen und atmosphärische Deposition auf Gewässerflächen sowie die punktförmigen Eintragspfade kommunaler Kläranlagen, industrielle Direkteinleiter, Mischwasserkanalisation und Trennkanalisation.

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

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

Mit den Modellen **RAUMIS**, **GROWA** und **DENUZ/WEKU**, **MEPhos** sowie **MONERIS** wurde sowohl eine Analyse für den Ist-Zustand (2007) durchgeführt als auch die Auswirkungen des Baseline-Szenarios 2021 auf die Nährstoffeinträge in das Grundwasser und die Oberflächengewässer regional differenziert quantifiziert und hinsichtlich ihrer Effizienz analysiert. Die hydrologischen Modelle wurden durch aktuelle Daten und neue Ansätze, die Eintragspfade für verschiedene räumliche Ebenen abbilden und dadurch eine detaillierte Analyse zulassen, ergänzt. Die Modellanalysen wurden aus Konsistenzgründen von MONERIS sowie GROWA-DENUZ-WEKU-MEPhos über alle Eintragspfade parallel durchgeführt. Dies erlaubte bei den Ist-Zustandsanalysen eine verbesserte Validitätsüberprüfung der einzelnen Modellergebnisse. Da sich die Modelle aufgrund ihrer jeweiligen Schwerpunkte ergänzen, wurden zudem Synergien realisiert, die eine ganzheitliche, zugleich aber auch regional differenzierende Analyse der Nährstoffproblematik im Untersuchungsgebiet ermöglichen. Mit dem AGRUM-Verbund konnten damit unterschiedliche Fragestellungen, z. B. auf Ebene der Betrachtungseinheiten der EG-WRRL (Oberflächenwasserkörper/Grundwasserkörper) und darüber hinaus für Hot-spot-Gebiete unterhalb der Oberflächenwasserkörper-/Grundwasserkörper- Ebene behandelt werden.

Ein besonderer Vorteil des Projektes AGRUM⁺ war es, dass die Stärken der Einzelmodelle optimal genutzt werden konnten. Entsprechend dieser Stärken wurden in der Ergebnisdarstellung des vorliegenden Abschlussberichtes für die Modelle MONERIS bzw. GROWA-DENUZ-WEKU-MEPhos inhaltliche Schwerpunkte gesetzt. In den Modellbeschreibungen wurden jeweils die Modellkomponenten in den Vordergrund gerückt, die für die Ergebnisdokumentation im Endbericht eingesetzt wurden. Der Wasserhaushalt und die diffusen Nährstoffeinträge wurden ausführlicher in den Modellbeschreibungen bzw. Ergebnisdarstellungen des FZJ (GROWA-DENUZ-WEKU-MEPhos) abgehandelt, während die Punkteinträge, die Einträge aus urbanen Systemen sowie die Retenti-

on im Oberflächengewässer ausführlicher in den Modellbeschreibungen bzw. Ergebnisdarstellungen des IGB (MONERIS) zur Darstellung kamen.

(3) *Daten- und Informationsgrundlage des Projektes bildeten aktuelle, von offiziellen Bundes- und Landeseinrichtungen erhobene Datenbestände, die flächendeckend und in digitaler Form verfügbar sind.*

Schon das Modellvorhaben AGRUM hat gezeigt, dass die Verwendung offizieller Datengrundlagen eine wichtige Voraussetzung für die Akzeptanz der Modellanalysen ist. Somit bilden auch in diesem Projekt aktuelle, von offiziellen Bundes- und Landeseinrichtungen erhobene Datenbestände, die flächendeckend und in digitaler Form (Vektor- oder Rasterformat) verfügbar sind, sowie die Berichte der Länder zur WRRL die Daten- und Informationsgrundlage der Modellanalysen. Den Vertretern aus den weseranrainenden Bundesländern wurde auf acht Sitzungen (der Projekt begleitenden Arbeitsgruppe AGRUM⁺) über die verwendeten Datengrundlagen und die erzielten Ergebnisse berichtet und darüber diskutiert. Dies hat maßgeblich zum Erfolg des Projektes beigetragen.

(4) *Mit der Wasserhaushaltsmodellierung wurden die räumliche Variabilität der hydrologischen Verhältnisse in der Flussgebietseinheit Weser und die damit verbundene regional unterschiedliche Relevanz der einzelnen Abflusskomponenten für den Nährstoffeintrag abgebildet.*

Vor dem Hintergrund, dass der Wasserhaushalt eine möglichst aktuelle mittlere langjährige – und regional typische – hydrologische Situation abbilden sollte, wurde die Wasserhaushaltsmodellierung für die Periode 1983 bis 2005 vorgenommen. Die Modellierung erfolgte mit dem GROWA-Modell und wurde von IGB und FZJ für die weiterführenden Berechnungen verwendet, wodurch ein wichtiger Schritt im Hinblick auf die Vergleichbarkeit der Nährstoffeintragsmodellierungen realisiert wurde.

Auf der Basis des GROWA-Gesamtabflusses wurde mit den, in zahlreichen Anwendungen bewährten, modellinternen Methoden, getrennt voneinander, weitergerechnet und eine eintragspfadbezogene Ermittlung der Stickstoff- und Phosphoreinträge in die Vorfluter durchgeführt. Auf diese Weise wurden im FZJ die Abflusskomponenten Oberflächenabfluss, natürlicher Zwischenabfluss, Abfluss aus Dränagen, Abfluss über urbane Systeme und Grundwasserneubildung (Grundwasserabfluss) ausgewiesen, während im IGB eine Aufteilung in die Pfade Oberflächenabfluss, Drainageabfluss, Abfluss über urbane Flächen, Abfluss aus Punktquellen und Abfluss über Grundwasser/Zwischenabfluss erfolgte.

Ein Vergleich der GROWA-Modellergebnisse mit gemessenen Abflüssen von 68 Pegeln ergab mit einem $r^2 = 0,99$ für den Gesamtabfluss und einem $r^2 = 0,96$ für die Grundwasserneubildung eine sehr gute Übereinstimmung. Das Ergebnis der Wasserhaushaltsmodellierung dokumentiert die räumliche Variabilität der hydrologischen Verhältnisse und die damit verbundene regional unterschiedliche Relevanz der einzelnen Abflusskomponenten für den Stickstoff- und Phosphoreintrag in die Gewässer der Flussgebietseinheit Weser. In den grundwasserfernen, ebenen Lockerge-

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

Wie bereits dargelegt, wurde für die Wasserhaushaltsmodellierungen im Projekt AGRUM⁺ einheitlich auf Klimadaten der Periode 1983 bis 2005 aufgesetzt, während im Modellvorhaben AGRUM auf Klimadaten der Periode 1961 bis 1990 aufgesetzt wurde. Durch die unterschiedlichen Klimazeitreihen sind in einzelnen Regionen Unterschiede zwischen den berechneten Wasserhaushaltsgrößen aufgetreten, die sich auf die modellierten Nährstoffeinträge in die Vorfluter auswirken. Ein Vergleich der modellierten Nährstoffeinträge für die beiden Zeitreihen ist daher sowie aufgrund veränderter landwirtschaftlicher Nutzungsstrukturen etc. nur eingeschränkt möglich. Für die direkte Vergleichbarkeit der Modellergebnisse der AGRUM-Projekte ist es notwendig, die gleiche Wasserhaushaltsperiode als Referenzperiode zugrunde zu legen.

(5) *Die Stickstoff- und Phosphorbilanzen sind seit 1990 sektoral erheblich zurückgegangen, wobei gravierende regionale Unterschiede bestehen.*

Die Flächenbilanzen für Stickstoff und Phosphor sind bundesweit seit Ende der 1980er- Jahre stark zurückgegangen. Während der Stickstoffbilanzüberschuss 1990 in Deutschland noch über 110 kg/ha LF lag, sank er bis 2007 um fast 50 kg auf 64 kg/ha LF ab. Auch der Phosphorbilanzüberschuss, der 1985 bei knapp 30 kg/ha LF lag, konnte bis 2007 um rund zwei Drittel auf unter 10 kg/ha LF reduziert werden.

Obwohl in der Vergangenheit im Durchschnitt eine deutliche Reduzierung der Nährstoffbilanzüberschüsse stattgefunden hat, finden sich auch 2007 in der Flussgebietseinheit Weser noch Regionen, die durch Stickstoffbilanzüberschüsse von mehr als 120 kg/ha LF gekennzeichnet sind. Gebiete mit hohen Stickstoffüberschüssen und großem Eintragsrisiko sind vor allem die viehstarken Regionen im Nordwesten der Flussgebietseinheit Weser mit Werten von jährlich rund 150 kg/ha (ohne atmosphärische Deposition). Für nicht wenige dieser Regionen wurde in den vergangenen Jahren sogar ein Anstieg der Bilanzüberschüsse ausgewiesen. Geringe Überschüsse finden sich hingegen in den überwiegend ackerbaulich geprägten Regionen, die gleichzeitig einen relativ geringen Anteil an Sonderkulturen aufweisen, wie z. B. im Osten und Südosten der Flussgebietseinheit Weser. Hier werden nach den Modellrechnungen Stickstoffbilanzüberschüsse von weniger als 50 kg/ha LF ausgewiesen.

(6) *Die für den Stickstoffeintrag relevanten Nitratabbauraten im Boden weisen regional bedeutende Unterschiede auf.*

Während des Transports durch den Boden kann Nitrat mikrobiell abgebaut werden. Das Ausmaß des Nitratabbaus im Boden wird im DENUZ-Modell über die Verweilzeit des Sickerwassers im

Boden sowie durch das Stickstoffabbauvermögen des Bodens bestimmt. Die Ergebnisse der Modellrechnungen des DENUZ-Modell zeigen, dass die Stickstoffüberschüsse im Boden durch Denitrifikationsvorgänge in vielen Regionen deutlich reduziert werden. So können in Regionen, in denen durch Grundwasser beeinflusste Böden mit einem hohen Anteil an organischer Substanz auftreten, trotz intensiver landwirtschaftlicher Nutzung mehr als 80 % der Stickstoffüberschüsse im Boden denitrifiziert werden. Die geringsten Nitratbauraten im Boden treten unter den Podsolböden im nordwestdeutschen Tiefland auf. Gerade in den Regionen mit hohen Stickstoffüberschüssen, z. B. im Nordwestteil des Einzugsgebiets der Flussgebietseinheit Weser, führen schlechte Abbaubedingungen und hohe Austauschraten des Sickerwassers im Boden dazu, dass große Stickstoffmengen aus dem Boden ausgetragen werden können. Ein effizienter Schutz des Grundwassers und der Oberflächengewässer vor erhöhten Nitratreinträgen ist bei diesen Standortbedingungen in der Praxis nur durch eine entsprechende Anpassung der Landbewirtschaftung erreichbar.

(7) *Hohe Nitratkonzentrationen im Sickerwasser finden sich für die Ausgangssituation 2007 in den viehstarken Regionen.*

Durch Kombination der berechneten Stickstoffeinträge aus dem Boden mit der Sickerwasserrate wurde die potenzielle Nitratkonzentration im Sickerwasser berechnet. Es zeigte sich, dass aktuell in den meisten Regionen der Flussgebietseinheit Weser immer noch mit Nitratkonzentrationen im Sickerwasser von 50 mg NO₃/l und mehr zu rechnen ist. Besonders hohe Werte errechnen sich flächendeckend für die landwirtschaftlich intensiv genutzten Regionen im Nordwestteil der Flussgebietseinheit Weser. Bereits im Modellvorhaben AGRUM konnte gezeigt werden, dass die modellierten Werte als zuverlässig im Hinblick auf die ausgewiesenen Hot-spot-Gebiete der Grundwasserbelastung angesehen werden, sodass sie einen geeigneten Referenzrahmen für die Quantifizierung der erforderlichen Reduktion des Stickstoffüberschusses zur Gewährleistung einer Nitratkonzentration im Grundwasser (50 mg/l nach Anhang 1, Grundwasserrichtlinie) darstellen.

(8) *Bei den N-Einträgen über den Direktabfluss ist im Nordteil der Flussgebietseinheit Weser der Eintragspfad Dränagen bedeutsam, im Südteil dagegen der Eintragspfad natürlicher Zwischenabfluss.*

Bei den N-Einträgen in die Oberflächengewässer über Dränagen treten vor allem landwirtschaftlich genutzte Niederungsgebiete im Nordteil der Flussgebietseinheit Weser hervor. Dort kommt es zu N-Einträgen von bis zu 100 kg N/(ha·a). Diese resultieren aus dem Zusammenwirken hoher Stickstoffüberschüsse und dem, bedingt durch eine relativ geringe Verweilzeit des Sickerwassers im Boden, hohen Stickstoffeintrag in die Dränagen. Bei den Stickstoffeinträgen in die Oberflächengewässer über den natürlichen Zwischenabfluss treten vor allem landwirtschaftlich genutzte Regionen in den Festgesteinsregionen im Südteil der Flussgebietseinheit Weser mit Stickstoffeinträgen von bis zu 50 kg N/(ha·a) hervor. Da der natürliche Zwischenabfluss eine Funktion der natürlichen Standortbedingungen ist, sind die Eingriffsmöglichkeiten des Menschen, z. B. zur Erhöhung der Verweilzeiten und damit der Nitratbauraten im Boden, gering. Durch einen gezielten Rückbau von Dränagesystemen ergeben sich diesbezüglich – zumindest theoretisch – Steuerungs-

möglichkeiten in den künstlich entwässerten, grundwasser- und staunässebeeinflussten Lockergesteinsregionen

(9) *Aufgrund des hohen Denitrifikationsvermögens und der geringen Fließgeschwindigkeiten des Grundwassers im gesamten Norddeutschen Tiefland wird nahezu das gesamte in das Grundwasser eingetragene Nitrat auf dem Weg zum Vorfluter abgebaut. Dies gilt nicht für die über Grundwasser und Staunässe beeinflussten Standorte, bei denen Stickstoffeinträge über Dränagen von Bedeutung sind.*

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

Der reaktive Transport im Grundwasser wurde mit dem WEKU-Modell in Abhängigkeit der Grundwasserverweilzeiten, der Stickstoffeinträge in den Aquifer und der Nitratabbaubedingungen im Aquifer flächendifferenziert modelliert. Die Grundwasserverweilzeiten wurden durch Verknüpfung der Fließgeschwindigkeiten im Aquifer mit der lateralen Fließdynamik vom Eintragsort bis zum grundwasserwirksamen Vorfluter berechnet. Im Nordwestdeutschen Tiefland treten aufgrund der geringen Fließgeschwindigkeiten des Grundwassers durchaus Grundwasserverweilzeiten von bis zu mehr als 50 Jahren auf. Besonders kurze Verweilzeiten im Grundwasser (häufig weniger als 10 Jahre) wurden für viele Mittelgebirgsbereiche berechnet. Hierbei wurde davon ausgegangen, dass der Grundwasserabfluss in der Auflockerungszone über dem unverwitterten Gestein stattfindet.

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

(10) Die Stickstoffeinträge in die Vorfluter aus punktförmigen Eintragsquellen und aus urbanen Gebieten machen etwas über 10 % der gesamten Stickstofffracht in den Vorflutern aus.

Als Stickstoffeinträge aus punktförmigen Quellen und aus urbanen Gebieten wurden kommunale Kläranlagen, industrielle Direkteinleiter, Mischwassersysteme, Trennkanalisation und an Kleinkläranlagen angeschlossene Haushalte berücksichtigt. Aktuell besitzen vor allem die kommunalen Kläranlagen mit über 6.100 t N/a und einem Anteil von etwa 10 % an den Gesamteinträgen eine gewisse Relevanz. Mit einem Verhältnis punktueller zu diffusen Quellen von ca. 10 zu 90 % liegt der Schwerpunkt aber eindeutig auf Seiten der diffusen Eintragspfade.

(11) Die gewässerinterne Stickstoffretention im Oberflächenwasser ist ein wichtiges Element des Stickstoffhaushalts.

Die gewässerinterne Retention, d. h. die Summe aller Verlust- und Transformationsprozesse, wurde in MONERIS, basierend auf empirisch-konzeptionellen Ansätzen, die Retention in Abhängigkeit von Wasserfläche, Abfluss und Wassertemperatur separat für Neben- und Hauptläufe einzelner Teileinzugsgebiete (Analysegebiete) berechnet und ausgewiesen. Für die Teilräume der Flussgebietseinheit Weser ergibt sich hierbei eine Stickstoffretention zwischen ca. 15 und 21 % der Stickstoffeinträge. In einigen Analysegebieten mit einem hohen Wasserflächenanteil (z. B. Dümmer und Steinhuder Meer) liegt die Stickstoffretention jedoch deutlich über 50 %. Ebenso führt das geringere Wasserdargebot im Teilraum der Aller im Allgemeinen zu einer erhöhten Retention und trägt zu einer weiteren räumlichen Differenzierung der berechneten Retentionsleistung bei. Für die Ober- und Mittelweser liegt der Anteil der Retention an den Einträgen etwas niedriger als der an den Frachten am Auslass, was auf den kurzen Transportweg und die damit verbundene geringe Retention in den Oberflächengewässern zurückzuführen ist.

(12) Die mit MONERIS bzw. GROWA-DENUZ-WEKU modellierten Stickstoffeinträge in die Flüsse liegen in ihrer Gesamtsumme sowie für die Summen aus punktförmigen und diffusen Einträgen in einem vergleichbaren Bereich.

Die Modelle MONERIS und GROWA-DENUZ-WEKU berechnen zusammen für den Ist-Zustand 2007 Stickstoffeinträge in die Oberflächengewässer von ca. 74.000 t/a. Davon entfallen ca. 90 % auf die diffusen Einträge und entsprechend ca. 10 % auf die punktförmigen Einträge.

Bestehende Unterschiede zwischen einzelnen diffusen und punktförmigen Eintragspfaden sind modellbedingt und darauf zurückzuführen, dass die Systemgrenzen nicht immer gleich interpretiert werden. Bereits in Kreins et al. (2010) wurde z. B. auf die unterschiedliche Abbildung von Abflusskomponenten in den Modellen des FZJ und des IGB, die zu einer unterschiedlichen Gewichtung von Austragspfaden führt, hingewiesen. So werden im MONERIS die Eintragspfade „Grundwasser“ und „natürlicher Zwischenabfluss“ im Gegensatz zum FZJ nicht getrennt voneinander ausgewiesen, sodass ein separater Vergleich dieser beiden Eintragspfade nicht möglich ist. Ein weiterer Unterschied besteht in der Abbildung der Systemgrenze zwischen Dränagen und Oberflächengewässern und der damit einhergehenden Gewichtung der Denitrifikationsverluste/Retentionsverluste im Boden und in den Dränagen /Oberflächengewässern. Während im

DENUZ-Modell den Böden ein höheres Nitratabbaupotenzial beigemessen wird als in MONERIS, wird vom IGB den Oberflächengewässern ein höheres Stickstoffretentionspotenzial beigemessen als vom FZJ. In den Gesamtergebnissen beider Modelle gleichen sich diese Unterschiede jedoch aus, sodass die Gesamtergebnisse in einem vergleichbaren Bereich liegen.

(13) *Die mit GROWA-DENUZ-WEKU modellierten Stickstoffeinträge in die Flüsse wurden ebenso wie die mit MONERIS modellierten Stickstoffeinträge mit langjährigen pegelbezogenen Messwerten (Abflussmenge und Stickstoffkonzentration) abgeglichen.*

Um die Güte der Modellrechnungen zu überprüfen, wurden die modellierten Stickstoffeinträge in die Vorfluter mit im Fluss gemessenen Werten verglichen. Hierzu wurden alle signifikanten Einträge aus diffusen und punktuellen Quellen aufsummiert sowie die Stickstoffretention in den Oberflächengewässern berücksichtigt. Für die Plausibilitätsüberprüfung der modellierten mittleren langjährigen Nitratedinträge in die Oberflächengewässer standen langjährige pegelbezogene Messwerte (Abflussmenge und Stickstoffkonzentration) von 124 Einzugsgebieten aus dem Zeitraum 2000 bis 2010 zur Verfügung. Hiervon konnten im FZJ 103 und im IGB 46 pegelbezogene Messwerte für die Validitätsüberprüfung der Modellergebnisse verwendet werden.

Die 103 zur Validierung der FZJ-Modellergebnisse verwendbaren pegelbezogenen Einzugsgebiete wiesen ein Bestimmtheitsmaß von $r^2 = 0,99$ sowie eine mittlere absolute Abweichung von 8 % auf. Die Validierung der mit MONERIS berechneten Frachten basiert auf 46 Pegeln und liefert ein Bestimmtheitsmaß von 0,99 sowie eine mittlere absolute Abweichung von 19 %. Vor dem Hintergrund der Größe und Heterogenität des betrachteten Untersuchungsgebiets stellt dies für beide Modellsysteme eine sehr gute Übereinstimmung zwischen gemessenen und berechneten Stickstofffrachten dar. Der für beide Modelle sehr erfolgreiche Vergleich zwischen den modellierten und beobachteten Frachten, sowie die nach beiden Modellen sehr ähnlichen modellierten Einträge in die Oberflächengewässer, zeigen, dass beide Modelle in sich und untereinander konsistente Ergebnisse liefern und legen nahe, dass keines der Modelle zu einem signifikanten Trend zur Unter- oder Überschätzung der Einträge tendiert.

(14) *Haupteintragspfad für Stickstoff sind sowohl nach MONERIS, als auch nach GROWA-DENUZ-WEKU-Berechnungen, die Eintragspfade Grundwasser, natürlicher Zwischenabfluss und Dränagen.*

Die Haupteintragspfade für Stickstoff sind sowohl nach MONERIS, als auch nach GROWA-DENUZ WEKU-Berechnungen die Eintragspfade Grundwasser, natürlicher Zwischenabfluss und Dränagen. Circa 79 % (IGB) bzw. 81 % (FZJ) der Stickstoffeinträge werden über diese Eintragspfade realisiert. Die Stickstoffeinträge über die diffusen Eintragspfade Erosion, Abschwemmung und atmosphärische Deposition auf Gewässerflächen sind dagegen weniger bedeutsam und liegen zusammen bei unter 10 % der gesamten Stickstoffeinträge.

