

Sonderheft 336
Special Issue

Analyse von Agrar- und Umweltmaßnahmen im Bereich des landwirtschaftlichen Gewässerschutzes vor dem Hintergrund der EG-Wasser-Rahmenrichtlinie in der Flussgebietseinheit Weser

Peter Kreins, Horst Behrendt,
Horst Gömann, Claudia Heidecke,
Ulrike Hirt, Ralf Kunkel, Kirsten Seidel,
Björn Tetzlaff und Frank Wendland

**Bibliografische Information
der Deutschen Bibliothek**

Die Deutsche Bibliothek verzeichnet diese
Publikation in der Deutschen Nationalbiblio-
grafie; detaillierte bibliografische Daten sind
im Internet über <http://www.d-nb.de/>
abrufbar.



2010

Landbauforschung
*vTI Agriculture and
Forestry Research*

Johann Heinrich von Thünen-Institut
Bundesforschungsinstitut für
Ländliche Räume, Wald und Fischerei (vTI)
Bundesallee 50, D-38116 Braunschweig,
Germany

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

landbauforschung@vti.bund.de
www.vti.bund.de

Preis 22 €

ISSN 0376-0723
ISBN 978-3-86576-062-3

Landbauforschung
*vTI Agriculture and
Forestry Research*

Sonderheft 336
Special Issue

**Analyse von Agrar- und Umweltmaß-
nahmen im Bereich des landwirt-
schaftlichen Gewässerschutzes vor
dem Hintergrund der EG-Wasser-
rahmenrichtlinie in der Fluss-
gebietseinheit Weser**

Peter Kreins¹, Horst Behrendt²,
Horst Gömann¹, Claudia Heidecke¹,
Ulrike Hirt², Ralf Kunkel³, Kirsten Seidel¹,
Björn Tetzlaff³ und Frank Wendland³

¹ Johann Heinrich von Thünen-Institut
Bundesforschungsinstitut für Ländliche Räume, Wald und Fischerei,
Institut für Ländliche Räume, Braunschweig

² Institut für Gewässerökologie und Binnenfischerei (IGB) im
Forschungsverbund Berlin e.V.

³ Forschungszentrum Jülich (FZJ), Institut für Chemie und Dynamik
der Geosphäre - Agrosphäre (ICG-4), Jülich

Endbericht
zum
Forschungsprojekt

**„Analyse von Agrar- und Umweltmaßnahmen im
Bereich des landwirtschaftlichen Gewässerschutzes
vor dem Hintergrund der EG-Wasserrahmenrichtlinie
in der Flussgebietseinheit Weser“**

AGRUM-Weser

**Peter Kreins¹, Horst Behrendt², Horst Gömann¹,
Claudia Heidecke¹, Ulrike Hirt², Ralf Kunkel³, Kirsten Seidel¹,
Björn Tetzlaff³ und Frank Wendland³**

07. März 2009

Laufzeit: 01.10.2005 bis 30.09.2008 (Bevolligungszeitraum)

**Das diesem Bericht zugrunde liegende Modellvorhaben wurde mit Mitteln des
Bundesministeriums für Ernährung, Landwirtschaft und Verbraucherschutz
gefördert. Die Verantwortung für den Inhalt dieser Veröffentlichung liegt bei den
Autoren**

¹ Johann Heinrich von Thünen-Institut (vTI),
Institut für Ländliche Räume, Braunschweig

² Institut für Gewässerökologie und Binnenfischerei
(IGB) im Forschungsverbund Berlin e.V.

³ Forschungszentrum Jülich (FZJ),
Institut für Chemie und Dynamik der Geosphäre -
Agrosphäre (ICG-4), Jülich