(15) *Ca. 70 % der diffusen Stickstoffeinträge in die Vorfluter über die drei wichtigsten diffusen Eintragspfade (natürlicher Zwischenabfluss, Dränagen, Grundwasser) stammen aus der Festgesteinsregion.*

Wertet man die Stickstoffeinträge in die Vorfluter für die wichtigsten diffusen Stickstoffeintragspfade (Grundwasser, natürlicher Zwischenabfluss und Dränagen), getrennt nach Lockergesteinsregion (Nordteil der Flussgebietseinheit Weser) und Festgesteinsregion (Südteil der Flussgebietseinheit Weser) aus, so zeigt sich, dass der Eintragspfad „natürlicher Zwischenabfluss“ eigentlich nur für die Festgesteinsregion relevant ist, während der Austrag über Dränagen vor allem die Lockergesteinsregion dominiert. Im Hinblick auf den Eintragspfad Grundwasser zeigt sich, dass zwar zwei Drittel des Stickstoffgesamteintrags in das Grundwasser in der Lockergesteinsregion realisiert werden, aufgrund der Denitrifikation im Grundwasser der Lockergesteinsregion aber nur ca. ein Drittel des Stickstoffgesamtaustrags in die Oberflächengewässer dort stattfindet. Insgesamt stammen auf diese Weise ca. 70 % der diffusen Stickstoffeinträge in die Vorfluter über die drei wichtigsten diffusen Eintragspfade aus der Festgesteinsregion.

(16) *Im Unterschied zu den Stickstoffeinträgen besteht bei den Phosphoreinträgen keine überragende Dominanz einzelner Eintragspfade. Vielmehr sind sowohl punktuelle als auch diffuse Einträge von signifikanter Bedeutung und bewegen sich in vergleichbarer Größenordnung.*

Mit den Modellen MEPHos und MONERIS werden Phosphorgesamteinträge von etwa 2.600 t/a berechnet. Unterschiede sind auch hier auf modellbedingte Ursachen zurückzuführen, weil die Systemgrenzen in den Modellen nicht einheitlich interpretiert werden. Das Verhältnis diffuser zu punktuellen Quellen ist in etwa ausgeglichen. Mit ca. 27 % stellen kommunale Kläranlagen im Vergleich aller Eintragspfade die bedeutsamste Phosphorquelle dar. Dann folgen mit je ca. 20 % urbane Systeme und Erosion. Über die restlichen sechs Eintragspfade gelangt zusammen ca. ein Drittel der Phosphoreinträge in die Gewässer des Wesergebiets, wobei die Anteile der einzelnen Eintragspfade zwischen <1 und 18 % variieren.

(17) *Unter den diffusen Phosphoreinträgen ist der Pfad Erosion von Bedeutung. Darüber hinaus sind jedoch auch die unterirdischen Eintragspfade relevant.*

Die geschilderte Dominanz kann für den Großteil der Teileinzugsgebiete der Flussgebietseinheit Weser verallgemeinert werden. Die Bedeutung der Erosion nimmt von Süd nach Nord ab, während im nördlichen Lockergesteinsgebiet Dränagen und teilweise auch Grundwasser die dominierenden diffusen Quellen darstellen. Erosion stellt v. a. im südniedersächsischen Berg- und Hügelland sowie im ostthessischen Bergland und im östlichen Rheinischen Schiefergebirge eine bedeutsame diffuse Phosphorquelle dar, weil hier verbreitet Ackerflächen auftreten, die sich in steileren Lagen befinden und erosionsanfällige Böden (teilweise Löss) aufweisen. Mit zunehmender Abflachung des Reliefs sinkt die Bedeutung der Erosion als Phosphorquelle deutlich. Mit Uferrandstreifen ließe sich der Phosphoreintrag nach Literaturangaben um ca. 42 bis 86 % verringern. Die Wirkung steigt mit zunehmender Streifenbreite, die sich jedoch nur dann realisieren lässt, wenn es die lokalen Verhältnisse zulassen (Gründerwerb, lokale Relief- und Nutzungsverhältnisse). Es wird

geschätzt, dass in der Flussgebietseinheit Weser ca. die Hälfte des partikulären Phosphoreintrags durch Erosion mit Uferstrandstreifen vermieden werden könnte.

Spiegelbildlich zur regionalen Bedeutung der Erosion steigt die Bedeutung der unterirdischen Pfade als Phosphorquelle im Flachland, v. a. der Dränagen. Als Hot-spots treten hier insbesondere Hochmoorböden unter Grünlandnutzung, Niedermoorböden unter landwirtschaftlicher Nutzung und Marschböden unter Grünlandnutzung in Erscheinung. Von diesen Flächentypen gehen Phosphoreinträge in die Oberflächengewässer in Höhe von $>0,5$ und teilweise >1 kg/(ha·a) aus. Auch wenn unter landwirtschaftlich genutzten Lehm- und Sandböden, die den größten Teil der gedränten Landnutzungsfläche ausmachen, deutlich niedrigere Phosphoreinträge modelliert werden, summieren sich die niedrigen Phosphoreinträge zu signifikanten Frachten angesichts eines Dränanteils der Landnutzungsfläche in der Flussgebietseinheit Weser von über 40 %.

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

(18) Unter den punktuellen Phosphoreinträgen sind v. a. Kläranlagen von Bedeutung.

Kläranlagen und industrielle Direkteinleiter tragen für Phosphor knapp 30 % zu den Gesamteinträgen bei und stellen damit den dominierenden Eintragspfad dar. Der Anteil variiert jedoch stark in den Teilräumen der Flussgebietseinheit Weser und liegt in den urbanen Gebieten bei teilweise über 60 %. Bei den urbanen Systemen sind die Einträge aus Kleinkläranlagen in einzelnen Teilräumen und Bundesländern von großer Bedeutung. Ein Schwerpunkt liegt hier in Thüringen, wo mit 12 % der höchste Anteil der urbanen Systeme an den Gesamteinträgen, insbesondere verursacht durch Kleinkläranlagen, ermittelt wurde. Einträge über Mischkanalisationsüberläufe und Trennsysteme sind allenfalls lokal von Bedeutung, tragen aber nur einen geringen Anteil an den Gesamteinträgen bei.

(19) Modellierte Phosphoreinträge in die Flüsse wurden mit Messwerten im Vorfluter abgeglichen.

Um die Güte der Modellergebnisse zu überprüfen, wird ein Vergleich der Gesamteinträge über alle Eintragspfade mit mehrjährigen mittleren Frachten durchgeführt, die für Gütemessstellen ermittelt wurden. Hierzu mussten im Zeitraum 2000 bis 2010 50 Messungen des Güteparameters Gesamtphosphor sowie Abflüsse in täglicher Auflösung an einem nahe liegenden Abflusspegel zur Verfügung stehen. Das FZJ hat für den Frachtvergleich 103 Messstellen berücksichtigt. Der Frachtvergleich beim IGB erfolgte auf Basis der für die Oberflächenwasserkörperauslässe ermittelten Frachten. Hier konnten nur die 45 Pegel berücksichtigt werden, die in der Nähe eines Oberflächenwasserkörperauslasses liegen. Die 103 zur Validierung der FZJ-Modellergebnisse verwendbaren pegelbezogenen Einzugsgebiete wiesen ein Bestimmtheitsmaß von $r^2 = 0,99$ sowie eine mittlere absolute Abweichung von 5 % auf. Grundsätzlich besteht eine gute Übereinstimmung der Frachten aus Messwerten und der Modellergebnisse über den gesamten Wertebereich. Tendenzen einer systematischen Fehlschätzung der aus Messdaten ermittelten Gütefrachten sind nicht zu erkennen.

Die Validierung der berechneten mit den beobachteten Phosphorfrachten ergab für MONERIS ein Bestimmtheitsmaß von 0,96 und eine mittlere absolute Abweichung von 22 %. Für die Stickstofffrachten ergaben sich ein Bestimmtheitsmaß von 0,99 und eine Abweichung von 16 %. Bezogen auf die Messstellen des Programms zur Qualitätsüberwachung Weser und des Flächenmessnetzes Weser lagen die Abweichungen für alle Stationen im Mittel bei 9 % (Nges) und 13 % (Pges). Damit sind die Ergebnisse für eine weiterführende Analyse des Reduktionsbedarfs zur Erreichung der Bewirtschaftungsziele geeignet.

(20) Hohe Stickstoff- und Phosphorkonzentrationen der Hauptläufe in der Ausgangssituation führen zu einer deutlichen Überschreitung der vorläufigen Bewirtschaftungsziele der Flussgebietseinheit Weser für Stickstoff und Phosphor.

Das vorläufige Bewirtschaftungsziel für Gesamtstickstoff für die Flussgebietseinheit Weser ist die Erreichung einer Konzentration von <2,8 mg/l an den Auslasspegeln Hemelingen (Weser) und Reithörne (Hunte), während das Bewirtschaftungsziel für Gesamtphosphor in allen Binnengewässern der Flussgebietseinheit Weser bei 0,1 mg P/l liegt. Die mittleren gemessenen abflussgewichteten Stickstoffkonzentrationen betragen für die Jahre 2006 bis 2008 5,0 mg N/l am Pegel Hemelingen und ca. 6,3 mg P/l am Pegel Reithörne. Die äquivalenten Phosphorkonzentrationen liegen für Hemelingen bei 0,12 mg P/l und für Reithörne bei 0,25 mg P/l. Für beide Nährstoffe ist das vorläufige Bewirtschaftungsziel damit deutlich überschritten.

Die akkumulative Retention im Hauptlauf der Weser vom jeweiligen Auslass einer analytischen Einheit (AU) bis zum Pegel Hemelingen variieren aufgrund unterschiedlichen geohydromorphologischen Bedingungen und der jeweiligen Fließstrecke zwischen dem Auslass der Teilräume und dem Pegel Hemelingen zwischen 2 % (Drakenburg) und 15 % (Gerstungen). Die mittlere Gesamtretention in den Oberflächengewässern der Flussgebietseinheit bis Hemelingen beträgt 23 % für Stickstoff und 22 % für Phosphor.

(21) Bis zum Zieljahr 2021 ist nach den Modellrechnungen insgesamt eine weitere Reduzierung der landwirtschaftlichen Nährstoffbilanzüberschüsse zu erwarten.

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

Insgesamt ist nach Berechnungen mit RAUMIS unter den getroffenen Annahmen eine Verminderung der Stickstoffbilanzüberschüsse um 13 kg N/ha LF gegenüber der Ist-Situation 2007 zu erwarten. Dennoch bleibt insbesondere in Regionen mit intensiver Viehhaltung und dadurch bedingten hohen Nährstoffbilanzüberschüssen weiterer Handlungsdruck bestehen.

(22) Die regionalen Entwicklungen der Nährstoffbilanzüberschüsse fallen sehr unterschiedlich aus.

Die Entwicklung der Nährstoffüberschüsse wirkt sich in den einzelnen Regionen sehr unterschiedlich aus. Regional unterschiedliche Erträge sowie unterschiedliche Entwicklungen der Agrarpro-

duktion und der Tierhaltung führen zu unterschiedlich sinkenden, oder auch steigenden Nährstoffüberschüssen in einzelnen Gemeinden im Jahr 2021. Durch die Umsetzung der Düngeverordnung und dem Export von Wirtschaftsdünger in Nachbarregionen kommt es in einigen Gemeinden im Norden der Flussgebietseinheit Weser zu stark sinkenden Nährstoffüberschüssen. Gleichzeitig führt der Import von Wirtschaftsdüngern in wenigen Gemeinden, die vorher unter 60 kg N / ha LF lagen, auch zu steigenden Nährstoffüberschüssen.

(23) *Der Anbau von Biomasse zur Energieerzeugung hat großen Einfluss auf die Entwicklung der Nährstoffbilanzen.*

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

(24) *Es werden bis 2021 relativ hohe Verminderungen der Nitratkonzentration im Sickerwasser im, durch intensive Viehhaltung geprägten, Westteil der Flussgebietseinheit Weser erwartet, allerdings bei einem hohen Ausgangswert und immer noch recht hohen Werten im Jahre 2021.*

Durch die Entwicklungen des Baseline-Szenarios kann in den meisten intensiv landwirtschaftlich genutzten Regionen eine Verminderung der Nitratkonzentration im Sickerwasser erwartet werden. Im Süd- und Ostteil der Flussgebietseinheit Weser liegt die Verminderung dabei in der Regel bei 10 bis 25 mg/l. Eine Verminderung von bis zu 50 mg/l und mehr ergibt sich großflächig im durch intensive Viehhaltung geprägten Westteil des Einzugsgebiets der Flussgebietseinheit Weser, da der Wirtschaftsdünger in andere Regionen transportiert wird.

Im Hinblick auf die Verminderung der Stickstoffeinträge in die Oberflächengewässer über den Direktabfluss treten dort mit einer Reduktion in Höhe von bis zu 50 kg/(ha·a) die Dränflächen hervor. In der Festgesteinsregion im Südteil des Einzugsgebiets der Flussgebietseinheit Weser machen sich die Auswirkungen dagegen weniger stark bemerkbar (Reduktion von weniger als 10 kg/ha·a).

Wie zu erwarten, führt das Baseline-Szenario 2021 ebenfalls zur einer Reduzierung der Nitratreinträge in das Grundwasser. Vor allem in den Grundwasserneubildungsregionen, d. h. im Norden des Einzugsgebiets der Flussgebietseinheit Weser, liegt diese Verminderung der Nitratreinträge häufig im Bereich zwischen 10 kg/(ha·a) und 2 kg/(ha·a). Ob und in welcher Höhe diese geänderten Stickstoffeinträge in das Grundwasser die Vorfluter erreichen, hängt von den nitratabbauenden Eigenschaften der Aquifere sowie den Verweilzeiten des Grundwassers ab. In Regionen mit guten Nitratabbaueigenschaften im Aquifer ist deshalb insgesamt nicht davon auszugehen, dass sich die grundwasserbürtigen Nitratreinträge in die Oberflächengewässer im Zeitraum von 2007

bis 2021 bzw. über diesen Zeitraum hinaus signifikant ändern werden. Dies gilt jedoch nur, solange die Nitratabbaukapazität der Aquifere erhalten bleibt.

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

Im Hinblick auf eine Bewertung des Wirkungszeitraums zwischen einer Änderung des Stickstoffbilanzüberschusses und dessen Auswirkung im Hinblick auf den Zustand des Grundwassers und der Oberflächengewässer kommt der Analyse der Verweilzeiten (WEKU-Modellierung) zwischen der Einsickerung des Wassers in den Boden und den Grundwasserleiter und dem Austrag in ein Oberflächengewässer eine besondere Bedeutung zu. Es hat sich beispielsweise gezeigt, dass in den Lockergesteinsregionen im Nordteil des Wesereinzugsgebietes alleine im Grundwasser verbreitet Verweilzeiten von mehr als 20 Jahren auftreten können. Nährstoffgehalte im Grundwasser können daher auch dann noch steigen, wenn über das Baseline-Szenario 2021 hinausgehende gezielte Reduktionsmaßnahmen (siehe unten) schon eingeleitet worden sind. Über die Verweilzeitanalyse kann ggf. gegenüber der EU begründet werden, warum ein Maßnahmenprogramm zwar geeignet ist, die Ziele der WRRL zu erreichen, jedoch aufgrund der hydrodynamischen Gegebenheiten im Boden- und Grundwassersystem eine Einhaltung der Zeitvorgaben (2027) nicht möglich ist.

(26) Trotz der zu erwartenden Nährstoffbilanzreduzierungen bis 2021 liegen die Werte für die Oberflächengewässer deutlich von der Zielerreichung entfernt.

Im Baseline-Szenario 2021 betragen die Stickstoffeinträge in die Oberflächengewässer der Flussgebietseinheit Weser rund 67.000 t N/a. Aufgrund der verminderten landwirtschaftlichen Stickstoffeinträge reduzieren sich diese in die Oberflächengewässer vor allem über den Drainage- (-12 %) und Grundwasserpfad (-3 %). Nach Berechnungen des Baseline-Szenarios 2021 reduzieren sich die Stickstoffkonzentrationen bzw. -frachten bei Hemelingen um 0,1 mg N/l und bei Reithörne um 1,4 mg N/l.

(27) Trotz der positiven Entwicklungen bis 2021 besteht ein erheblicher Minderungsbedarf, um die Grundwasserziele zu erreichen.

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

Wenn der Minderungsbedarf als Mittelwert über alle landwirtschaftlich genutzten Teilflächen innerhalb einer Gemeinde, bzw. eines Kreises in TH und ST, berechnet wird, dann liegt dieser bei 14.000 t/a für das Wesereinzugsgebiet. Auf diesen Minderungsbedarf wurden die weiteren Be-

rechnungen zur Erreichung des Zielwertes für Oberflächengewässer aufgesetzt. An dieser Stelle sei darauf hingewiesen, dass sich für eine andere Gebietskulisse (z.B. auf Grundwasserkörperebene) unter Umständen ein abweichender Minderungsbedarf ergibt. Dieser Aspekt ist bei der Interpretation der auf den N-Minderungsbedarf aufbauenden Modellergebnisse zu beachten.

Bei einer Senkung der Stickstoffbilanzüberschüsse zum Erreichen einer guten Grundwasserqualität reduzieren sich die Stickstoffeinträge in die Oberflächengewässer auf 64.000 t N/a. Die Stickstoffkonzentrationen nehmen am Pegel Hemelingen um 0,4 mg/l ab, während sich bei Reithörne sogar eine Abnahme von rund 1,9 mg/l ergibt.

(28) Die notwendigen Reduktionen zur Erreichung der Grundwasserziele reichen nicht aus, um gleichzeitig die vorläufigen Bewirtschaftungsziele der Oberflächengewässer zu erreichen.

Da die Stickstoffreduzierung des Baseline-Szenarios, ergänzt um die Stickstoffreduzierungen zur Erreichung der Grundwasserziele, nicht ausreicht, um das Bewirtschaftungsziel der FGG Weser von 2,8 mg N/l im Übergangsbereich zu den Küstengewässern zu erreichen, wurde die zusätzlich notwendige Reduzierung zur Erreichung der 2,8 mg/l N für jeden Oberflächenwasserkörper ermittelt. Die Berechnung basierte auf den resultierenden modellierten Frachten in den Oberflächenwasserkörpern bei Erreichung eines guten Grundwasserzustandes und wurde separat für die Messstellen Hemelingen, Reithörne und den direkten Tidebereich durchgeführt.

Ein hoher Reduktionsbedarf ist einerseits in Gebieten mit hohen Stickstoffbilanzüberschüssen (im Nordosten der Flussgebietseinheit Weser) bzw. mit hohen Drainageflächenanteilen zu erkennen (z. B. obere Nesse; östlicher Teil in Thüringen). Andererseits zeigen Teileinzugsgebiete mit einem hohen Eintrag aus kommunalen und industriellen Einleitern einen hohen Reduktionsbedarf (vor allem kleinere Teileinzugsgebiete mit höheren Einträgen). Sie befinden sich bevorzugt an den großen Flussläufen.

Die Phosphorkonzentration in den Oberflächenwasserkörpern soll entsprechend des vorläufigen Bewirtschaftungsziels der FGG Weser flächendeckend den Wert von 0,1 mg P/l nicht überschreiten. Die räumliche Verteilung des Reduktionsbedarfs zeigt ebenfalls sehr hohe Werte in Teileinzugsgebieten mit hohen Einträgen aus kommunalen und industriellen Einleitern, aber gleichfalls in Gebieten mit hohen Anteilen an Drainage- bzw. Moorflächen.

(29) Die Stickstoffbilanzüberschüsse sind selbst gegenüber der Baseline nochmals um 12 % zu reduzieren, wobei die notwendigen regionalen Reduktionen sehr unterschiedlich ausfallen.

Der notwendige Reduktionsbedarf der Stickstoffbilanzen zur Erreichung der Grundwasserziele beläuft sich auf etwa 14.000 t N/a. Dies entspricht einer durchschnittlichen Reduktion der Stickstoffbilanzüberschüsse von rund 12 % im Vergleich zum Baseline-Szenario, wobei diese Reduktion regional sehr unterschiedlich ausfällt. Rund 70 % des Reduktionsbedarfs entfallen auf den niedersächsischen Teil der Flussgebietseinheit Weser, etwa 10 % auf den nordrhein-westfälischen und rund 19 % auf den hessischen Teil der Flussgebietseinheit Weser. Nur rund 1 % fällt auf die Teile der neuen Bundesländer der Flussgebietseinheit Weser.

(30) Nach den Modellanalysen müsste der Umfang der Agrarumweltmaßnahmen vervierfacht werden um in 91% der Regionen die Grundwasserziele erreichen zu können. Dies dürfte sich in der Realität nicht umsetzen lassen. In 9 % der Regionen könnten die erforderlichen N-Reduktionen mit den untersuchten Maßnahmen nicht erreicht werden.

Die notwendigen Maßnahmen hätten einem Gesamtumfang von über 0,6 Mio. ha. Die damit verbundenen jährlichen Kosten würden sich nach den Analysen auf mehr als 36 Mio. € belaufen. Die Zusammensetzung der Maßnahmenkombinationen würde sich in Abhängigkeit der regionalen landwirtschaftlichen Produktionsstruktur und des damit verbundenen regionalen Potenzials der einzelnen Maßnahmen zwischen den Regionen dabei erheblich unterscheiden. In den Hot-spot-Regionen, die durch eine hohe Viehbesatzdichte gekennzeichnet sind, wären teilweise mehrere Maßnahmen auf derselben Fläche notwendig, um die Grundwasserziele zu erreichen. In 9 % der Regionen der Flussgebietseinheit Weser könnten die für die Erreichung der Grundwasserziele notwendigen landwirtschaftlichen Nährstoffüberschussreduktionen durch die untersuchten Agrarumweltmaßnahmen nicht erreicht werden. In diesen Regionen wären die verfügbaren Flächen- und Wirkungspotenziale der untersuchten Maßnahmen, auch bei einem maximalen Stickstoffbilanzüberschuss von 60 kg/(ha · a), zu gering.

(31) Die Ziele der Oberflächengewässer können mit den untersuchten Agrarumweltmaßnahmen nicht erreicht werden. Selbst mit Maßnahmen auf etwa 1,3 Mio. ha, was Kosten in Höhe von ca. 81 Mio. € verursachen würde, können nur 72% der erforderlichen N-Reduzierung erreicht werden.

Auch wenn alle Grundwasserkörper der Flussgebietseinheit Weser durch entsprechende Maßnahmen in einen guten Zustand versetzt werden, reicht dies nicht aus, das Ziel 2,8 mg/l am Pegel Hemelingen zu erreichen. Hierzu sind weitere Reduktionen der Gesamtstickstoffeinträge in die Oberflächengewässer um 29.000 t N notwendig. Wird unterstellt, dass die Landwirtschaft entsprechend ihres Anteils an den Gesamteinträgen weitere Reduktionen vornehmen soll, so wären über zusätzliche Maßnahmen weitere rund 39.000 t N/a der jährlichen Stickstoffüberschüsse zu reduzieren. Die anderen Sektoren müssten, entsprechend ihrem Anteil, ebenfalls die Einträge reduzieren, um die erforderlichen Zielkonzentrationen zu erlangen.

Unter Berücksichtigung der verfügbaren Flächen- und Wirkungspotenziale in den betroffenen Regionen wäre theoretisch mit den untersuchten Agrarumweltmaßnahmen maximal eine Reduktion von 28.000 t N der N-Überschüsse möglich. Um diese Reduktion von etwa 72 % des weiteren Reduktionsbedarfs zu erreichen, müssten Maßnahmen in einem Umfang von etwa 1,3 Mio. ha realisiert werden. Die damit verbundenen Kosten würden sich auf ca. 81 Mio. € belaufen.

Der theoretisch notwendige Umfang der Agrarumweltmaßnahmen verdeutlicht einmal mehr, dass die Gewässerschutzziele trotz optimistischer Annahmen bzgl. der Entwicklung der landwirtschaftlichen Nährstoffbilanzüberschüsse bis 2021, nicht alleine durch eine Ausdehnung der Agrarumweltmaßnahmen zu erreichen sind. Steigende Agrarpreise und die Förderung von nachwachsenden Rohstoffen haben die Flächennutzungskonkurrenz erheblich ansteigen lassen, mit der Folge, dass es derzeit schon erheblicher Anstrengungen bedarf, das Niveau der derzeitigen AUM-

Maßnahmen zu halten. Darüber hinaus wären viele der notwendigen Nährstoffminderungsmaßnahmen, insbesondere in den Regionen mit intensiver Tierhaltung, umzusetzen. Dies dürfte somit die Umsetzbarkeit des notwendigen Maßnahmenumfangs weiter erschweren.

In vielen Hot-spot Regionen sind die Gewässerschutzziele nur dann erreichbar, wenn die Nährstoffmengen im dortigen System beispielsweise durch Viehbestandsabbau, verstärktem Nährstoffexport oder anderweitige technische Verfahren deutlich reduziert werden.

9 Fazit

- Die Kopplung der Modelle RAUMIS, GROWA, DENUZ/WEKU, MEPHOS und MONERIS wurde erheblich weiterentwickelt und verbessert. Die aktuelle Nährstoffbelastung der Flussgebietseinheit Weser wird mit dem Modellverbund realitätsnah, sowohl in großer Flächendifferenzierung als auch nach Eintragspfaden differenziert, abgebildet und Handlungsnotwendigkeiten sowie entsprechende Handlungsoptionen können sehr differenziert und konsistent analysiert werden.
- In der Vergangenheit konnte eine Reduzierung der Nährstoffbilanzüberschüsse beobachtet werden, die sich nach den Modellrechnungen auch bis 2021 fortsetzen wird.
- Eine Reduzierung der Nährstoffeinträge in das Grundwasser und die Oberflächengewässer ist somit zu erwarten, wobei regional der Zeitpunkt der Verbesserungen in Abhängigkeit der Verweilzeiten der Nährstoffe im Boden- und Grundwassersystem sehr unterschiedlich sein kann.
- Im Modellvorhaben AGRUM wurde eingeschätzt, dass bis 2015 die Ziele der WRRL nicht erreicht werden können. Diese Ergebnisse werden durch die Ergebnisse des Projektes AGRUM⁺ bestätigt. Darüber hinaus zeigen die Analysen, dass auch für die Baseline bis 2021 für die beiden untersuchten Nährstoffe Stickstoff und Phosphor unter Berücksichtigung der Wirkungsverzögerung weder die Ziele für das Grundwasser noch die Zielkonzentrationen für die Oberflächengewässer erreicht werden. Auch bei einer Fristverlängerung, selbst bis 2027, werden die Ziele der WRRL voraussichtlich nicht erreicht werden.
- Zur Erreichung der Umweltziele der EG-WRRL sind weitere erhebliche Anstrengungen notwendig. Die Analyse der Auswirkungen des Baseline-Szenarios 2021 hat deutlich gezeigt, dass der Handlungsbedarf in den Regionen unterschiedlich ist. Nur auf die jeweilige Region zugeschnittene Maßnahmenkombinationen können zu einer effizienten Lösung des Nitratproblems beitragen.
- Nach den Analysen reicht das Gesamtpotenzial der untersuchten Agrarumweltmaßnahmen bei ursachenbezogener Umsetzung in 41 % der Gemeinden bzw. Kreise der Flussgebietseinheit Weser nicht aus, um die Grundwasserziele und den Orientierungswert für die Küstengewässer zu erreichen. In Ergänzung hierzu müssten in erheblichem Umfang weitere Anstrengungen unternommen werden, z. B. durch eine Reduzierung der Viehbestände und/oder durch den verstärkten Export von Nährstoffen aus den entsprechenden Regionen.
- Der Umfang der notwendigen Maßnahmen sowie die regionalen Schwerpunkte der notwendigen Maßnahmen verdeutlichen, dass eine Ausdehnung der Agrarumweltmaßnahmen sowie eine moderate Verschärfung der Düngeverordnung nicht ausreichen werden, um die Gewässerschutzziele zu erreichen.
- Es ist zu prüfen, ob neben den Stickstoffminderungsmaßnahmen, die überwiegend auf der einzelbetrieblichen Ebene ansetzen, weitere überbetrieblich ansetzende Maßnahmen zur Reduzierung der landwirtschaftlichen Nährstoffeinträge verstärkt mit einbezogen werden sollten, um langfristig kosteneffizient die Gewässerschutzziele erreichen zu können.

10 Literatur

- Ahuja LR, Cassel DK, Bruce RR, Barnes BB (1988) Evaluation of spatial distribution of hydraulic conductivity using effective porosity data. *Soil Science* 148, 404-411
- ATV-A 128 (1992) Richtlinien für die Bemessung und Gestaltung von Regenentlastungsanlagen in Mischwasserkanälen. ATV-DVWK-Regelwerk, Nr. 2/2001, 1-114
- Auerswald K (1987) Sensitivität erosionsbestimmender Faktoren. *Wasser Boden*, 39. Jg., H. 1, 34-38
- Auerswald K (1989) Prognose des P-Eintrags durch Bodenerosion in die Oberflächengewässer der BRD. *Mitt. Dtsch. Bodenkundl. Ges.*, Bd. 59/II, 661-664
- Auerswald K (1993) Bodeneigenschaften und Bodenerosion - Wirkungswege bei unterschiedlichen Betrachtungsmaßstäben. *Relief, Boden, Paläoklima*, Bd. 8, Berlin u. Stuttgart, 208 S.
- Auerswald K (1998) Bodenerosion durch Wasser. In: Richter G (Hrsg.) *Bodenerosion - Analyse und Bilanz eines Umweltproblems*. Darmstadt, S. 33-37
- Auerswald K, Schmidt F (1986) *Atlas der Erosionsgefährdung in Bayern*. Bayerisches Geologisches Landesamt, GLA-Fachberichte 1
- Bach M, Frede H-G, Lang G (1997) *Entwicklung der Stickstoff-, Phosphor- und Kalium-Bilanz der Landwirtschaft in der Bundesrepublik Deutschland*. Studie der Gesellschaft für Boden- und Gewässerschutz e. V., Wetttenberg
- Baumgartner A, Liebscher H-J (1990) *Lehrbuch der Hydrologie, Band 1: Allgemeine Hydrologie*, 673 S., Stuttgart
- Behrendt H, Bach M, Kunkel R, Opitz D, Pagenkopf W-G, Scholz G, Wendland F (2003b) Quantifizierung der Nährstoffeinträge der Flussgebiete Deutschlands auf der Grundlage eines harmonisierten Vorgehens. *UBA-Texte 82/03*, 201 S
- Behrendt H, Dannowski R (2005) *Nutrients and heavy metals in the Odra River system*. Weißensee Verlag, Berlin, 353 p.
- Behrendt H, Dannowski R, Deumlich D, Dolezal F, Kajewski I, Kornmilch M, Korol R, Mioduszewski W, Opitz D, Steidl J, Stronska M (2003a) Point and diffuse emissions of pollutants, their retention in the river system of the Odra and scenario calculations on possible changes. *Weißensee Verlag*, p. 300
- Behrendt H, Huber P, Kornmilch M, Opitz D, Schmoll O, Scholz G, Uebe R (2000) Nutrient Emissions into river basins of Germany. *UBA-Texte 23/00*, p. 266
- Behrendt H, Huber P, Ley M, Opitz D, Schmoll O, Scholz G, Uebe R (1999) Nährstoffbilanzierung der Flußgebiete Deutschlands. *UBA-Texte*, Bd. 75/99, Berlin, 289 S.
- Behrendt H, Kornmilch M, Opitz D, Schmoll O, Scholz G (2002) Estimation of the nutrient inputs into river systems - experiences from German rivers. *Regional Environmental Changes* 3, 107-117
- Behrendt H, Kunkel R, Wendland F (2004) Vergleich von Modellen für den Stickstoffeintrag über das Grundwasser im Elbegebiet. Kap. 10.2.3 In: Becker A, Lahmer W (Ed) *Wasser- und Nährstoffhaushalt im Elbegebiet und Möglichkeiten zur Stoffeintragsminderung*, Weißensee Verlag Berlin, 371-378
- Behrendt H, Opitz D (2000) Retention of nutrients in river systems: dependence on specific runoff and hydraulic load. *Hydrobiologia*, Bd. 410, 111-122

- BGR u. SGD (2000) Methodendokumentation Bodenkunde – Auswertungsmethoden zur Beurteilung der Empfindlichkeit und Belastbarkeit von Böden. Geol. Jb., Reihe G, Sonderh., H. SG 1, S. 1-232.
- Beichert J, Hahn HH (1996) Langzeitsimulation von Abfluß und Feststofffracht für generalisierte Mischwassernetze. In: Beichert J, Hahn HH u. Fuchs (Hrsg., 1996): Stoffaustrag aus Kanalisationen - Hydrologie bebauter Gebiete. Weinheim, 184-197
- Bernhardt H (Hrsg., 1978) Phosphor – Wege und Verbleib in der Bundesrepublik Deutschland. Weinheim, 273 S.
- Beudert G (1997) Gewässerbelastung und Stoffaustrag von befestigten Flächen in einem kleinen ländlichen Einzugsgebiet. Diss., Univ. Karlsruhe, Inst. Siedlungswasserwirtsch., Schr.-R. ISWW, Bd. 80, München u. Wien, 216 S.
- BGR (1995) Bodenübersichtskarte der Bundesrepublik Deutschland 1 : 1.000.000, Bundesanstalt für Geowissenschaften und Rohstoffe, Hannover, 1995
- 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, 1-106
- Blankenburg J, Scheffer B (1985) Phosphatdynamik saurer organischer Böden. Mitt. Dtsch. Bodenkundl. Ges., Bd. 43/I, 43-48
- BMELV (2008) <http://www.bmelv-statistik.de/de/sectorale-gesamtrechnung> .04.12.2008
- BMU, Bundesministerium f. Umwelt, Naturschutz u. Reaktorsicherheit (Hrsg., 2005) Die Wasserrahmenrichtlinie-Ergebnisse der Bestandsaufnahme 2004 in Deutschland. Berlin, 67 S.
- BODSCHÄTZG (2007) Bodenschätzungsgesetz. BGBl. I 69, 3176-3183.
- BODSCHÄTZDV (2012) Bodenschätzungs-Durchführungsverordnung. BGBl. I 11, 311-384.
- Bogena H, Kunkel R, Schöbel T, Schrey H-P, Wendland F (2003) Die Grundwasserneubildung in Nordrhein-Westfalen. Schriften des Forschungs-zentrums Jülich, Reihe Umwelt, 37, Forschungszentrum Jülich GmbH, Jülich, Germany, 148 S.
- Böttcher J, Strebel O, Duynisveld WHM (1985) Vertikale Stoffkonzentrationsprofile im Grundwasser eines Lockergesteinsaquifers und deren Interpretation (Beispiel Fuhrberger Feld). Z. dt. geol. Ges., 136, 543-552; Hannover
- Böttcher P, Strebel O, Duynisveld WHM (1989) Kinetik und Modellierung gekoppelter Stoffumsetzungen im Grundwasser eines Lockergesteinsaquifers. Geol. Jb., C 51, 3-40
- Braun M, Hurni P, von Albertini N (1993) Abschwemmung von Phosphor auf Grasland an zwei verschiedenen Standorten im Einzugsgebiet des Sempachersees. Landwirtsch. Schweiz, Bd. 6, H. 10, 615-620
- Braun M, Leuenberger J (1991) Abschwemmung von gelöstem Phosphor auf Ackerland und Grasland während den Wintermonaten. Landwirtsch. Schweiz, Bd. 4, H. 10, 555-560
- Broers HP, Griffieon J, Willems WJ, Fraters D (2004) Should the test depth for nitrate in groundwater be changed? Background document for evaluation of the 2004 fertilizer act. TNO-rapport, NITG 04-066-A, 68 pp.
- Brombach H, Michelbach S (1998) Abschätzung des einwohnerbezogenen Nährstoffaustrags aus Regenentlastungen im Einzugsgebiet des Bodensees. Ber. Internat. Gewässerschutzabkommen Bodensee, Bd. 49

- Carl P, Behrendt H (2006) Funktionelle Disaggregation von Zeitreihendes Gesamtabflusses. In: Schmitz GH, Lennartz F, Schwarze R [Hrsg.]: Tagungsband zum Symposium „Analyse und Modellierung der Niederschlags-Abfluss-Prozesse. Bewährte Techniken und neue Ansätze“. Dresden, 5. und 6. Oktober 2006, Dresdner Schriften zur Hydrologie 5, S.49-57
- Carl P, Behrendt H (2008) Regularity-based functional streamflow disaggregation: I. Comprehensive foundation. In: Water Resources Research 44, W02420, DOI:10.1029/2004WR003724
- Carl P, Gerlinger K, Hattermann KK, Krysanova V, Schilling C, Behrendt H (2008) Regularity-based functional streamflow disaggregation: II. Extended demonstration. In: Water Resources Research 44, W03426, DOI:10.1029/2006WR005056
- Czeratzki W (1976) Sickerwassermenge sowie Verlauf von Nährstoff-Konzentration und Auswaschung in einem Beregnungsversuch. Mitt. Dtsch. Bodenkundl. Ges., Bd. 23, 95-105
- Dette H-H, Macke E, de Vries JM, Schulz O (1996) Mischwasserschmutzfrachten in flachen Kanalnetzen.- In: Beichert J, Hahn HH, Fuchs (Hrsg., 1996): Stoffaustrag aus Kanalisationen - Hydrologie bebauter Gebiete. Weinheim, 162-183
- Dörhöfer G, Kunkel R, Tetzlaff B, Wendland F (2001) Der natürliche Grundwasserhaushalt in Niedersachsen. Arb.-H. Wasser, Bd. 2001/1, 109-167
- Driescher E, Gelbrecht J (1993) Assessing the Diffuse Phosphorus Input from Subsurface to Surface Waters in the Catchment Area of the Lower River Spree (Germany). In: Olem H (Ed.) Diffuse Pollution. Proceedings of the IAWQ 1st International Conference on Diffuse (Nonpoint) Pollution, Chicago, USA, 19-24 September 1993
- Düngeverordnung (2007) Verordnung über die Anwendung von Düngemitteln, Bodenhilfsstoffen, Kultursubstraten und Pflanzenhilfsmitteln nach den Grundsätzen der guten fachlichen Praxis beim Düngen (Düngeverordnung – DüV) in der Fassung der Bekanntmachung vom 27. Februar 2007 (BGBl. I S. 221), die zuletzt durch Artikel 5 Absatz 36 des Gesetzes vom 24. Februar 2012 (BGBl. I S. 212) geändert worden ist.
- Duttmann R (1999) Partikuläre Stoffverlagerungen in Landschaften – Ansätze zur flächenhaften Vorhersage von Transportpfaden und Stoffumlagerungen auf verschiedenen Maßstabsebenen unter besonderer Berücksichtigung räumlich-zeitlicher Änderungen der Bodenfeuchte. H. 10, Hannover, 234 S.
- DVWK (1992) Entnahme und Untersuchungsumfang von Grundwasserproben. DVWK-Regeln zur Wasserwirtschaft, 128/1992, Bonn
- DVWK (1996) Ermittlung der Verdunstung von Land- und Wasserflächen. (Merkblätter zur Wasserwirtschaft, Bd. 238), Deutscher Verband für Wasserwirtschaft und Kulturbau e.V. (Hrsg), Bonn
- EG-Wasserrahmenrichtlinie (2000) Richtlinie 2000/60/EG des Europäischen Parlaments und des Rates vom 23. Oktober 2000 zur Schaffung eines Ordnungsrahmens für Maßnahmen der Gemeinschaft im Bereich der Wasserpolitik
- Erhard M, Evrink C, Julius C, Kreins P(2002) Bundesweite Betrachtung der Zusammenhänge zwischen Agrarstatistikdaten und aktuellen Daten zur Bodennutzung; UBA-Texte 7102 ISSN 0722-186X
- Erpenbeck C (1987) Über Stoffaustrag mit dem Oberflächen- und Zwischenabfluß von landwirtschaftlichen Flächen verschiedener Nutzungsweise – ein Beitrag zur Klärung der Gewässerbelastung in Mittelgebirgslagen. Diss., Justus-Liebig-Univ. Gießen, Inst. Mikrobiol. u. Landeskultur, 201 S.

- Europäische Kommission (2003a) Verordnung (EG) Nr. 1782/2003 des Rates vom 29. September 2003 mit gemeinsamen Regeln für Direktzahlungen im Rahmen der Gemeinsamen Agrarpolitik und mit bestimmten Stützungsregelungen für Inhaber landwirtschaftlicher Betriebe. Amtsblatt der Europäischen Union L270
- Europäische Kommission (2003b) Verordnung (EG) Nr. 1784/2003 des Rates vom 29. September 2003 über die gemeinsame Marktorganisation für Getreide
- Europäische Kommission (2003c) Verordnung (EG) Nr. 1787/2003 des Rates vom 29. September 2003 zur Änderung der Verordnung (EG) Nr. 1255/1999 über die gemeinsame Marktorganisation für Milch und Milcherzeugnisse
- FGG Weser (2009) Bewirtschaftungsplan 2009 für die Flussgebietseinheit Weser und Maßnahmenprogramm 2009 für die Flussgebietseinheit Weser, Hildesheim
- FGG Weser (2013) Stand der Umsetzung der EG-Wasserrahmenrichtlinie in der Flussgebietseinheit Weser 2012
- Fier A, Schäfer W (2004) Erstellung von Auswertungskarten zur Abschätzung von Phosphorausträgen aus Ackerflächen durch Wassererosion und aus Moor- und Marschböden mit dem Dränwasser. Hannover, 59 S.
- Foerster P (1973) Einfluß hoher Güllegaben und üblicher Mineraldüngung auf die Stoffbelastung (NO_3 , NH_4 , P und SO_4) im Boden- und Grundwasser in Sandböden Nordwestdeutschlands. Z. Acker- u. Pflanzenbau, Bd. 137, 270-286
- Foerster P (1982) Dränwasseruntersuchungen in einer nordwestdeutschen Ackermarsch. Kali-Briefe (Büntehof), Bd. 16, H. 3, 159-174
- Foerster P (1988) Stoffgehalte und Stoffausträge im Dränwasser bei Grünland- und bei Ackernutzung in der nordwestdeutschen Geest. Kali-Briefe (Büntehof), Bd. 19, H. 2, 169-184
- Foerster P (1998) Stoffausträge im Oberflächenabfluß auf Grünland in der Marsch. Z. Kulturtechn. Landentw., Bd. 39, 12-16
- Foerster P, Neumann H (1981) Die Stoffbelastung kleiner Fließgewässer in landwirtschaftlich genutzten Gebieten Norddeutschlands. Mitt. Niedersäch. Wasseruntersuchungsamt Hildesheim, H. 7, 1-217
- Foerster P, Scheffer B, Neuhaus H (1985) Dränwassergüte und Nährstoffaustrag im nordwestdeutschen Raum auf Marsch, Moor und Geest. Z. Dtsch. Geol. Ges., Bd. 136, 497-504
- Fraters D (2006) A new compliance checking level for nitrate in groundwater? Feasibility study on monitoring the upper five meters of groundwater. RIVM report 680100006/2008, 155 pp.
- Frede H-G, Dabbert S (Hrsg., 1999) Handbuch zum Gewässerschutz in der Landwirtschaft. 2. Aufl., Landsberg, 451 S.
- Frede HG, Dabbert S (1998) Handbuch zum Gewässerschutz in der Landwirtschaft. Landsberg
- Früchtenicht K, Steffens G, Mählich R, Feyen A (1996) Hat die P-Sättigung im Ober- und Unterboden einen Einfluß auf den P-Gehalt in Bodenextrakt und Grundwasser. Oldenburg, 25 S.
- Früchtenicht K (1998) Problematik hochaufgedüngter Böden. Arb.-H. Boden, H. 1998/1, S. 35-45
- Fuchs S, Scherer U, Wander R, Behrendt H, Venohr M, Opitz D, Hillenbrand T, Marscheider-Weidemann F, Götz T (2010) Calculation of Emissions into Rivers in Germany using the MONERIS Model Nutrients, heavy metals and polycyclic aromatic hydrocarbons. Federal Environment Agency (Umweltbundesamt), ISSN 1862-4804, 236 pp.

- Gabriel B, Ziegler G (1997) Natürliche und anthropogen überprägte Grundwasserbeschaffenheit in Festgesteinsaquiferen. In: Matschullat et al. (Hrsg.): Geochemie und Umwelt. 343-357; Heidelberg
- Gäth S, Antony F, Becker K-W, Gerjes H, Höper H, Kersebaum C, Nieder R (1997) Bewertung der standörtlichen Denitrifikationsleistung und des Mineralisations-/Immobilisationspotenzials von Böden und Bodennutzungssystemen. Mitt. Dt. Bodenkdl. Ges. 85: 1373–1376; modifiziert von Höper H (2005), unveröffentlichtes Arbeitspapier
- Gauger T, Anshelm F, Schuster H, Erisman JW, Vermeulen AT, Draaijers GPJ, Bleeker A, Nagel H (2002) Mapping of ecosystem specific long-term trends in deposition loads and concentrations of air pollutants in Germany and their comparison with critical loads and critical levels. Final Report 299 44 210, Umweltbundesamt, Berlin
- Gauger T, Haenel H-D, Rösemann C, Dämmgen U, Bleeker A, Erisman JW, Vermeulen AT, Schaap M, Timmermanns RMA, Bultjes PJH, Duyzer JH, Nagel H-D, Becker R, Kraft P, Schlutow A, Schütze G, Weigelt-Kirchner R, Anshelm F (2008) Erfüllung der Zielvorgaben der UNECE-Luftreinhaltekonvention (Wirkungen). Abschlussbericht zum UFOPLAN-Vorhaben FKZ 204 63 252. Im Auftrag des Umweltbundesamtes, gefördert vom Bundesministerium f. Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit. Dessau-Rosslau
- Geoflux (2007) Bodenerosionsmodellierung und Ermittlung potentieller Gewässereinträge in Sachsen-Anhalt – Abschlussbericht. Umsetzung d. EG-Wasserrahmenrichtlinie in Sachsen-Anhalt - Ermittlung diffuser Nährstoffeinträge in die Oberflächengewässer des Landes/Teilprojekt 4, Projekt im Auftrag von LHW, LLFG und LAGB, Halle, 118 S.
- Gerds W, Jäger U, Franke C, Tremmel J (1988) Potentielle Trinkwassergefährdung durch landwirtschaftliche Pflanzenproduktion am Beispiel eines Lößstandortes. Wiss. Mitt. Inst. Geogr. Geoökol. AdW DDR, Bd. 28, S. 47-70
- Gömann H (2013) Landwirtschaftliche Landnutzung und Biogaserzeugung in Deutschland - Stand und Perspektiven. KTBL Schr 501:60-70
- Gömann H, Kreins P, Zabel A (2006) Wohin wandert die Milchproduktion in Deutschland? Landbauforschung Völknerode: Sonderheft, Band 299, Seite 97-108, Deutsch ISBN10: 3-86576-023-6; ISBN13: 978-3-86576-023-4; ISSN: 0376-0723
- Haider J (2000) Beeinträchtigung der Oberflächengewässerqualität durch die Abschwemmung von Nährstoffen und Pflanzenschutzmitteln von Ackerflächen-eine Emissionsbetrachtung. In: LUA NRW (Hrsg., 2000) Landesumweltamt Nordrhein-Westfalen : Jahresbericht 1999. Essen, 155-161
- Hannappel S (1996) Die Beschaffenheit des Grundwassers in den hydrogeologischen Strukturen der neuen Bundesländer. Diss. FU Berlin, Berliner Geowiss. Abhandlungen, Reihe A, Bd. 182, Berlin
- Hannappel S, Voigt H-J (1999) Hydrogeologische Erkundungsergebnisse im Land Brandenburg (Anwendungsbeispiel 5: Regionale Datensammlungen). In: Methoden für die Beschreibung der Grundwasserbeschaffenheit, DVWK-Schriften 125, Bonn
- Hasenpusch K (1995) Nährstoffeinträge und Nährstofftransport in den Vorflutern zweier landwirtschaftlich genutzter Gewässereinzugsgebiete. Landbauforsch. Völknerode, Sonderh., H. 158, 1-217
- Haude W (1955) Zur Bestimmung der Verdunstung auf möglichst einfache Weise. Mitt. Dt. Wetterd. 2 (11), Bad Kissingen (Dt. Wetterd.)
- Heaney JP, Huber WC, Nix SJ (1976) Storm Water Management Model Level I – Preliminary Screening Procedures. EPA 600/2-76-275

- Heathwaite AL (1997) Sources and Pathways of Phosphorus Loss from Agriculture. In: Tunney H, Carton OT, Brookes PC, Johnston AE (Hrsg., 1997) Phosphorus Loss from Soil to Water. Wallingford and New York, 205-223
- Hennings V (2000) (Koord.) Methodendokumentation Bodenkunde. Auswertungsmethoden zur Beurteilung der Empfindlichkeit und Belastbarkeit von Böden. Geologisches Jahrbuch, Reihe G, Heft SG 1, Hannover
- Henrichsmeyer W, Cypris C, Löhe W, Meudt M, Sander R, von Sothen F, Isermeyer F, Schefski A, Schleef K-H, Neander E, Fasterding F, Helmcke B, Neumann M, Nieberg H, Manegold D, Meier T (1996) Entwicklung eines gesamtdeutschen Agrarsektormodells RAUMIS96. Endbericht zum Kooperationsprojekt. Forschungsbericht für das BML (94 HS 021), vervielfältigtes Manuskript Bonn/Braunschweig
- Henrichsmeyer W, Srotman B, Dehio J, Kreins P (1992) Aufbau eines computergestützten regionalisierten Agrar- und Umweltinformationssystems für die Bundesrepublik Deutschland (RAUMIS), Endbericht (Modellbeschreibung), Bonn
- 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
- Hoffmann A (1991) Veränderung des Nitratabbauvermögens tieferer Bodenschichten durch Stickstoffübersorgung. Forschungsbericht 107 01 016/02 UBA-FB 91-007, UBA Berlin
- Holsten B, Ochsner S, Schäfer A, Trepel M (2012) Praxisleitfaden für Maßnahmen zur Reduzierung von Nährstoffausträgen aus dränierten landwirtschaftlichen Flächen. CAU Kiel, 99 S.
- Hölting B (1996) Hydrogeologie – Einführung in die Allgemeine und Angewandte Hydrogeologie. 5. Auflage, Ferdinand Enke Verlag; Stuttgart
- Howitt RE (1995) Positive Mathematical Programming. American Journal of Agricultural Economics 77: 329-342
- Jung L, Brechtel R (1980) Messungen von Oberflächenabfluß und Bodenabtrag auf verschiedenen Böden der Bundesrepublik Deutschland. DVWK-Schriften, H. 48, Hamburg u. Berlin, 139 S.
- Keller M, Hilden M, Joost M (1997) Vergleich von Schätzmethode für jährliche Stofffrachten am Beispiel des IKSR-Messprogrammes 1995. BfG-Bericht 1078, 69 S.; Koblenz
- Kille K (1970) Das Verfahren MoMNQ, ein Beitrag zur Berechnung der Grundwasserneubildung mithilfe der monatlichen Niedrigwasserflüsse. Z. dt. geol. Ges., Sonderh. Hydrogeol. Hydrogeochem. 89-95
- Köhne C, Wendland F (1992) Modellgestützte Berechnung des mikrobiellen Nitratabbaus im Boden, Interner Bericht, KFA-STE-IB 1/92, Forschungszentrum Jülich
- Kölle W (1989) Stickstoffverbindungen im Grund- und Rohwasser. Weiterbildendes Studium Bauingenieurwesen, Wasserwirtschaft, Universität Hannover, Kurs SW 23, 39 S.; Hannover
- Kölle W (2001) Wasseranalysen richtig beurteilt. Weinheim, 357 S.
- Krause P (2001) Das hydrologische Modellsystem J2000. Beschreibung und Anwendung in großen Flussgebieten. Schriften des Forschungszentrums Jülich, Reihe Umwelt/Environment, Vol 29. Forschungszentrum Jülich GmbH, Jülich, Germany

- Kreins P, Becker H, Hecht D, Huchtemann D, Wendland F (2004) Management regionaler Flusseinzugsgebiete in Deutschland (REGFLUD) – Rahmenbedingungen und Politikoptionen bei diffusen Nährstoffeinträgen der Landwirtschaft in den Rhein und in die Ems. IfGI prints, Band 21, Seite 41-50, deutsch
- Kreins P, Cypris C (1999) Entwicklung der regionalen Wettbewerbsfähigkeit im Bereich der Milchproduktion und Folgen für die Landnutzung. Vervielfältigtes Manuskript für die 39. Jahrestagung der Gesellschaft für Wirtschafts- und Sozialwissenschaften des Landbaues e. V. in Kiel, 4.-6. Oktober 1999
- Kreins P, Gömann H (2008) Modellgestützte Abschätzung regionaler landwirtschaftlichen Landnutzung und Produktion in Deutschland vor dem Hintergrund der „Gesundheitsüberprüfung“ der GAP Agrarwirtschaft, Band 57, Heft 3-4, S. 195-206
- Kreins P, Gömann H, Herrmann S, Kunkel R, Wendland F (2007) Integrated agricultural and hydrological modeling within an intensive livestock region. *Advances in the economics of environmental resources* 7:113-142
- Kreins P, Behrendt H, Gömann H, Heidecke C, Hirt U, Kunkel R, Seidel K, Tetzlaff B, Wendland F (2010) Analyse von Agrar- und Umweltmaßnahmen im Bereich des landwirtschaftlichen Gewässerschutzes vor dem Hintergrund der EG-Wasserrahmenrichtlinie in der Flussgebietseinheit Weser. Braunschweig: vTI, 342 p, Landbauforsch SH 336.
- Kretzschmar R (1977) Stofftransport in ländlichen Entwässerungsgräben und Vorflutern. In: *Landwirtschaftliche Forschung* 30
- Krüll H (1988) Stickstoffbilanz in den Kreisen der Bundesrepublik Deutschland. In: Henrichsmeyer W. et al.: Endbericht zum Forschungsvorhaben „Wirkungen agrarpolitischer Maßnahmen auf Ziele von Umwelt, Natur- und Landschaftsschutz“, Bonn
- Kuhr P (2006) Entwicklung einer Methodik zur Ableitung einer Karte gedränkter landwirtschaftlicher Nutzflächen in Niedersachsen mithilfe von Luftbildern. 127 S., Diplomarbeit Uni Hannover und FZ Jülich (unveröffentlicht)
- Kunkel R (1994) Stochastische Modellierung der Nitratbelastung und der Verweilzeiten in den Grundwässern der Bundesrepublik Deutschland. Interner Bericht KFA-STE-IB 4/94, Programmgruppe Systemforschung und Technologische Entwicklung, Forschungszentrum Jülich GmbH; Jülich
- Kunkel R, Bogena H, Tetzlaff B, Wendland F (2006) Digitale Grundwasserneubildungskarte von Niedersachsen, Nordrhein-Westfalen, Hamburg und Bremen: Erstellung und Auswertungsbeispiele. *Hydrologie und Wasserbewirtschaftung*, 50(5): 212-219
- Kunkel R, Voigt H-J, Wendland F, Hannappel S (2004) Die natürliche, ubiquitär überprägte Grundwasserbeschaffenheit in Deutschland. *Schr.-R. Umw./Envir. Forschungszentr. Jülich*, Bd. 47, Jülich, 204 S.
- Kunkel R, Wendland F (1997) WEKU – A GIS supported stochastic model of groundwater residence times in upper aquifers for the supraregional groundwater management. *Envir. Geol.*, 30(1/2), 1-9
- Kunkel R, Wendland F (1998) Der Landschaftswasserhaushalt im Flusseinzugsgebiet der Elbe – Verfahren, Datengrundlagen und Bilanzgrößen. *Schr.-R. Umw./Envir. Forschungszentr. Jülich*, Vol. 12, Jülich, 107 S.
- Kunkel R, Wendland F (2000) Verweilzeit und Denitrifikation: Schlüsselfaktoren bei den Nährstoffeinträgen über das Grundwasser. In: *Gewässer Landschaften*, edited, ATV-DVWK Deutsche Vereinigung für Wasserwirtschaft, Abwasser und Abfall e.V., GFA Gesellschaft zur Förderung der Abwassertechnik e.V., Hennef, Germany, p. 162

- Kunkel R, Wendland F (2002) The GROWA98 model for Water balance analysis in large river basins – the River Elbe Case Study. *J. Hydrol.*, Vol. 259, 152-162
- Kunkel R, Wendland F (2006) Diffuse Nitrateinträge in die Grund- und Oberflächengewässer von Rhein und Ems. *Schriften des Forschungszentrums Jülich, Reihe Umwelt/Environment*, Vol. 62. Forschungszentrum Jülich GmbH, Jülich, Germany
- Kunkel R, Wendland F, Albert H (1999) Zum Nitratabbau in den grundwasserführenden Gesteinseinheiten des Elbeinzugsgebietes. *Wasser und Boden*, 51/9, S. 16-19
- Kuntze H (1983) Probleme bei der modernen landwirtschaftlichen Moornutzung. *Telma*, Bd. 13, 137-152
- Kuntze H (1986) Soil Reclamation, Improvement, Recultivation and Conservation in Germany. *Z. Pflanzenernähr. Bodenk.*, 149: 500-512
- Kuntze H (1988) Nährstoffdynamik der Niedermoore und Gewässereutrophierung. *Telma*, Bd. 18, 61-72
- Lammel J (1990) Der Nährstoffaustrag aus Agrarökosystemen durch Vorfluter und Dräne unter besonderer Berücksichtigung der Bewirtschaftungsintensität. *Diss., Justus-Liebig-Univ. Gießen* 148 S.
- Lennartz B, Hartwigsen H (2001) Einfluß der Dränung auf Stoffeinträge in Oberflächengewässer. *Wasserkalender*, S. 28-51
- Littlewood IG (1995) Hydrological Regimes, Sampling Strategies, and Assessment of Errors in Mass Load Estimates for United Kingdom Rivers.-*Environ. Internat.*, Vol. 21, Nr. 2, 211-220
- Manhenke V, Reuter E, Hübschmann M, Limberg A, Lückstädt M, Nommensen B, Peters A, Schlimm W, Taugts R, Voigt H-J (2001) Hydrostratigraphie Nord-, west- und mitteldeutsches Känozoikum – Grundtabelle der Geologischen Landesämter, *Zeitschrift für Angewandte Geologie*, 47/4, Hannover
- Marks R, Müller MJ, Leser H, Klink H-J (Hrsg., 1992) Anleitung zur Bewertung des Leistungsvermögens des Landschaftshaushaltes (BA LVL). *Forsch. Dtsch. Landeskunde*, Bd. 229, 2. Aufl., Trier, 222 S.
- Meißner E (1991) Abschätzung der mittleren Jahresschmutzwasserfrachten aus Mischwassereinleitungen. In: *Wasser – Abwasser – Abfall* 7, Kassel
- Mohaupt V, Sieber U, van De Roovaart J, Verstappen CG, Langenfeld F, Braun FM (1998) Diffuse Sources of Heavy Metals in the German Rhine Catchment. In: *Proceedings 3rd International IAWQ-Conference on Diffuse Pollution III*, Edinburgh
- Mollenhauer K (1987) Oberflächenabfluß sowie Fest- und Nährstoffverlagerung landwirtschaftlicher Nutzflächen. *Z. Kulturtechn. Flurberein*, Bd. 28, 166-175
- Moore ID, Wilson JP (1992) Length-slope factors for the revised universal soil loss equation: Simplified method of estimation. *J. Soil Water Cons.*, Vol. 49, 174-180
- Müller U (2004) Auswertungsmethoden im Bodenschutz - Dokumentation zur Methodendatenbank des Niedersächsischen Bodeninformationssystems (NIBIS). *Arb.-H. Boden*, H. 2004/2, S. 1-409
- Müller U, Raissi F (2002) Arbeitshilfe für bodenkundliche Stellungnahmen und Gutachten im Rahmen der Grundwassernutzung. *Arbeitsheft Boden*, Heft 2002/2, Hannover
- Munk H (1972) Zur vertikalen Wanderung mineralischer Phosphorsäure bei starker Phosphatdüngung. *Landwirtsch. Forsch., Sonderh.*, Bd. 27, H. 1, 192-199
- MUNLV, Ministerium für Umwelt und Naturschutz, Landwirtschaft und Verbraucherschutz des Landes Nordrhein-Westfalen (Hrsg., 2003) *Entwicklung und Stand der Abwasserbeseitigung in Nordrhein-Westfalen*. 10. Aufl., Düsseldorf, 494 S.

- MUNLV, Ministerium für Umwelt und Naturschutz, Landwirtschaft und Verbraucherschutz des Landes Nordrhein-Westfalen (Hrsg., 2010) Entwicklung und Stand der Abwasserbeseitigung in Nordrhein-Westfalen – Ergänzende Flussgebietsbezogene Darstellung der Abwasseranlagen und ihrer Einleitungen. 14. Aufl., Düsseldorf, 431 S.
- Neuhaus H (1991) Stickstoff- und Phosphatmobilität bei Grünlandnutzung auf tonreichen Böden.- In: DVWK (Hrsg., 1991): Stoffumsatz und Wasserhaushalt landwirtschaftlich genutzter Böden.- DVWK-Schriften, H. 93, Hamburg u. Berlin, 41-63
- Nitratbericht (2012) Nitratbericht 2012 - Gemeinsamer Bericht der Bundesministerien für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit sowie für Ernährung, Landwirtschaft und Verbraucherschutz
- NLFB (2005) Grundwasser - Methodenbeschreibung. EG-WRRRL Bericht 2005. Niedersächsisches Landesamt für Bodenforschung (NLFB), Niedersächsisches Landesamt für Ökologie (NLÖ), Hannover
- Obermann P (1982) Hydrochemische/hydromechanische Untersuchungen zum Stoffgehalt von Grundwasser bei landwirtschaftlicher Nutzung. Bes. Mitt. Z. Dtsch. Gewässerkundlichen Jahrbuch, 42, 217 S. Bonn
- Offermann F, Banse M, Ehrmann M, Gocht A, Gömann H, Haenel H-D, Kleinhanß W, Kreins P, Ledebur O von, Osterburg B, Pelikan J, Rösemann C, Salamon P, Sanders J (2012) vTI-Baseline 2011-2021: Agrarökonomische Projektionen für Deutschland. Braunschweig: vTI, 82 p, Landbauforsch SH 355
- OSPAR Commission (Hrsg. 1998) Principles of the comprehensive study on riverine inputs and direct discharges (RID).-Reference 1998-05, o. O., 16 S.
- Osterburg B, Runge T (Hrsg.) (2007) Maßnahmen zur Reduzierung von Stickstoffeinträgen in Gewässer – eine wasserschutzorientierte Landwirtschaft zur Umsetzung der Wasserrahmenrichtlinie. Landbauforschung Völkenrode, Sonderheft 307
- PARCOM (Paris-Konvention zur Verhütung der Meeresverschmutzung) (1993) Dritte Sitzung der Ad-hoc-Arbeitsgruppe zur Reduzierung der Nährstoffeinträge aus der Landwirtschaft – Anlage 1: PARCOM-Richtlinien für die Berechnung von Mineralbilanzen
- Peschke G (1997) Der komplexe Prozess der Grundwasserneubildung und Methoden zu ihrer Bestimmung. In: Leibundgut C, Demuth S: Freiburger Schriften zur Hydrologie,5: 1-13; Freiburg
- Pihl U (1999) Bodenchemische Parameter als Prognosekriterien des potentiellen Phosphat-Austrags in Drän- und Grundwasser. Diss., Rhein. Friedrich-Wilhelms-Univ. Bonn, Agrikulturchem. Inst., 227 S.
- Pommer G, Schröpel R, Jordan F (2001) Austrag von Phosphor durch Oberflächenabfluss auf Grünland.- Wasser Boden, 53. Jg., H. 4, S. 34-38
- Pöthig H, Behrendt T, Opitz D, FURRER G(2010) A universal method to assess the potential of phosphorus loss from soil to aquatic ecosystems. – Environ. Sci. Pollut. R 17: 497-504.Pommer G, Schröpel R, Jordan F (2001) Austrag von Phosphor durch Oberflächenabfluss auf Grünland. Wasser Boden, 53. Jg., H. 4, 34-38
- Preuße H-U, Voss W (1979) Phosphataustrag durch Bodenerosion und Oberflächenabfluß. Mitt. Dtsch. Bodenkundl.Ges., Bd. 29, 959-964
- Richardson CF (1985) Mechanisms controlling phosphorus retention capacity in freshwater wetlands.- Science, Vol. 228, 1424-1427
- Roeschmann G (1960) Die Grundwasserböden des Emstales zwischen Rheine und Papenburg und ihre Beziehungen zur Geschichte des Emslaufes. Geol. Jahrb., Bd. 77, S. 741-820

- Rogler H, Schwertmann U (1981) Erosivität der Niederschläge und Isoerodentkarte von Bayern. In: Zeitschrift für Kulturtechnik und Flurbereinigung 22
- Rohmann U, Sontheimer H (1985) Nitrat im Grundwasser. DVGW-Forschungsstelle am Engler-Bunte-Institut der Universität Karlsruhe (TH), 468 S.; Karlsruhe
- Rückert, B. (2008) Ermittlung des Sediment- und Phosphateintrags in die Oberflächengewässer des Urftalsperren-Einzugsgebietes. Diplomarbeit am Forschungszentrum Jülich, ICG-4. Unveröffentlicht
- Scheffer B (1999) Stoffliche Belastung und Stoffausträge mit dem Sickerwasser bei Ackerböden. Mitt. Dtsch. Bodenkundl. Ges., Bd. 90, 85-94
- Scheffer B (2002) Nährstoffe im Boden und Gewässerbelastung in Norddeutschland. Arb.-H. Boden, H. 2002/3, 76-94
- Scheffer B, Bartels R (1980) Phosphatdynamik der Sandmischkultur Königsmoor.- In: Kuntze H, Vetter H (Hrsg., 1980) Bewirtschaftung und Düngung von Sandmischkulturen. Ber. d. Bodentechn. Inst. Bremen u. d. LUFA d. LWK Weser-Ems, Oldenburg, Oldenburg, 56-61
- Scheffer B, Blankenburg J (2004) Diffuse Nährstoffeinträge aus nordwestdeutschen Niederungsgebieten in Fließgewässer. Wasserwirtsch., Bd. 94, H. 3, 30-34
- Scheffer B, Foerster P (1991) Zum Phosphataustrag aus einem vererdeten Niedermoorboden bei Gülleanwendung.- In: VDLUFA (Hrsg., 1991) Umweltaspekte der Tierproduktion. VDLUFA-Schr.-R., Bd. 33, Darmstadt, 158-163
- Scheffer B, Kuntze H (1991) Nährstoffaustrag aus einem grundwassernahen Sandboden bei Mineral- und Gülledüngung. In: DVWK (Hrsg., 1991): Stoffumsatz und Wasserhaushalt landwirtschaftlich genutzter Böden. DVWK-Schriften, H. 93, Hamburg u. Berlin, 3-39
- Schmidt T, Osterburg B, Laggner A (2007) Datenauswertung zur Quantifizierung diffuser Stickstoffemissionen aus der Landwirtschaft. Arbeitsbericht FAL 02/2007. Braunschweig
- Schoumans OF (2004) Inventarisatie van de fosfaatverzuimiging van land-bouwgronden in Nederland.- Alterra rapport, Nr. 730.4, Wageningen, 50 S.
- Schreiber H, Behrendt H, Constantinescu LT, Cvitanic I, Drumea D, Jabucar D, Juran S, Pataki B, Snishko S, Zessner M (2005) Nutrient Emissions from Diffuse and Point Sources into the River Danube and its main Tributaries in the Period 1998-2000. Results and problems. Water Science and Technology, 51, 3-4, 283-290
- Schubert C (1997) Nährstoffbelastung in Marschgewässern – Nährstoffausträge, Vegetation und Wirbellosenbesiedlung in Gräben der Marsch am Beispiel des St. Peterkooges (NF). UBA-Texte, Bd. 19/97, Berlin, 74 S.
- Schulte-Kellinghaus S (1987) Über die Denitrifikation in der ungesättigten Zone mächtiger Lössen und grundwassernaher Standorte. Diss., Univ. Bonn, 190 S.
- Schwarze R, Herrmann A, Münch A, Grünewald U, Schöne M (1991) Rechnergestützte Analyse von Abflusskomponenten und Verweilzeiten in kleinen Einzugsgebieten. Acta hydrophys., 35(2): 143-184
- Schwertmann U, Vogl W, Kainz M (1990) Bodenerosion durch Wasser – Vorhersage des Abtrags und Bewertung von Gegenmaßnahmen. 2. Aufl., Stuttgart, 64 S.
- Sevruk B (1982) Methods of correction for systematic error in point precipitation measurement for operational use. WMO report 589, Geneva, Switzerland
http://books.google.de/books/about/Methods_of_correction_for_systematic_err.html?id=epgRAQAAIAAJ&redir_esc=y

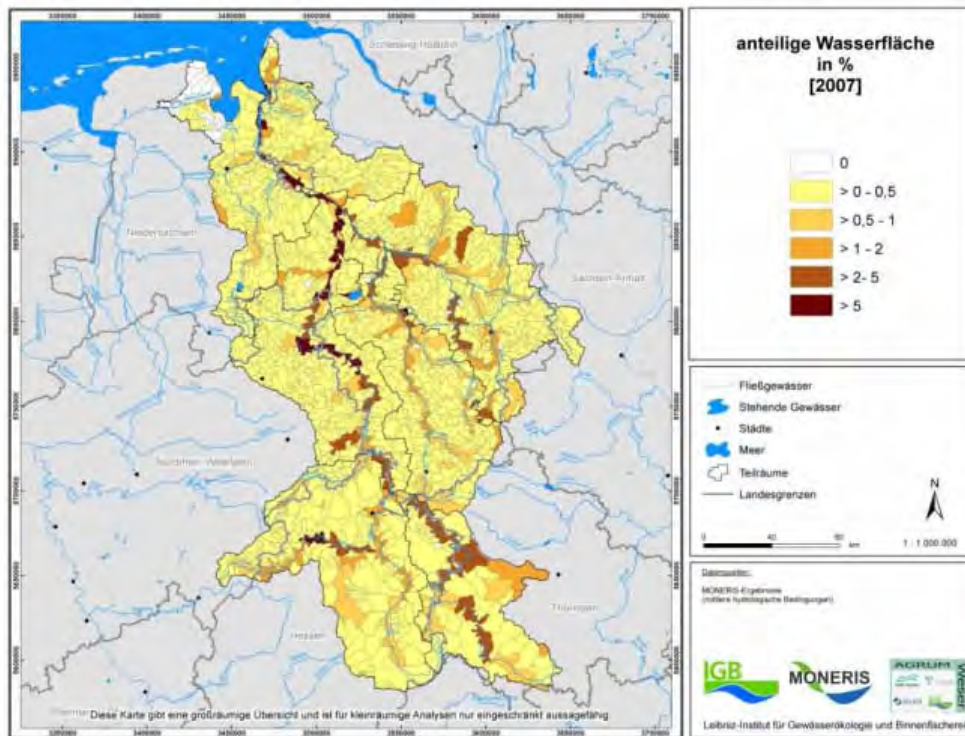
- Sommer M, Murschel B (1999) Erosion und Nährstoffabtrag. In: Dabbert S, Herrmann S, Kaule G, Sommer M (Hrsg., 1999) Landschaftsmodellierung für die Umweltplanung. Berlin u.a., 68-79
- Tarboton DG (1997) A new method for the determination of flow directions and upslope areas in grid digital elevation models. *Water Resources Res.*, Vol. 33, Nr. 2, 309-319
- Tetzlaff B (2006) Die Phosphatbelastung großer Flusseinzugsgebiete aus diffusen und punktuellen Quellen. PhD thesis, Universität Hannover/Forschungszentrum Jülich GmbH, Hannover/Jülich, Germany
- Tetzlaff B, Dörhöfer G, Kunkel R, Wendland F (2003) GIS-gestützte Ermittlung der Grundwasserneubildung in Niedersachsen. *Wasser Boden*, Bd. 55. Jg., H. 7+8, 53-57
- Tetzlaff B, Kuhr P, Wendland F (2008a) Ein neues Verfahren zur differenzierten Ableitung von Dränflächenkarten für den mittleren Maßstabsbereich auf Basis von Luftbildern und Geodaten. *Hydrologie und Wasserbewirtschaftung*, Bd. 52, H. 1, S. 9-18
- Tetzlaff B, Kuhr P, Wendland F (2008b) A new method for creating maps of artificially drained areas in large river basins based on aerial photographs and geodata. *Irrigation and Drainage*, online bei Wiley als DOI: 10.1002/ird.426
- Tetzlaff B, Kunkel R, Taugs R, Dörhöfer G, Wendland F (2004) Grundlagen für eine nachhaltige Bewirtschaftung von Grundwasserressourcen in der Metropolregion Hamburg. *Schriften des Forschungszentrums Jülich, Reihe Umwelt/Environment*, Band 46, Forschungszentrum Jülich GmbH, Jülich, Germany, 87 S.
- Tetzlaff B, Schreiner H, Vereecken H, Wendland F (2009) Modellgestützte Analyse signifikanter Phosphorbelastungen in hessischen Oberflächengewässern aus diffusen und punktuellen Quellen.- Abschlussbericht zum Kooperationsvertrag FZJ u. HLUG, Forschungszentrum Jülich, Reihe Energie und Umwelt, Bd. 29, 149 S.
- Thomas A (2003) Landwirtschaftliche Bildung und Beratung zum Gewässerschutz in Deutschland. Eine Analyse der Erfahrungen in den Bundesländern. Weikersheim: Margraf Verlag
- Tissen G (1991) Abschätzung der Auswirkungen einer Stickstoffsteuer auf die Ausnutzung des Güllestickstoffs in drei ausgewählten Landkreisen, Diplomarbeit, Bonn
- UBA (2010) Wasserwirtschaft in Deutschland – Teil 1 Grundlagen.
- UBA (2013) Die Wasserrahmenrichtlinie: Eine Zwischenbilanz zur Umsetzung der Maßnahmenprogramme 2012.
- US Soil Conservation Service (1972) *National Engineering Handbook (Chapter 4: Hydrology)*. 2nd Reprint. U.S. Dept. of Agriculture, Washington D.C.
- Van Beek CGEM (ed.) (1987) *Landbouw en Drinkwatervoorziening, orientierend Onderzoek naar de Beïnvloeding van de Grondwaterkwaliteit door Bemesting en het Gebruik van Bestrijdingsmiddelen; Onderzoek 1982-1987. Report Meded. 99, Keuringsinstituut voor Waterleidingsartikelen KIWA N.V., 99, Nieuwegein, The Netherlands*
- Venohr M (2006) Modellierung der Einflüsse von Temperatur, Abfluss und Hydromorphologie auf die Stickstoffretention in Flusssystemen. *Berliner Beiträge zur Ökologie* 14, Weißensee Verlag, Berlin, 193 S.
- Venohr M, Donohue I, Fogelberg S, Arheimer B, Irvine, K, Behrendt H (2005) Nitrogen retention in a river system under consideration of the river morphology and occurrence of lakes. *Water Science and Technology*, 51, 3-4, 19-29

- Venohr M, Hirt U, Hofmann J, Opitz D, Gericke A, Wetzig A, Natho S, Neumann F, Hürdler J, Matranga M, Mahnkopf J, Gagegast M, Behrendt H (2011) Modelling of Nutrient Emissions in River Systems – MONERIS – Methods and Background, *Internat. Rev. Hydrobiol.*, 96, 5, 435-483
- Vetter H, Steffens G (1981) Nährstoffverlagerung und Nährstoffeintrag in das oberflächennahe Grundwasser nach Güllendüngung. *Z. Kulturtechn. Flurberein.*, Bd. 22, 159-172
- Voss G (1985) Zur Nitratverlagerung in mächtigen Lössdecken des Vorgebirges bei Bonn. Diss., Univ. Bonn, 115 S.
- Walling DE (1983) The sediment delivery problem. In: *Journal of Hydrology* 65
- Walling DE, Webb BW (1985) Estimating the Discharge of Contaminants to Coastal Waters: Some Cautionary Comments. *Marine Pollut. Bull.*, Vol. 16, Nr. 12, 488-492
- Walling DE (1996) Suspended sediment transport by rivers: A geomorphological and hydrological perspective. In: *Arch. Hydrobiol. Spec. Issues Advance. Limnol.* 47
- Walther W, Reinstorf F, Pätsch M, Weller D (2003) Management tools to minimize nitrogen emissions into groundwater in agricultural used catchment areas, northern low plain of Germany. *Proceedings of the IAHR Congress "Water engineering and research in a learning society"*, Thessaloniki, Greece, 24-29 August 2003, Part B, 747-754
- Wendland F (1992) Die Nitratbelastung in den Grundwasserlandschaften „alter“ Bundesländer (BRD). *Berichte aus der Ökologischen Forschung*, 8: 150 S.; Jülich
- Wendland F, Albert H, Bach M, Schmidt R (1993) Atlas zum Nitratstrom in der Bundesrepublik Deutschland. Springer-Verlag; Heidelberg
- Wendland F, Bogena H, Goemann H, Hake JF, Kreins P, Kunkel R (2005) Impact of nitrogen reduction measures on the nitrogen loads of the river Ems and Rhine (Germany). *Physics and Chemistry of the Earth*, 30, 527-541
- Wendland F, Kunkel R (1999) Das Nitratabbauvermögen im Grundwasser des Elbeeinzugsgebietes. *Schr.-R. Umw./Envir. Forschungszentr. Jülich*, Vol. 13, Jülich, 166 S.
- Wendland F, Kunkel R, Voigt H-J (2004) Assessment of groundwater residence times in the pore aquifers of the River Elbe Basin. *Environmental Geology* 46, 1-9.
- Wendland, F., A. Blum, M. Coetsiers, R. Gorova, J. Griffioen, J. Grima, K. Hinsby, R. Kunkel, A. Marandi, T. Melo, A. Panagopoulos, H. Pauwels, M. Ruisi, P. Traversa, J. S. A. Vermooten & K. Walraevens (2008) European aquifer typology: a practical framework for an overview of major groundwater composition at European scale. *Environmental Geology*, 55 (1), 77-85.
- Wendland F, Kreins P, Kuhr P, Kunkel R, Tetzlaff B, Vereecken H (2010) Räumlich differenzierte Quantifizierung der N- und P-Einträge in Grundwasser und Oberflächengewässer in Nordrhein-Westfalen unter besonderer Berücksichtigung diffuser landwirtschaftlicher Quellen. *Forschungszentrum Jülich, Reihe Energie und Umwelt*, Bd. 88, 216 S.
- Werner W, Olf H-W, Auerswald K, Isermann K (1991) Stickstoff- und Phosphoreintrag in Oberflächengewässer über „diffuse Quellen“. In: Hamm A (ed.) *Studie über Wirkungen und Qualitätsziele in Fließgewässern*. Academia Verlag, Sankt Augustin, 665-764
- Wichtmann W (1994) Stoffeintrag aus landwirtschaftlichen Dränflächen in Fließgewässer. Diss., Christian-Albrechts-Univ. Kiel, Inst. f. Wasserwirtsch. u. Landschaftsökol., *Schr. Inst. f. Wasserwirtsch. u. Landschaftsökol. Univ. Kiel*, H. 21, 201 S.

- Wienhaus S, Höper H, Eisele M, Meesenburg HU, Schäfer W (2008) Nutzung bodenkundlich-hydrogeologischer Informationen zur Ausweisung von Zielgebieten für den Grundwasserschutz – Ergebnisse eines Modellprojektes (NOLIMP) Zur Umsetzung der EG-Wasserrahmenrichtlinie. Landesamt für Bergbau, Energie und Geologie (LBEG), GEOBERICHTE 9, Hannover.
- Wilke B, Schaub D (1996) Phosphatanreicherung bei Bodenerosion. Mitt. Dtsch. Bodenkundl. Ges., Bd. 79, 435-438
- Wundt W (1958) Die Kleinstwasserführung der Flüsse als Maß für die verfügbaren Grundwassermengen. In: Grahmann R: Die Grundwässer in der Bundesrepublik Deutschland und ihre Nutzung. (Forsch. Dtsch. Landeskunde, Bd. 104), Remagen, 47-54
- Zessner M, Blaschke A, Kavka G, Farnleitner AH, Kroiss H, Gutknecht D, Mach RL (2003)"Untersuchungen zur Abwasserversickerung."; Österreichische Wasser- und Abfallwirtschaft, 55 (2003), 3/4; S. 63-78
- Zessner M, Kovacs A, Schilling C, Hochedlinger G, Gabriel O., Natho S, Thaler S, Windhofer G (2011) Enhancement of the MONERIS Model for Application in Alpine Catchments in Austria, Internat. Rev. Hydrobiol., 96(5), 541–560.
- Zweynert U, Behrendt H, Zweynert M (2004) Berechnung der jährlichen Stoff-frachten in Fließgewässern - Ein neuer Ansatz im Vergleich mit etablierten Modellen. In: Tagungsberichte 2003 der Deutschen Gesellschaft für Limnologie e.V. (DGL) und der deutschsprachigen Sektion der Societas Internationalis Limnologiae (SIL), Köln, 29.09.-03.10.2003. Weißensee Verlag, Berlin, Band 2, 643-648

11 Anhang

Karte 124: Anteil der Wasserfläche an der Analysegebietsfläche bei mittleren hydrologischen Bedingungen (2007)



Karte 125: NH_x -Deposition 2007

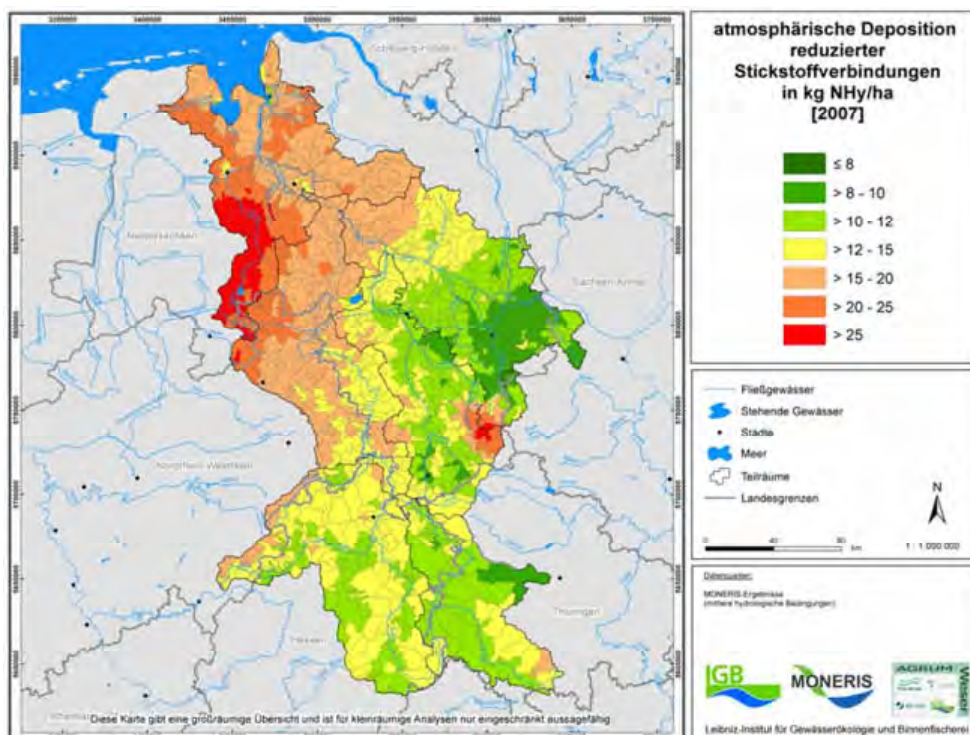


Tabelle 60: Datengrundlagen für die Modellierung mit dem Modell MONERIS

Thema	Daten	Daten-format	Maßstab, Rasterweite	Herkunft der Daten	Bemerkungen	Zeitraum
Relief	Digitales Höhenmodell	Grid	100 x 100 m	Daten der Bundesländer		-
Klima	Niederschlagsdaten	Textdatei	Stationswerte für über 1.500 Stationen	Deutscher Wetterdienst (DWD)	Datensatz mit täglichen Niederschlägen	1950-2005 (soweit vorhanden)
	Aktuelle Evapotranspiration	Grid	100x100m	The International Climate Change Partnership, ICCP Actual Evapotranspiration		1961 - 1990
Boden	Bodenkarten der Bundesländer (BK50)	Shapefile	1:50.000	Daten der Bundesländer	In Thüringen: Boden-geologische Konzeptkarte; einige Bodenparameter fehlen	-
	Bodenübersichtskarte (BÜK 1000)	Shapefile	1:1.000.000		Zur Ergänzung bei Fehlstellen der Länderdaten und zum Vergleich mit der BK50	-
Land-nutzung	Regional Land Cover	Shapefile	1:25.000	INFOTERRA	Aus Satelliten-Bildern abgeleitete Landbedeckungs- und Landnutzungsinformationen	-
	Corine Landcover	Vektor/Raster	1:100.000	CORINE-Programm der Europäischen Umweltagentur	Verwendung nur für Belegung von Restflächen	-
Hydro-logie	Oberflächen-wasserkörper	Shapefile	ca. 1:50.000	Daten der Bundesländer	Wasserkörper nach WRRL	-
	Daten der Abfluss-messstellen	MS Excel-Tabellen	Punktdaten	Daten der Bundesländer	Tägliche Werte der Abflüsse	Ca. 1950-2002/04 mit Lücken
	Gewässergütedaten	MS Excel-Tabellen	Punktdaten	Daten der Bundesländer; ARGE Elbe		Ca. 1970-2002/04 mit Lücken
	Gewässernetz	Shapefile	1:100.000	Umweltbundesamt		-
	Wassertemperatur	MS Excel-Tabellen	Punktdaten	Daten der Bundesländer; ARGE Elbe		Ca. 1970-2002/04 mit Lücken
Geologie	Geologische Übersichtskarte	Shapefile	1:1.000.000	Bundesanstalt für Geowissenschaften und Rohstoffe (BGR)		-
Dränagen	Daten zur Lage von Dränageflächen (Eigenerstellung FZ Jülich)	Raster	ca. 1:25.000	Forschungszentrum Jülich		Aktuelle Dränageflächen

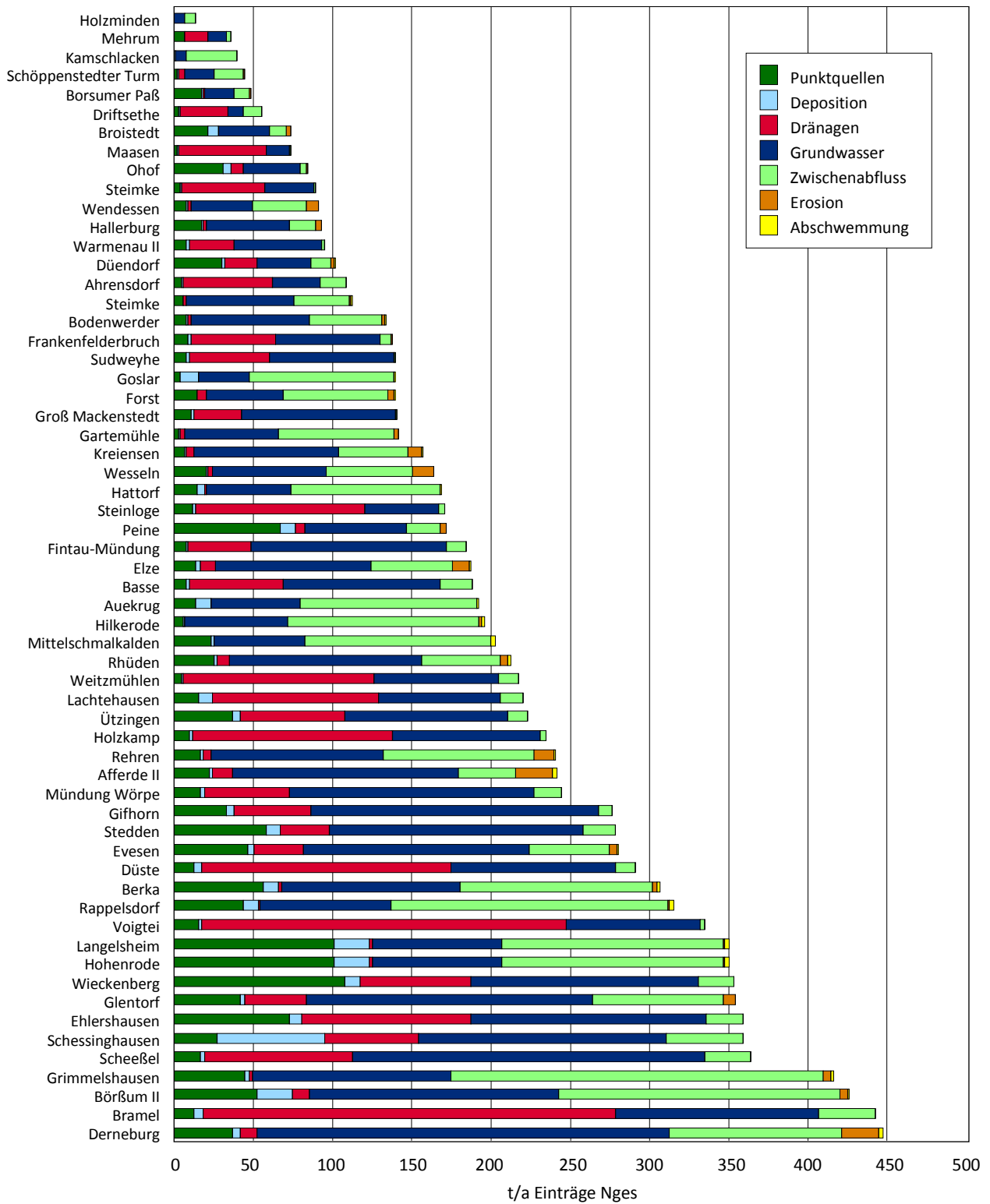
Quelle: Zusammenstellung IGB.

Tabelle 60: Datengrundlagen für die Modellierung mit dem Modell MONERIS – Fortsetzung

Thema	Daten	Datenformat	Maßstab, Rasterweite	Herkunft der Daten	Bemerkungen	Zeitraum
Stickstoffdeposition	Karte der Stickstoffdeposition (German deposition)	Raster	1 km x 1 km	Bundesforschungsanstalt für Landwirtschaft (FAL)		1995, 1997, 1999, 2000-2004
	Karte der Stickstoffdeposition (EMEP)	Raster	50 km x 50 km	European Monitoring and Evaluation Program (EMEP)		1980/85-2000
Punktquellen	Einträge aus kommunalen Kläranlagen	MS Excel-Tabellen	Punktdaten	Geschäftsstelle Weser	Mittlere Jahresfrachten für Stickstoff- und Phosphor der Kläranlagen und industriellen Direkteinleiter	2002/03
Statistische Daten	Angaben zu Anteilen von Misch- und Trennkanalisation am Kanalsystem	SPSS-Daten	Daten auf Gemeindeebene	Forschungsdatenzentrum Berlin (FDZ)		2004
	Zahl, Standort und Ausbaugröße von Regenbecken	SPSS-Daten	Daten auf Kreisebene	Forschungsdatenzentrum Berlin (FDZ)		2004
	Bevölkerung	SPSS-Daten	Daten auf Gemeindeebene	Forschungsdatenzentrum Berlin (FDZ)		2004
	Angeschlossene Einwohner an Kanalisation und Kläranlagen	SPSS-Daten	Daten auf Gemeindeebene	Forschungsdatenzentrum Berlin (FDZ)		2004
Erosion	ABAG-Faktoren	Grid	100 x 100 m	IGB	Eigenberechnung IGB	
Stickstoffsaldo	Stickstoffüberschuss	MS Excel-Tabellen	Daten auf Gemeindeebene für alte BULÄ, Kreisebene für neue BULÄ	Bundesforschungsanstalt für Landwirtschaft (FAL)		1999, später: 2003
Phosphorakkumulation	Phosphorakkumulation im Oberboden	MS Excel-Tabellen	Daten auf Länderebene	IGB	Eigenberechnung IGB	1955-2004

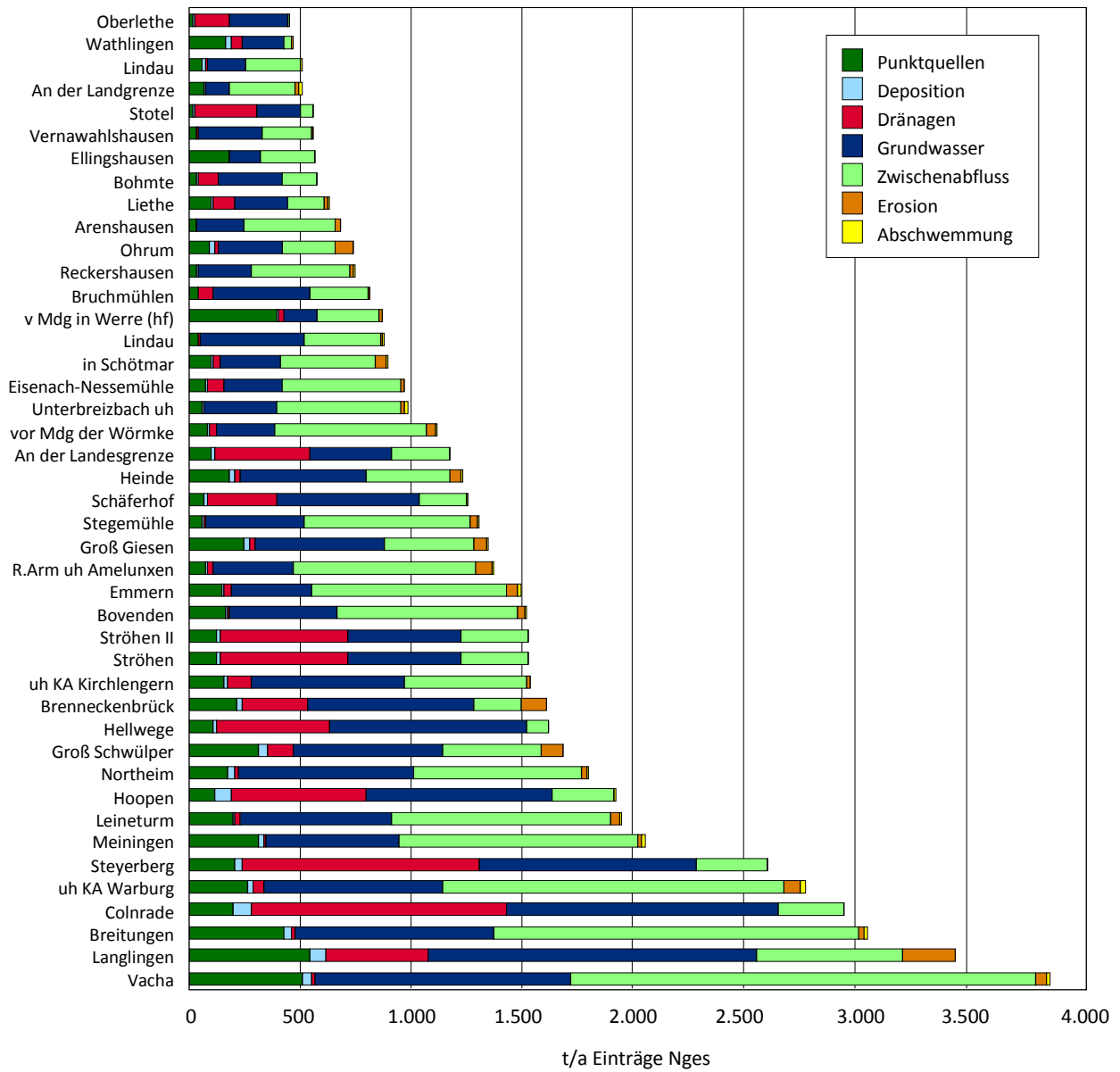
Quelle: Zusammenstellung IGB.

Abbildung 47: Anteil der einzelnen Eintragspfade an den Stickstoffeinträgen in die Oberflächengewässer der Flussgebietseinheit Weser mit Gesamteinträgen <450 t N/a



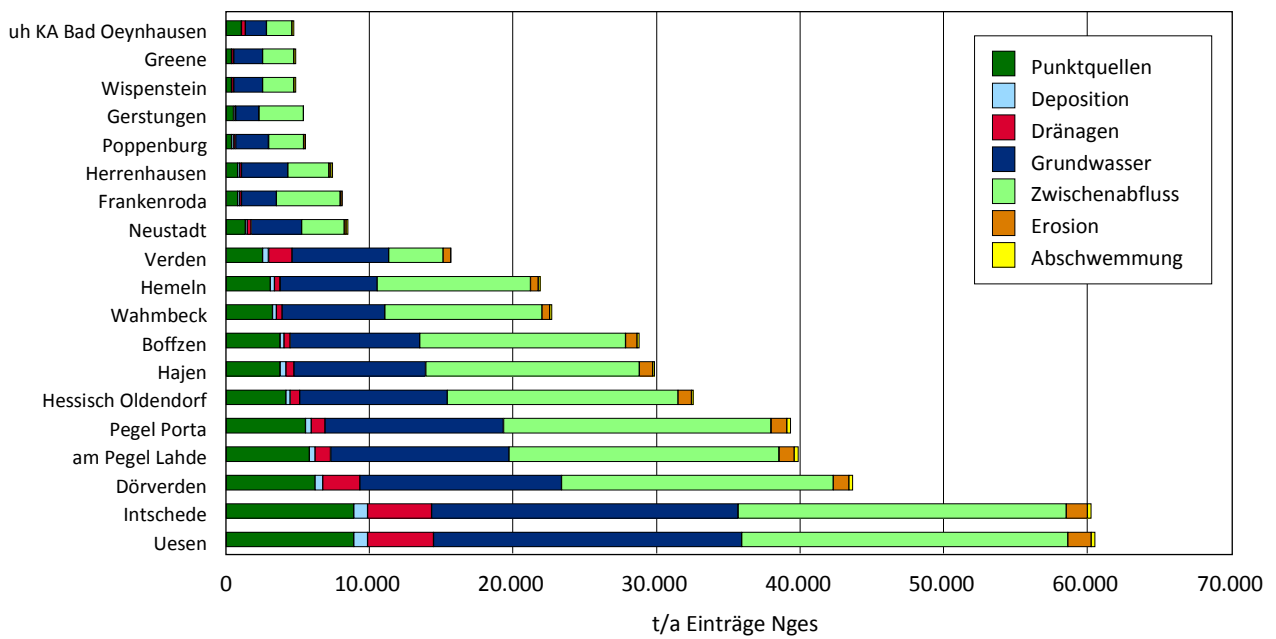
Quelle: Eigene Berechnungen FZJ.

Abbildung 48: Anteil der einzelnen Eintragspfade an den Stickstoffeinträgen in die Oberflächengewässer der Flussgebietseinheit Weser mit Gesamteinträgen 450 bis 4.000 t N/a



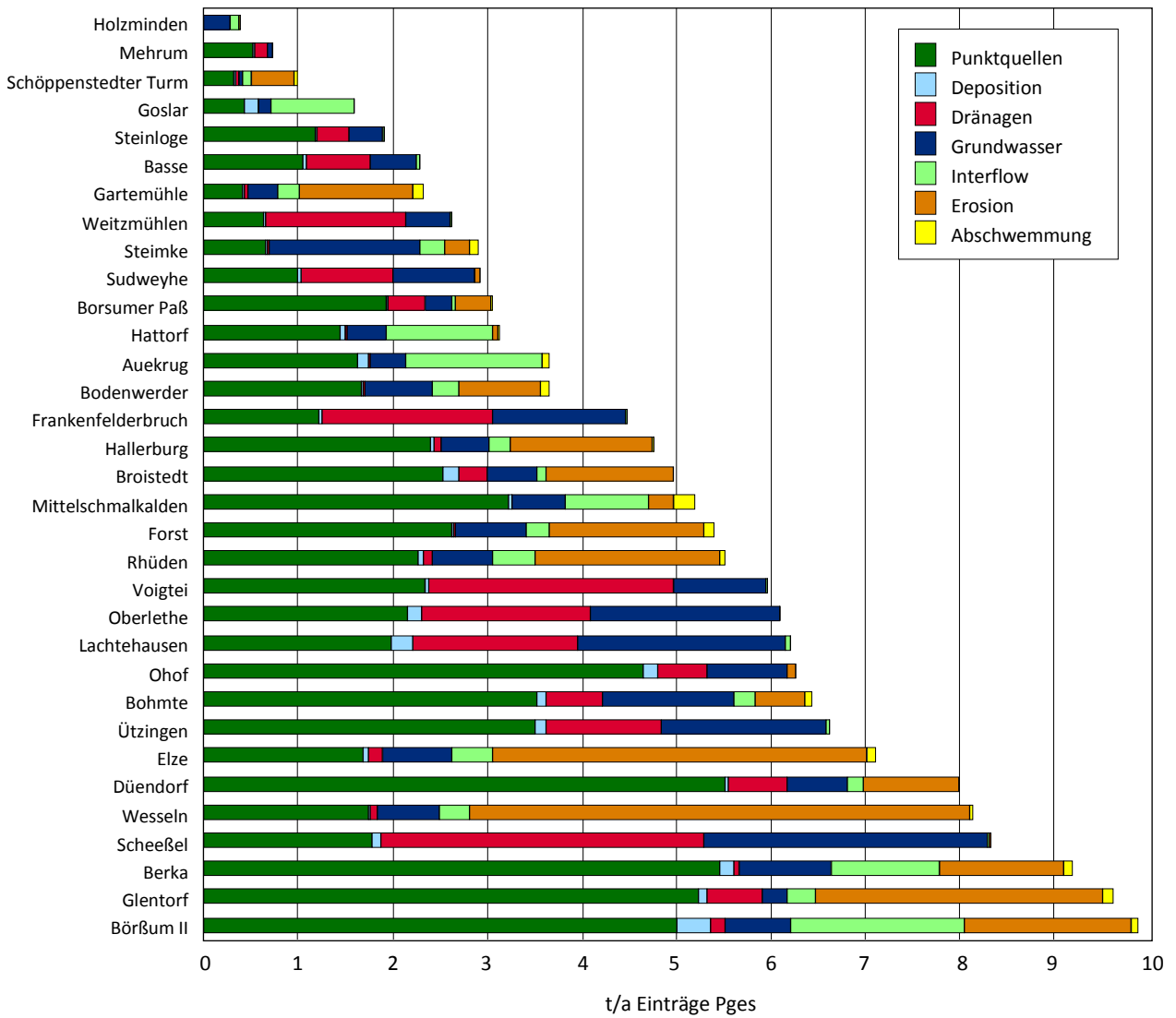
Quelle: Eigene Berechnungen FZJ.

Abbildung 49: Anteil der einzelnen Eintragspfade an den Stickstoffeinträgen in die Oberflächengewässer der Flussgebietseinheit Weser mit Gesamteinträgen >4.000 t N/a



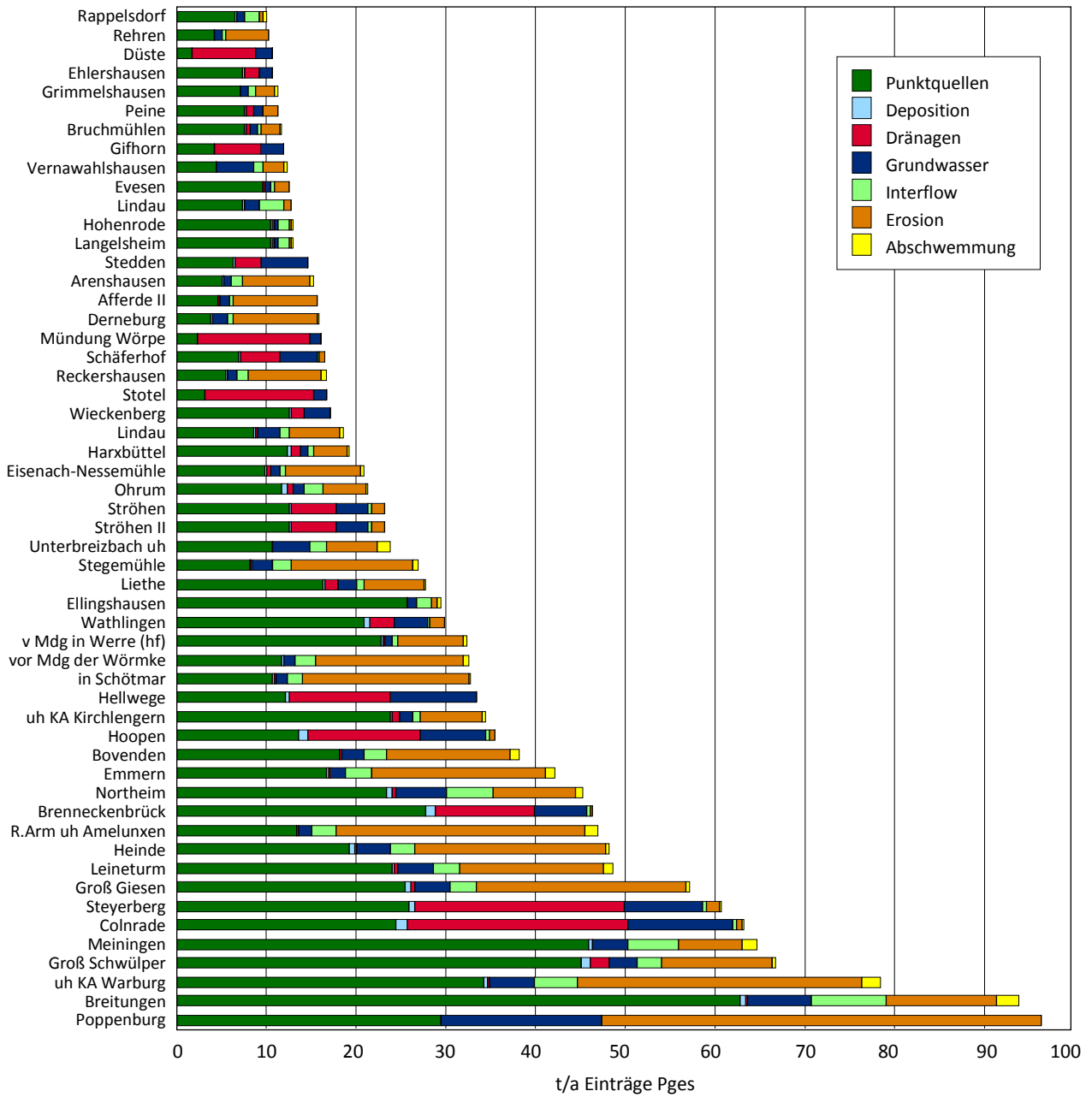
Quelle: Eigene Berechnungen FZJ.

Abbildung 50: Phosphoreinträge in Teileinzugsgebieten der Flussgebietseinheit Weser nach Eintragspfaden absolut (bis 10 t/a)



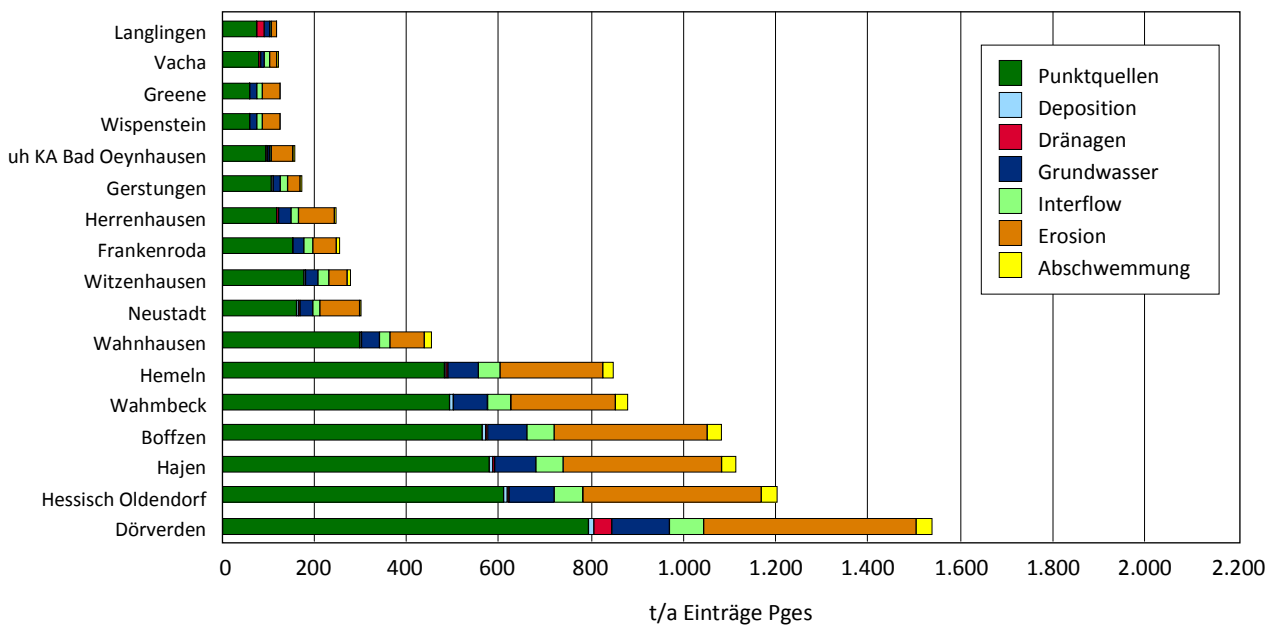
Quelle: Eigene Berechnungen FZJ.

Abbildung 51: Phosphoreinträge in Teileinzugsgebieten der Flussgebietseinheit Weser nach Eintragspfaden absolut (>10 und <100 t/a)



Quelle: Eigene Berechnungen FZJ.

Abbildung 52: Phosphoreinträge in Teileinzugsgebieten der Flussgebietseinheit Weser nach Eintrittspfaden absolut (>100 t/a und <2.200 t/a)



Quelle: Eigene Berechnungen FZJ.

11.1 Ausgewählte ergänzende Maßnahmen aus dem LAWA-Maßnahmenkatalog

Die nachfolgenden und weitere Maßnahmen finden sich bei Osterburg et al. (2007).

11.1.1 Keine Wirtschaftsdüngerausbringung nach der Ernte

Zielsetzung: Ersatz von Mineraldünger durch eine Verbesserung der N-Ausnutzung aus Wirtschaftsdüngern und Vermeidung erhöhter N-Auswaschung über Winter

Bewirtschaftungsbedingungen	Erläuterung
keine Ausbringung von Gülle, Jauche, Geflügelkot, Gärsubstrate, Sekundärrohstoffen nach der Ernte der Hauptfrucht im gesamten Betrieb (Ausnahme zu ZF und Raps bis zum 15.9., auf Grünland bis zum 31.09.) nur für Betriebe mit Einsatz von über 100 kg N aus den genannten betriebseigenen organischen Dünger pro Hektar LF	Vermeidung hoher Herbst-N _{min} -Werte Vermeidung von hohen Mitnahmeeffekten für Betriebe mit geringem organischen N-Einsatz
Referenzsituation ohne Maßnahme (zur Wirkungsabschätzung)	
Wirtschaftsdüngerausbringung nach Ernte der Hauptfrucht im Rahmen der Beschränkungen durch die Düngeverordnung (Düngung zur Strohrotte bis 80 kg N/ha)	

Eignungsbewertung: +++ = sehr gut, ++ = gut, + = mäßig, 0 = ungeeignet, - negativ

Boden-Klima-Raum	Betriebstyp / Norg-Anfall	Flächennutzung	
leicht, < 600 mm	MF < 40 kg N/ha	Acker	
leicht, ≥ 600 mm	VE 40 - 120 kg N/ha	Grünland	
schwer, < 600 mm	VE > 120 kg N/ha	Dauerkultur	
schwer, ≥ 600 mm	FB 40 - 120 kg N/ha	Gemüse	
Moorstandorte	FB > 120 kg N/ha		
Erläuterung Flächeneignung: in Regionen mit intensivem Einsatz organischen Stickstoffs			
Entgelt [€/ha]	Erfolgsparameter	Minderung [kg N/ha]	Kostenwirksamkeit [€/kg N]
min. Mittel max.		min. Mittel max.	min. Mittel max.
10 20 30	N-Saldo	20 30 40	0,3 0,7 1,5
	Herbst-N _{min}	20 30 40	0,3 0,7 1,5
	N-Fracht	5 10 30	0,3 2,0 6,0
Umsetzbarkeit der Maßnahme		sonstige ökologische Wirkungen	
Akzeptanz	++	Klimaschutz	++
Prüffähigkeit	++	Landschafts- und Naturschutz	0
Verwaltungsaufwand	+	Bodenschutz, Erosion und Oberflächenabfluss	+

Kommentare: Zum effizienten Einsatz dieser Maßnahme ist die Einbeziehung der Gesamtbetriebsfläche erforderlich. Die Entschädigungssätze beziehen sich auf die Flächen ohne Brachen und Schwarzbrachen über Winter. Ein Export von Gülle in andere, benachbarte Betriebe kann regionale Wirkung der Maßnahme aufheben. Maßnahmenwirkung ähnlich einer Anforderung an die Mindestlagerungsdauer von Gülle. Die Maßnahme honoriert einen Verzicht auf Gülleeinsatz zur Strohrotte, der durch DüV erlaubt ist.

11.1.2 Zwischenfrucht mit frühem Umbruch

Zielsetzung: Vermeidung der Nitratauswaschung im Winter durch Zwischenspeicherung in Pflanzenmasse/Boden

Bewirtschaftungsbedingungen	Erläuterung
Einsaat kurz nach Ernte der Vorfrucht, spätester Einsaattermin 01.09., Ausfallraps und stehen gelassene Brachen gelten als Zwischenfrüchte bei Andüngung DüV beachten: max. 40 kg N/ha als Ammonium (verfügbares N), max. 80 kg gesamt-N/ha leguminosenfreies Saatgut frühester Umbruchtermin: 15.01. des Folgejahres, bei schweren Böden frühestens ab dem 15.11. des Einsaatjahres der Zwischenfrucht keine Beweidung	Maßnahmenwirkung setzt gute Entwicklung der Zwischenfrucht (ZF) voraus Verzicht auf Andüngung aus Gründen des Wasserschutzes empfehlenswert. Die Wirkungssicherheit der Maßnahme kann u. U. durch geringe Andüngung erhöht werden. Vermeidung zusätzlicher N-Einträge aus Fixierung von Luft-Stickstoff Vermeidung bzw. Verzögerung der Freisetzung des in der ZF gespeicherten Stickstoffs vor dem Winter Vermeidung erhöhter punktueller N-Auswaschungen durch tierische N-Ausscheidungen (vorsorgende Auflage) Empfehlung: Anrechnung der Düngung zur Zwischenfrucht zu 100 % bei Düngung der nachfolgenden Hauptfrucht zur Vermeidung erhöhter N-Salden, wenn keine Abfuhr der ZF
Referenzsituation ohne Maßnahme (zur Wirkungsabschätzung)	
Schwarzbrache vor Sommerung (Fläche mit Stoppelpflanzung und/oder Pflugfurche im Herbst)	

Eignungsbewertung: +++ = sehr gut, ++ = gut, + = mäßig, 0 = ungeeignet, - negativ

Boden-Klima-Raum			Betriebstyp / Norg-Anfall		Flächennutzung							
leicht,	< 600 mm	+	MF < 40 kg N/ha	++	Acker	++						
leicht,	>= 600 mm	++	VE 40 - 120 kg N/ha	++	Grünland	0						
schwer,	< 600 mm	+	VE >120 kg N/ha	++	Dauerkultur	0						
schwer,	>= 600 mm	++	FB 40 – 120 kg N/ha	++	Gemüse	++						
Moorstandorte		+	FB > 120 kg N/ha	++								
Erläuterung Flächeneignung: auf Acker vor Sommerung, Vorfrucht bis Ende August geerntet												
Entgelt [€/ha]			Erfolgparameter			Minderung [kg N/ha]			Kostenwirksamkeit [€/kg N]			
min.	Mittel	max.				min.	Mittel	max.	min.	Mittel	max.	
40	70	100	N-Saldo			0	20	40	1,0	3,5	9999	
			Herbst-N _{min}			20	40	60	0,7	1,8	5,0	
			N-Fracht			15	20	25	1,6	3,5	6,7	
Umsetzbarkeit der Maßnahme						sonstige ökologische Wirkungen						
Akzeptanz						+++			Klimaschutz			+
Prüffähigkeit						++			Landschafts- und Naturschutz			++
Verwaltungsaufwand						+++			Bodenschutz, Erosion und Oberflächenabfluss			+++

Kommentare: Bei guter Etablierung sichere Minderungswirkung auf Herbst-N_{min} auf leichten bis mittelschweren Böden. Wichtig ist eine ausreichend frühe Saat in Sommer; ggf. Anreize für möglichst frühe Aussaat. Zwischenfruchtanbau setzt ein ausreichendes Wasserangebot im Herbst voraus und reduziert die Sickerwassermenge. In Trockengebieten ohne Beregnungsmöglichkeit ist die Maßnahme schwierig umzusetzen. Eine Erhöhung des N-Saldos kann nicht ausgeschlossen werden, da Anrechnung des zwischengespeicherten N auf die Folgefrucht schwer kontrollierbar ist. In Höhenlagen erschwert die verkürzte Vegetationsdauer den Anbau von Zwischenfrüchten. Expertenkommentar: Um das Risiko erhöhter N-Salden auszuschließen, muss die Maßnahme mit Vorgaben für eine Mindestanrechnung für die Folgekultur gekoppelt werden (Nachweis/ Kontrolle über Aufzeichnungen).

11.1.3 Zwischenfrucht mit spätem Umbruch

Zielsetzung: Vermeidung der Nitratauswaschung im Winter durch Zwischenspeicherung in Pflanzenmasse/Boden

Bewirtschaftungsbedingungen	Erläuterung
Einsaat kurz nach Ernte der Vorfrucht, spätester Einsaattermin 01.09., Ausfallraps und stehen gelassene Brachen gelten als Zwischenfrüchte	Maßnahmenwirkung setzt gute Entwicklung der Zwischenfrucht (ZF) voraus
bei Andüngung DüV beachten: max. 40 kg N/ha als Ammonium (verfügbares N), max. 80 kg gesamt-N/ha	Verzicht auf Andüngung aus Gründen des Wasserschutzes empfehlenswert. Die Wirkungssicherheit der Maßnahme kann u. U. durch geringe Andüngung erhöht werden.
leguminosenfreies Saatgut, in ökologisch wirtschaftenden Betrieben max. 30 Gewichts-% Leguminosen am Saatgut	Vermeidung zusätzlicher N-Einträge aus Fixierung von Luft-Stickstoff; Leguminosen geringeres Problem wenn Umbruch erst im späten Frühjahr
frühester Umbruchtermin: standortabhängig ab 15.2. des Folgejahres	Vermeidung und Verzögerung der Freisetzung des in der ZF gespeicherten Stickstoffs vor dem Winter; Empfehlung: Umbruch frühestens drei Wochen vor Aussaat der Folgefrucht
keine Beweidung	Vermeidung erhöhter punktueller N-Auswaschungen durch tierische N-Ausscheidungen (vorsorgende Auflage) Empfehlung: Anrechnung der Düngung zur Zwischenfrucht zu 100 % bei Düngung der nachfolgenden Hauptfrucht zur Vermeidung erhöhter N-Salden, wenn keine Abfuhr der ZF
Referenzsituation ohne Maßnahme (zur Wirkungsabschätzung)	
Schwarzbrache vor Sommerung (Fläche mit Stoppelpflanzung und/oder Pflugfurche im Herbst)	

Eignungsbewertung: +++ = sehr gut, ++ = gut, + = mäßig, 0 = ungeeignet, - negativ

Boden-Klima-Raum			Betriebstyp / Norg-Anfall			Flächennutzung					
leicht,	< 600 mm	++	MF < 40 kg N/ha	++	Acker	+++					
leicht,	≥ 600 mm	+++	VE 40 - 120 kg N/ha	+++	Grünland	0					
schwer,	< 600 mm	+	VE >120 kg N/ha	+++	Dauerkultur	0					
schwer,	≥ 600 mm	++	FB 40 - 120 kg N/ha	+++	Gemüse	+++					
Moorstandorte		+++	FB > 120 kg N/ha	+++							
Erläuterung Flächeneignung: auf Acker vor Sommerung, Vorfrucht bis Ende August geerntet											
Entgelt [€/ha]			Erfolgsparemeter			Minderung [kg N/ha]			Kostenwirksamkeit [€/kg N]		
min.	Mittel	max.				min.	Mittel	max.	min.	Mittel	max.
40	90	120	N-Saldo			0	20	40	1,0	4,5	9999
			Herbst-N _{min}			30	40	60	0,7	2,3	4,0
			N-Fracht			25	35	50	0,8	2,6	4,8
Umsetzbarkeit der Maßnahme						sonstige ökologische Wirkungen					
Akzeptanz			+++			Klimaschutz			+		
Prüffähigkeit			++			Landschafts- und Naturschutz			++		
Verwaltungsaufwand			+++			Bodenschutz, Erosion und Oberflächenabfluss			+++		

Kommentare: Bei guter Etablierung sichere Minderungswirkung auf Herbst-N_{min} auf leichten bis mittelschweren Böden. Wichtig ist eine ausreichend frühe Saat in Sommer; ggf. Anreize für möglichst frühe Aussaat. Zwischenfruchtanbau setzt ein ausreichendes Wasserangebot im Herbst voraus und reduziert die Sickerwassermenge. In Trockengebieten ohne Beregnungsmöglichkeit ist die Maßnahme schwierig umzusetzen. Eine Erhöhung des N-Saldos kann nicht ausgeschlossen werden, da Anrechnung des zwischengespeicherten N auf Folgefrucht schwer kontrollierbar ist. In Höhenlagen erschwert die verkürzte Vegetationsdauer den Anbau von Zwischenfrüchten. Expertenkommentar: Um das Risiko erhöhter N-Salden auszuschließen, muss die Maßnahme mit Vorgaben für eine Mindestanrechnung für die Folgekultur gekoppelt werden (Nachweis/ Kontrolle über Aufzeichnungen).

11.1.4 Einsatz von Grundwasser schonender Ausbringungstechnik für Gülle und Gärsubstrate

Zielsetzung: Ersatz von Mineraldünger durch eine Verbesserung der N-Ausnutzung aus Wirtschaftsdüngern

Bewirtschaftungsbedingungen	Erläuterung
Ausbringung von Gülle und Gärsubstraten mit Schleppschlauch-, Schleppschuh- oder Schlitztechnik in wachsende Getreide- und Rapsbestände sowie auf Grünland und Ackergras	Förderung der Gülleausbringung im Frühjahr, um die Mineraldüngung zu reduzieren
Ausbringung im Frühjahr/Sommer (ab 01.02. bis 15.07.)	Verbesserung der Verwertung des Stickstoff aus der Gülle bzw. Gärsubstrat; auf Herbstausbringung verzichten
Erstellung einer Düngungsplanung	Berücksichtigung der verbesserten Düngewirkung von Gülle und Gärsubstrat
Gülle- bzw. Gärsubstratuntersuchung vor Ausbringung	Bestimmen der Nährstoffgehalte (Schnelltest), um Ausbringungsmenge und/oder ergänzende Mineraldüngung ermitteln zu können
Nachweis über Höhe und Fläche der Ausbringung als Beleg bei Fremdausbringung oder als Selbsterklärung	
Anlage eines Düngefensters pro Kultur (Stickstoff-Nulldüngung) bei nachfolgender Mineraldüngung, Arbeitsbreite x 20 m	Erfassung der N-Nachlieferung und Berücksichtigung in der nachfolgenden Düngung
Referenzsituation ohne Maßnahme (zur Wirkungsabschätzung)	
Gülleausbringung mit Breitverteiler	

Eignungsbewertung: +++ = sehr gut, ++ = gut, + = mäßig, 0 = ungeeignet, - negativ

Boden-Klima-Raum			Betriebstyp / Norg-Anfall		Flächennutzung						
leicht, < 600 mm	+++	MF < 40 kg N/ha	0	Acker	+++						
leicht, >= 600 mm	+++	VE 40 - 120 kg N/ha	++	Grünland	++						
schwer, < 600 mm	+	VE >120 kg N/ha	+++	Dauerkultur	+						
schwer, >= 600 mm	++	FB 40 - 120 kg N/ha	++	Gemüse	0						
Moorstandorte	++	FB > 120 kg N/ha	+++								
Erläuterung Flächeneignung: Wachsende Getreide- und Rapsbestände (Schleppschlauch); Grünland und Ackergras (Schleppschuh, Schlitztechnik)											
Entgelt [€/ha]			Erfolgsparameter			Minderung [kg N/ha]			Kostenwirksamkeit [€/kg N]		
min.	Mittel	max.				min.	Mittel	max.	min.	Mittel	max.
15	25	35	N-Saldo			10	25	40	0,4	1,0	3,5
			Herbst-N _{min}			0	10	20	0,8	2,5	9999
			N-Fracht			0	10	20	0,8	2,5	9999
Umsetzbarkeit der Maßnahme						sonstige ökologische Wirkungen					
Akzeptanz			+++			Klimaschutz			+++		
Prüffähigkeit			+++			Landschafts- und Naturschutz			+		
Verwaltungsaufwand			++			Bodenschutz, Erosion und Oberflächenabfluss			0		

Kommentare: Ausbringung von Gülle kann mit grundwasserschonender Ausbringungstechnik verstärkt im Frühjahr stattfinden; auf Acker v. a. Schleppschlauchtechnik, Schleppschuh- und Schlitztechnik auf Grünland, bisher kaum Einsatz von Injektionstechnik. Nur bei Einsparung von Mineraldünger (z. B. bei der Frühjahrsdüngung) kann eine positive Bilanzwirkung erreicht werden. Expertenkommentar: Schlitztechnik wg. ungünstiger Wirkung auf die Narbe für Grünland weniger geeignet (Verätzung, Boden- und Narbenschäden); auf Grünland ist die Einhaltung eines nicht zu hohen TS-Gehaltes (< 8 %) für die gute Wirksamkeit zu beachten.

11.1.5 Grünlandextensivierung

Zielsetzung: Verminderung des N-Überschusses

Bewirtschaftungsbedingungen	Erläuterung
durchschnittlicher jährlicher Viehbesatz (Viehbesatzstärke) unter 1,4 RGV/ha Hauptfutterfläche kein Einsatz minderalischer N-Düngemittel mindestens eine Schnittnutzung pro Jahr keine Meliorationsmaßnahmen keine Umwandlung von Grünland in Ackerland	Vermeidung von hohen N-Auswaschungen über tierische Ausscheidungen zusätzliche Düngung würde zu vermehrten N-Austrägen führen Abfuhr von Erntegut muss gewährleistet sein, sonst keine Verminderung der N-Bilanzüberschüsse Vermeidung von Mineralisierungsschüben N-Bodenvorrat konservieren
Referenzsituation ohne Maßnahme (zur Wirkungsabschätzung)	
Intensivere Grünlandnutzung mit höherer Viehbesatzstärke je Hektar Grünland und Mineraldüngung	

Eignungsbewertung: +++ = sehr gut, ++ = gut, + = mäßig, 0 = ungeeignet, - negativ

Boden-Klima-Raum			Betriebstyp / Norg-Anfall		Flächennutzung						
leicht,	< 600 mm	+++	MF < 40 kg N/ha	0	Acker	0					
leicht,	>= 600 mm	+++	VE 40 - 120 kg N/ha	0	Grünland	+++					
schwer,	< 600 mm	+	VE >120 kg N/ha	0	Dauerkultur	0					
schwer,	>= 600 mm	+	FB 40 - 120 kg N/ha	++	Gemüse	0					
Moorstandorte		+++	FB > 120 kg N/ha	+++							
Erläuterung Flächeneignung: in Regionen mit intensiver Grünlandbewirtschaftung											
Entgelt [€/ha]			Erfolgsparemeter			Minderung [kg N/ha]			Kostenwirksamkeit [€/kg N]		
min.	Mittel	max.				min.	Mittel	max.	min.	Mittel	max.
80	100	150	N-Saldo	10	30	60	1,3	3,3	15,0		
			Herbst-N _{min}	0	10	20	4,0	10,0	9999		
			N-Fracht	0	10	20	4,0	10,0	9999		
Umsetzbarkeit der Maßnahme						sonstige ökologische Wirkungen					
Akzeptanz			+	Klimaschutz			++				
Prüffähigkeit			++	Landschafts- und Naturschutz			++				
Verwaltungsaufwand			++	Bodenschutz, Erosion und Oberflächenabfluss			+++				

Kommentare: Die Akzeptanz der extensiven Grünlandnutzung hängt stark von der bisherigen Intensität der Grünlandnutzung, Flächenproduktivität und von Zupachtmöglichkeiten ab. Maßnahme ist in Regionen mit intensiver Milchviehhaltung und eingeschränkten Zupachtmöglichkeiten nicht geeignet. Förderung von Grünlandextensivierung führt zu Aufnahme von Pachtgrünland und Senkung der Düngungsintensität (incl. reduzierter Mineraldüngung). Wirksamkeit für den Gewässerschutz stark von Standort abhängig (Weideflächen, leicht durchlässige Böden, Hanglagen).

11.1.6 Förderung von Extensivkulturen

Zielsetzung: Verminderung der N-Düngeintensität

Bewirtschaftungsbedingungen	Erläuterung
Anbau von Früchten mit geringer N-Düngung: Winterbraugerste, "Keksweizen", Öllein, etc. Nachweis über Einkaufsbeleg des Saatgut, einer vor Ort Kontrolle bzw. über Abnahmeverträge für die Ernteprodukte	der Anbau dieser Früchte erfolgt produktionsbedingt mit einer geringen N-Düngung je nach Produktionsverfahren kann der Anbau von bestimmten Früchte (z. B. Öllein) oder besonderen Sorte mit einer reduzierten N-Düngung (Keksweizen, Braugerste) realisiert werden
Referenzsituation ohne Maßnahme (zur Wirkungsabschätzung)	
Fruchtfolge mit höherem Anteil N-intensiver Kulturen (Brotweizen, Raps)	

Eignungsbewertung: +++ = sehr gut, ++ = gut, + = mäßig, 0 = ungeeignet, - negativ

Boden-Klima-Raum	Betriebstyp / Norg-Anfall	Flächennutzung	
leicht, < 600 mm ++	MF < 40 kg N/ha +++	Acker ++	
leicht, >= 600 mm +++	VE 40 - 120 kg N/ha +	Grünland 0	
schwer, < 600 mm ++	VE >120 kg N/ha +	Dauerkultur 0	
schwer, >= 600 mm ++	FB 40 - 120 kg N/ha +	Gemüse 0	
Moorstandorte 0	FB > 120 kg N/ha +		
Erläuterung Flächeneignung: regionale Ausrichtung oder Nischenmaßnahme, da Anbauverträge notwendig			
Entgelt [€/ha]	Erfolgsparameter	Minderung [kg N/ha]	Kostenwirksamkeit [€/kg N]
min. Mittel max.		min. Mittel max.	min. Mittel max.
50 70 150	N-Saldo	20 40 60	0,8 1,8 7,5
	Herbst-N _{min}	0 10 20	2,5 7,0 9999
	N-Fracht	0 10 20	2,5 7,0 9999
Umsetzbarkeit der Maßnahme		sonstige ökologische Wirkungen	
Akzeptanz	++	Klimaschutz	+
Prüffähigkeit	+	Landschafts- und Naturschutz	++
Verwaltungsaufwand	++	Bodenschutz, Erosion und Oberflächenabfluss	0

Kommentare: Diese Maßnahme senkt die Bilanzsalden. Eine Kontrolle der reduzierten N-Düngung ist nicht notwendig, da sie bei z. B. Braugerste und Keksweizen systembedingt ist. Die Anbau-Kontrolle über die Sortenkontrolle ist allerdings nur begrenzt möglich, da die gleichen Sorten auch als Futtergetreide mit höherer Düngung angebaut werden können. Wenn keine Abnahmeverträge, wirkt begleitende Nachfrageförderung unterstützend. Wechsel von Hybridroggen zu Landsorten als Extensivkultur mit geringerem Entgelt.

11.1.7 Reduzierte Stickstoffmineraldüngung (Acker) inklusive Verzicht auf Spätgabe bei Getreide

Zielsetzung: Senkung der N-Überschüsse, Vermeidung von nicht ausgenutztem Düngerstickstoff durch Verzicht auf eine Spätgabe

Bewirtschaftungsbedingungen	Erläuterung
Erstellung einer schlag- und fruchtspezifischen Düngungsplanung	Abschätzen des standort- und kulturartspezifischen N-Bedarfs unter Berücksichtigung der Bodennachlieferung und der Bestandesentwicklung
Festlegung der Obergrenzen für die Stickstoff-Gesamtdüngung (Sollwert-Düngung minus 10 bis minus 20 %) und der Einzelgaben (max. 80 kg N/ha)	Anpassung der Düngung an die standörtliche Ertragserswartung (Berücksichtigung des kultur- und sortenspezifischen Bedarfs)
keine späte N-Gabe bei Getreide, Düngung bis zum EC-Stadium 37 ("Erscheinen des Fahnenblattes")	Verhinderung von nichtausgenutztem Düngerstickstoff bei Vorsommer-/ Sommerdürre
Referenzsituation ohne Maßnahme (zur Wirkungsabschätzung)	
N-Düngung nach Düngeempfehlungen	

Eignungsbewertung: +++ = sehr gut, ++ = gut, + = mäßig, 0 = ungeeignet, - negativ

Boden-Klima-Raum			Betriebstyp / Norg-Anfall			Flächennutzung					
leicht,	< 600 mm	++	MF < 40 kg N/ha	+++	Acker	++					
leicht,	>= 600 mm	++	VE 40 - 120 kg N/ha	++	Grünland	0					
schwer,	< 600 mm	++	VE >120 kg N/ha	++	Dauerkultur	0					
schwer,	>= 600 mm	++	FB 40 - 120 kg N/ha	++	Gemüse	+					
Moorstandorte		+++	FB > 120 kg N/ha	++							
Erläuterung Flächeneignung:											
Entgelt [€/ha]			Erfolgsparameter			Minderung [kg N/ha]			Kostenwirksamkeit [€/kg N]		
min.	Mittel	max.				min.	Mittel	max.	min.	Mittel	max.
50	80	300	N-Saldo	20	30	40	1,3	2,7	15,0		
			Herbst-N _{min}	0	5	10	5,0	16,0	9999		
			N-Fracht	0	5	10	5,0	16,0	9999		
Umsetzbarkeit der Maßnahme						sonstige ökologische Wirkungen					
Akzeptanz			+	Klimaschutz			++				
Prüffähigkeit			0	Landschafts- und Naturschutz			+				
Verwaltungsaufwand			+	Bodenschutz, Erosion und Oberflächenabfluss			0				

Kommentare: Je nach Stickstoffbodenvorrat und Kultur führt eine Reduzierung der N-Düngung unterhalb des Pflanzenbedarfs zu Ertragsdepressionen in sehr unterschiedliche Höhe und somit auch zu unterschiedlich hohen Wirkungen auf ökologische Wirkung und Kosten; Maßnahmenumsetzung z. T. in Verbindung mit Wechsel von Qualitäts- zu Futtergetreideanbau möglich. Expertenkommentar: Oft enthalten auch heute noch Düngeempfehlungen Sicherheitszuschläge, daher führt eine Reduzierung der Düngung unter die empfohlenen Nährstoffmengen in der Regel nicht zu Ertragsdepressionen. Diese Maßnahme eignet sich aufgrund mangelnder Prüffähigkeit nicht als handlungsorientierte Agrarumweltmaßnahme. Die gewünschte Reduzierung der Mineraldüngung ist über die ergebnisorientierte Honorierung und ein verbessertes Düngemanagement evtl. in Verbindung mit einem Audit möglich.

11.1.8 Untersaaten

Zielsetzung: Vermeidung der Nitratauswaschung im Winter durch Zwischenspeicherung in Pflanzenmasse/Boden

Bewirtschaftungsbedingungen	Erläuterung
leguminosenfremde Graseinsaat in die bestehende Deckfrucht Untersaaten in Mais und Körnerleguminosen; bei Mais Aussaat in Drillsaat oder Einsatz von Hacke/ Striegel frühester Umbruchtermin: ab 15.2. des Folgejahres und frühestens 3 Wochen vor Aussaat der Folgefrucht keine Düngung nach der Ernte der Hauptfrucht keine Beweidung	Vermeidung zusätzlicher N-Einträge aus Fixierung von Luftstickstoff Aussaatechnik ist entscheidend für die Entwicklung der Untersaat und die Maßnahmenwirkung Vermeidung der Freisetzung des in der Untersaat gespeicherten Stickstoffs vor Winter Vermeidung einer Erhöhung der Bilanzsalden Vermeidung erhöhter punktueller N-Auswaschungen durch tierische N-Ausscheidungen (vorsorgende Auflage)
Referenzsituation ohne Maßnahme (zur Wirkungsabschätzung)	
Schwarzbrache vor Sommerung	

Eignungsbewertung: +++ = sehr gut, ++ = gut, + = mäßig, 0 = ungeeignet, - negativ

Boden-Klima-Raum			Betriebstyp / Norg-Anfall			Flächennutzung					
leicht, < 600 mm	0		MF < 40 kg N/ha	+		Acker		++			
leicht, ≥ 600 mm	++		VE 40 - 120 kg N/ha	++		Grünland		0			
schwer, < 600 mm	0		VE > 120 kg N/ha	+++		Dauerkultur		+			
schwer, ≥ 600 mm	++		FB 40 - 120 kg N/ha	++		Gemüse		++			
Moorstandorte	++		FB > 120 kg N/ha	+++							
Erläuterung Flächeneignung: auf Acker in Getreide, Mais, Ackerbohnen vor Sommerung; im Weinbau wichtige Maßnahme											
Entgelt [€/ha]			Erfolgsparameter			Minderung [kg N/ha]			Kostenwirksamkeit [€/kg N]		
min.	Mittel	max.				min.	Mittel	max.	min.	Mittel	max.
50	80	125	N-Saldo			0		15	3,3		9999
			Herbst-N _{min}			10	20	40	1,3	4,0	12,5
			N-Fracht			5	10	20	2,5	8,0	25,0
Umsetzbarkeit der Maßnahme						sonstige ökologische Wirkungen					
Akzeptanz			+			Klimaschutz			+		
Prüffähigkeit			++			Landschafts- und Naturschutz			++		
Verwaltungsaufwand			+++			Bodenschutz, Erosion und Oberflächenabfluss			+++		

Kommentare: Maßnahme erfordert ein gutes Timing für das Einbringen der Untersaat (US) und den Einsatz geeigneter Technik; höhere Akzeptanz bei überbetrieblicher Einsaat. Unsicherheitsfaktor dieser Maßnahme ist die Bestandsentwicklung der US nach der Ernte der Hauptfrucht. Bei später Ernte der Haupternte und ausgeprägter Trockenheit kann es zu Totalausfällen der US kommen. Zu starke Entwicklung der US führt zu Ertragseinbußen der Hauptfrucht, daher geringe Akzeptanz bei den Landwirten. Bei sehr gutem Aufwuchs der US ist die ökologische Wirksamkeit vergleichbar mit der bei winterhartem Zwischenfruchtanbau. Problem: Herbizideinsatz in Hauptfrucht sowie Krankheitsprobleme (Fusarien). US in Getreide möglich, aber konkurrierend zu ZF-Einsaat nach Getreideernte. Erhöhung des N-Saldos kann nicht ausgeschlossen werden, da Anrechnung auf Folgefrucht schwer kontrollierbar. Expertenkommentar: Um das Risiko erhöhter N-Salden auszuschließen, muss die Maßnahme mit Vorgaben für eine Mindestanrechnung für die Folgekultur gekoppelt werden (Nachweis/ Kontrolle über Aufzeichnungen).

11.1.9 Brache (1-jährige Brache mit leguminosenfreier Begrünung und Herbstumbruchverzicht)

Zielsetzung: Vermeidung der Nitratauswaschung durch Zwischenspeicherung in Pflanzenmasse und Bodenruhe

Bewirtschaftungsbedingungen	Erläuterung
spätester Einsaattermin bis 1.9., kurz nach Ernte der Vorfrucht	ausreichende Pflanzenentwicklung vor Winter notwendig
leguminosenfreie, winterharte Graseinsaat oder Beibehaltung einer Fläche mit winterharter, leguminosenfreier Gräsermischung	Vermeidung zusätzlicher N-Quelle, Vermeidung unnötiger Grasumbrüche mit hohem N-Auswaschungspotenzial, Minimierung der N-Anreicherung während der Brachephase
Umbruch max. 3 Wochen vor der Nachfruchtbestellung, frühestens zum 1.2. im letzten Vertragsjahr	Vermeidung einer vorzeitigen N-Mineralisierung und N-Auswaschung, max. Ausschöpfung des akkumulierten N durch die Folgefrucht
Vertragsdauer 1,5 Jahre	
keine Beweidung	Vermeidung erhöhter punktueller N-Auswaschungen durch tierische N-Ausscheidungen (vorsorgende Auflage)
keine N-Düngung	Extensivierung der Fläche
Referenzsituation ohne Maßnahme (zur Wirkungsabschätzung)	
Ackernutzung auf ertragsschwachen Standorten	

Eignungsbewertung: +++ = sehr gut, ++ = gut, + = mäßig, 0 = ungeeignet, - negativ

Boden-Klima-Raum			Betriebstyp / Norg-Anfall			Flächennutzung					
leicht,	< 600 mm	+++	MF < 40 kg N/ha	+++	Acker	+++					
leicht,	>= 600 mm	+++	VE 40 - 120 kg N/ha	+++	Grünland	0					
schwer,	< 600 mm	++	VE >120 kg N/ha	+++	Dauerkultur	0					
schwer,	>= 600 mm	+++	FB 40 – 120 kg N/ha	+++	Gemüse	+++					
Moorstandorte		+++	FB > 120 kg N/ha	+++							
Erläuterung Flächeneignung: für neu anzulegende Bracheflächen											
Entgelt [€/ha]			Erfolgparameter			Minderung [kg N/ha]			Kostenwirksamkeit [€/kg N]		
min.	Mittel	max.				min.	Mittel	max.	min.	Mittel	max.
90	110	150	N-Saldo			40	60	80	1,1	1,8	3,8
			Herbst-N _{min}			30	40	60	1,5	2,8	5,0
			N-Fracht			30	40	60	1,5	2,8	5,0
Umsetzbarkeit der Maßnahme						sonstige ökologische Wirkungen					
Akzeptanz			++			Klimaschutz			++		
Prüffähigkeit			+++			Landschafts- und Naturschutz			+++		
Verwaltungsaufwand			+++			Bodenschutz, Erosion und Oberflächenabfluss			+++		

Kommentare: Im Vergleich zur Ackernutzung (zunehmend auch Anbau nachwachsender Rohstoffe) ist diese Maßnahme effizient, da sie eine hohe Maßnahmenwirksamkeit und Maßnahmensicherheit bei relativ geringen Kosten aufweist. Schaffung zusätzlicher freiwilliger Stilllegung ist abhängig von Förderhöhe, Ertragsfähigkeit des Standorts und Anbauwürdigkeit möglicher Kulturen (Rahmenbedingungen ändern sich, z. B. durch Förderung nachwachsender Rohstoffe); mögliche Mitnahmeeffekte, da freiwillige Stilllegung ggf. auch ohne Förderung stattfinden würde. In Trockengebieten Gefahr, dass die Begrünung nicht ausreichend aufläuft. Auf ertragsstarken Standorten ist von einer geringeren Wirksamkeit dieser Maßnahme auszugehen.

11.1.10 Brache (2-jährige Brache mit leguminosenfreier Begrünung und Herbstumbruchverzicht)

Zielsetzung: Vermeidung der Nitratauswaschung durch Zwischenspeicherung in Pflanzenmasse und Bodenruhe

Bewirtschaftungsbedingungen	Erläuterung
spätester Einsaattermin bis 1.9., kurz nach Ernte der Vorfrucht	ausreichende Pflanzenentwicklung vor Winter notwendig
leguminosenfreie, winterharte Graseinsaat oder Beibehaltung einer Fläche mit winterharter, leguminosenfreier Gräsermischung	Vermeidung zusätzlicher N-Quelle, Vermeidung unnötiger Grasumbrüche mit hohem N-Auswaschungspotenzial, Minimierung der N-Anreicherung während der Brachephase
Umbruch max. 3 Wochen vor der Nachfruchtbestellung, frühestens zum 1.2. im letzten Vertragsjahr	Vermeidung einer vorzeitigen N-Mineralisierung und N-Auswaschung, max. Ausschöpfung des akkumulierten N durch die Folgefrucht
Vertragsdauer 2,5 Jahre	
keine Beweidung	Vermeidung erhöhter punktueller N-Auswaschungen durch tierische N-Ausscheidungen (vorsorgende Auflage)
keine N-Düngung	Extensivierung der Fläche
Referenzsituation ohne Maßnahme (zur Wirkungsabschätzung)	
Ackernutzung auf ertragsschwachen Standorten	

Eignungsbewertung: +++ = sehr gut, ++ = gut, + = mäßig, 0 = ungeeignet, - negativ

Boden-Klima-Raum			Betriebstyp / Norg-Anfall			Flächennutzung					
leicht, < 600 mm	+++		MF < 40 kg N/ha	+++		Acker	+++				
leicht, >= 600 mm	+++		VE 40 - 120 kg N/ha	+++		Grünland	0				
schwer, < 600 mm	+++		VE >120 kg N/ha	+++		Dauerkultur	0				
schwer, >= 600 mm	+++		FB 40 – 120 kg N/ha	+++		Gemüse	+++				
Moorstandorte	+++		FB > 120 kg N/ha	+++							
Erläuterung Flächeneignung: für neu anzulegende Bracheflächen, besonders auf ertragsschwachen Standorten											
Entgelt [€/ha]			Erfolgparameter			Minderung [kg N/ha]			Kostenwirksamkeit [€/kg N]		
min.	Mittel	max.				min.	Mittel	max.	min.	Mittel	max.
110	120	200	N-Saldo			40	60	80	1,4	2,0	5,0
			Herbst-N _{min}			30	50	70	1,6	2,4	6,7
			N-Fracht			30	50	70	1,6	2,4	6,7
Umsetzbarkeit der Maßnahme						sonstige ökologische Wirkungen					
Akzeptanz			++			Klimaschutz			++		
Prüffähigkeit			+++			Landschafts- und Naturschutz			+++		
Verwaltungsaufwand			+++			Bodenschutz, Erosion und Oberflächenabfluss			+++		

Kommentare: Im Vergleich zur Ackernutzung (zunehmend auch Anbau nachwachsender Rohstoffe) ist diese Maßnahme sehr effizient, da sie eine hohe Maßnahmenwirksamkeit und Maßnahmensicherheit bei relativ geringen Kosten aufweist. Schaffung zusätzlicher freiwilliger Stilllegung ist abhängig von Förderhöhe, Ertragsfähigkeit des Standorts und Anbauwürdigkeit möglicher Kulturen (Rahmenbedingungen ändern sich, z. B. durch Förderung nachwachsender Rohstoffe); mögliche Mitnahmeeffekte, da freiwillige Stilllegung ggf. auch ohne Förderung stattfinden würde. In Trockengebieten Gefahr, dass die Begrünung nicht ausreichend aufläuft.

11.1.11 Brache (mehrjährige Brache mit leguminosenfreier Begrünung und Herbstumbruchverzicht)

Zielsetzung: Vermeidung der Nitratauswaschung durch Zwischenspeicherung in Pflanzenmasse und Bodenruhe

Bewirtschaftungsbedingungen	Erläuterung
spätester Einsaattermin: 1.9.	ausreichende Pflanzenentwicklung vor Winter notwendig
leguminosenfreie, winterharte Graseinsaat oder Beibehaltung einer Fläche mit winterharter, leguminosenfreier Gräsermischung	Vermeidung zusätzlicher N-Quelle, Vermeidung unnötiger Grasumbrüche mit hohem N-Auswaschungspotenzial, Minimierung der N-Anreicherung während der Brachephase
Umbruch max. 3 Wochen vor der Nachfruchtbestellung, frühestens zum 1.2. im letzten Vertragsjahr	Vermeidung einer vorzeitigen N-Mineralisierung und N-Auswaschung, max. Ausschöpfung des akkumulierten N durch die Folgefrucht
Vertragsdauer 4,5 Jahre	die Maßnahmenwirksamkeit steigt überproportional bei mehrjährigem Abschluss
keine Beweidung	Vermeidung erhöhter punktueller N-Auswaschungen durch tierische N-Ausscheidungen (vorsorgende Auflage)
keine N-Düngung	Extensivierung der Fläche
Referenzsituation ohne Maßnahme (zur Wirkungsabschätzung)	
Ackernutzung auf ertragsschwachen Standorten	

Eignungsbewertung: +++ = sehr gut, ++ = gut, + = mäßig, 0 = ungeeignet, - negativ

Boden-Klima-Raum			Betriebstyp / Norg-Anfall			Flächennutzung					
leicht,	< 600 mm	+++	MF < 40 kg N/ha	+++	Acker	+++					
leicht,	>= 600 mm	+++	VE 40 - 120 kg N/ha	+++	Grünland	0					
schwer,	< 600 mm	++	VE >120 kg N/ha	+++	Dauerkultur	0					
schwer,	>= 600 mm	+++	FB 40 - 120 kg N/ha	+++	Gemüse	+++					
Moorstandorte		+++	FB > 120 kg N/ha	+++							
Erläuterung Flächeneignung: für neu anzulegende Bracheflächen, besonders auf ertragsschwachen Standorten											
Entgelt [€/ha]			Erfolgparameter			Minderung [kg N/ha]			Kostenwirksamkeit [€/kg N]		
min.	Mittel	max.				min.	Mittel	max.	min.	Mittel	max.
120	150	350	N-Saldo	40	60	80	1,5	2,5	8,8		
			Herbst-N _{min}	40	60	80	1,5	2,5	8,8		
			N-Fracht	40	60	80	1,5	2,5	8,8		
Umsetzbarkeit der Maßnahme						sonstige ökologische Wirkungen					
Akzeptanz			+			Klimaschutz			++		
Prüffähigkeit			+++			Landschafts- und Naturschutz			+++		
Verwaltungsaufwand			+++			Bodenschutz, Erosion und Oberflächenabfluss			+++		

Kommentare: Im Vergleich zur Ackernutzung (zunehmend auch Anbau nachwachsender Rohstoffe) ist diese Maßnahme sehr effizient, da sie eine hohe Maßnahmenwirksamkeit und Maßnahmensicherheit bei relativ geringen Kosten aufweist. Schaffung zusätzlicher freiwilliger Stilllegung ist abhängig von Förderhöhe, Ertragsfähigkeit des Standorts und Anbauwürdigkeit möglicher Kulturen (Rahmenbedingungen ändern sich, z. B. durch Förderung nachwachsender Rohstoffe); mögliche Mitnahmeeffekte, da freiwillige Stilllegung ggf. auch ohne Förderung stattfinden würde. In Trockengebieten Gefahr, dass die Begrünung nicht ausreichend aufläuft, oder der Pflanzenbestand im Laufe der Zeit ausdünn.

Thünen Report

Bereits in dieser Reihe erschienene Hefte – *Volumes already published in this series*

- 1** Claus Rösemann, Hans-Dieter Haenel, Ulrich Dämmgen, Eike Poddey, Annette Freibauer, Sebastian Wulf, Brigitte Eurich-Menden, Helmut Döhler, Carsten Schreiner, Beate Bauer und Bernhard Osterburg
Calculation of gaseous and particulate emissions from Germany agriculture 1990 - 2011
Berechnung von gas- und partikelförmigen Emissionen aus der deutschen Landwirtschaft 1990 - 2011
- 2** Walter Dirksmeyer und Katrin Fluck
Wirtschaftliche Bedeutung des Gartenbausektors in Deutschland 2. überarbeitete Auflage
- 3** Heike Kuhnert, Gesine Behrens, Ulrich Hamm, Henriette Müller, Hiltrud Nieberg, Jörn Sanders und Renate Strohm
Ausstiege aus dem ökologischen Landbau: Umfang – Gründe – Handlungsoptionen
- 4** Peter Mehl
Agrarstrukturelle Wirkungen der Hofabgabeklausel – Zielerreichung und mögliche Folgen einer Abschaffung dieser Leistungsvoraussetzung in der Alterssicherung der Landwirte
- 5** Bernhard Forstner und Andreas Tietz
Kapitalbeteiligung nichtlandwirtschaftlicher und überregional ausgerichteter Investoren an landwirtschaftlichen Unternehmen in Deutschland
- 6** Janina Krug
Perspektiven ackerbaulicher Grenzstandorte in Nordostdeutschland – Übertragbarkeit extensiver Produktionssysteme überseeischer Trockenstandorte
- 7** M. Liesebach, B. Degen, H. Grotehusmann, A. Janßen, M. Konnert, H.-M. Rau, R. Schirmer, D. Schneck, V. Schneck, W. Steiner, H. Wolf
Strategie zur mittel- und langfristigen Versorgung mit hochwertigem forstlichem Vermehrungsgut durch Züchtung in Deutschland
- 8** Kurt-Jürgen Hülsbergen, Gerold Rahmann (Hrsg.)
Klimawirkungen und Nachhaltigkeit ökologischer und konventioneller Betriebssysteme - Untersuchungen in einem Netzwerk von Pilotbetrieben
- 9** Holger Weimar und Dominik Jochem (Hrsg.)
Holzverwendung im Bauwesen – Eine Marktstudie im Rahmen der „Charta für Holz“
- 10** Horst Gömann, Thomas de Witte, Günter Peter, Andreas Tietz
Auswirkungen der Biogaserzeugung auf die Landwirtschaft
- 11** Bernhard Osterburg, Sebastian Rüter, Annette Freibauer, Thomas de Witte, Peter Elsasser, Stephanie Kätsch, Bettina Leischner, Hans Marten Paulsen, Joachim Rock, Norbert Röder, Jörn Sanders, Jörg Schweinle, Johanna Steuk, Heinz Stichnothe, Wolfgang Stümer, Johannes Welling, Anne Wolff
Handlungsoptionen für den Klimaschutz in der deutschen Agrar- und Forstwirtschaft
- 12** Heinrich Becker und Andrea Moser
Jugend in ländlichen Räumen zwischen Bleiben und Abwandern – Lebenssituation und Zukunftspläne von Jugendlichen in sechs Regionen in Deutschland
- 13** Bernhard Osterburg, Stephanie Kätsch und Anne Wolff
Szenarioanalysen zur Minderung von Treibhausgasemissionen der deutschen Landwirtschaft im Jahr 2050

- 14 Philipp Adämmer, Martin T. Bohl und Ernst-Oliver von Ledebur
Die Bedeutung von Agrarterminmärkten als Absicherungsinstrument für die deutsche Landwirtschaft
- 15 Simon Walther
Determinants of competitiveness of agriholdings and independent farms in Ukrainian arable production
- 16 Nicole Wellbrock, Andreas Bolte et al.
Kohlenstoff- und Nährelementspeicherung von Waldflächen des forstlichen Umweltmonitorings (BZE) in Rheinland-Pfalz
- 17 Hans-Dieter Haenel, Claus Rösemann, Ulrich Dämmgen, Eike Poddey, Annette Freibauer, Sebastian Wulf, Brigitte Eurich-Menden, Helmut Döhler, Carsten Schreiner, Beate Bauer und Bernhard Osterburg
Calculations of gaseous and particulate emissions from German agriculture 1990 - 2012
Berechnung von gas- und partikelförmigen Emissionen aus der deutschen Landwirtschaft 1990 – 2012
- 18 Patrick Küpper, Stefan Kundolf und Anne Margarian
Neue Beteiligungs- und Steuerungsprozesse in der ländlichen Entwicklung
- 19 Frank Offermann, Claus Deblitz, Burkhard Golla, Horst Gömann, Hans-Dieter Haenel, Werner Kleinhanß, Peter Kreins, Oliver von Ledebur, Bernhard Osterburg, Janine Pelikan, Norbert Röder, Claus Rösemann, Petra Salamon, Jörn Sanders, Thomas de Witte
Thünen-Baseline 2013 – 2023: Agrarökonomische Projektionen für Deutschland
- 20 Gerald Rahmann und Uygun Aksoy (Eds.)
Building Organic Bridges – Volume 1: Argentina – France
Building Organic Bridges – Volume 2: Germany – India
Building Organic Bridges – Volume 3: Indonesia – Sri Lanka
Building Organic Bridges – Volume 4: Sweden – Viet Nam
- 21 Claudia Heidecke, Ulrike Hirt, Peter Kreins, Petra Kuhr, Ralf Kunkel, Judith Mahnkopf, Michael Schott, Björn Tetzlaff, Markus Venohr, Andrea Wagner und Frank Wendland
Endbericht zum Forschungsprojekt „Entwicklung eines Instrumentes für ein flussgebietsweites Nährstoffmanagement in der Flussgebietseinheit Weser“
AGRUM⁺-Weser





THÜNEN

Thünen Report 21

Herausgeber/Redaktionsanschrift

Johann Heinrich von Thünen-Institut

Bundesallee 50

38116 Braunschweig

Germany

www.ti.bund.de