Inhaltsverzeichnis	I
Verzeichnis der Abbildungen	VII
Verzeichnis der Tabellen	X
Verzeichnis der Karten	XIII
Abkürzungsverzeichnis	XXII
1. Einleitung, Zielsetzung und Vorgehensweise	1
2. Charakterisierung des Einzugsgebiets der FGE Weser	5
2.1 Einordnung der Untersuchungsregion	5
2.2 Landwirtschaftliche Landnutzung und Tierhaltung	10
2.2.1 Struktur der Landnutzung im Untersuchungsgebiet	10
2.2.2 Struktur der Tierhaltung im Untersuchungsgebiet	14
2.3 Betriebsstruktur	16
3. Modellverbund, Methodik	18
3.1 Agrarökonomische Modellierung mit RAUMIS	18
3.1.1 Zielsetzung des Modellsystems	18
3.1.2 Nährstoffbilanzierung im RAUMIS-Modell	21
3.1.3 Weiterentwicklung der N-Bilanzierung für die Beschreibung des Ist-Zustands	30
3.1.4 Implementierung des Stickstoffvergleichs laut Düngeverordnung	32
3.2 Modellierung der diffusen Stickstoffeinträge mit GROWA/WEKU	33
3.2.1 Simulation der austragsrelevanten Abflusskomponenten mit dem Wasserhaushaltsmodell GROWA	34
3.2.1.1 Hydrologische Grundbegriffe und Definitionen	34
3.2.1.2 Berechnung der Gesamtabflusshöhe	38
3.2.1.3 Berechnung der Höhe des Oberflächenabflusses	39
3.2.1.4 Berechnung der Sickerwasserhöhe	40
3.2.1.5 Berechnung der Grundwasserneubildung und des Zwischenabflusses	40
3.2.1.6 Datengrundlagen	42
3.2.1.7 Quantifizierung des Nitratabbaus im Boden (DENUZ-Modell)	43

3.2.1.8	Potenzielle Stickstoffausträge aus dem Boden- /Nitratkonzentrationen im Sickerwasser	45
3.2.2	Simulation des reaktiven Nitrattransports im Grundwasser (WEKU-Modell)	46
3.2.2.1	Analyse des Nitratabbauvermögens der Grundwasserleiter	48
3.2.2.2	Modellierung der Grundwasserverweilzeiten im oberen Aquifer	50
3.2.2.3	Modellierung des reaktiven Stickstofftransports im oberen Aquifer	53
3.2.2.4	Datengrundlagen	56
3.2.3	Quantifizierung der Nitrateinträge in die Oberflächengewässer	56
3.3	MONERIS	57
3.3.1	Modellierung der Hydrologie	60
3.3.1.1	Abflussbaum	61
3.3.1.2	Abflussgleichung	61
3.3.1.3	Abflusskalibrierung	61
3.3.1.4	Berechnung der Gewässeroberfläche	62
3.3.1.5	Quantifizierung von Nährstoffeinträgen	64
3.3.1.6	Nährstoffeinträge aus diffusen Quellen	64
	3.3.1.6.1 Nährstoffeinträge durch Abschwemmung	65
	3.3.1.6.2 Nährstoffeinträge durch Erosion	66
	3.3.1.6.3 Nährstoffeinträge aus Dränagen	68
	3.3.1.6.4 Nährstoffeinträge aus dem Grundwasser	70
	3.3.1.6.5 Nährstoffeinträge von urbanen Systemen	72
3.3.2	Nährstofffrachten der Flüsse	75
3.3.3	Retention in den Flusssystemen	76
3.4	Zusammenspiel der Modelle im Modellverbund	76
4.	Datenbasis	81
4.1	Agrarstatistik	81
4.1.1	Agrarstrukturerhebung	82
4.1.2	Bodennutzungshaupterhebung	83
4.1.3	Viehzählung	84
4.1.4	Ernte- und Betriebsberichterstattung (EBE) für Feldfrüchte und Grünland	84
4.1.5	Landwirtschaftliche Gesamtrechnung	85

4.1.6	Statistik zum Düngemittelhandel	85
4.1.7	KTBL-Daten	86
4.2	Oberflächenwasserkörper	86
4.3	Klimadaten	87
4.4	Atmosphärische Deposition	94
4.4.1	Stickstoff-Deposition	94
4.4.2	Phosphordepotion	95
4.5	Digitales Geländemodell	96
4.6	Landnutzungsdaten	97
4.6.1	Infoterra	97
4.6.2	ATKIS	99
4.7	Bodendaten im Einzugsgebiet der FGE Weser	100
4.8	Erstellung einer Karte der künstlich gedränten Flächen	106
4.9	Hydrogeologische Daten	110
4.10	Urbane Gebiete	112
4.11	Monitoringdaten	117
4.12	Sensitivitätsanalysen der Eingangsdaten	119
5.	Wasserhaushalt und Eintragspfade	122
5.1	Ergebnisse der Wasserhaushaltsmodellierung mit GROWA	122
5.1.1	Berechnete Wasserhaushaltskomponenten	122
5.1.2	Validierung der Modellergebnisse zum Wasserhaushalt	128
5.2	MONERIS	130
5.2.1	Wasserhaushalt	130
5.2.2	Erosion	133
6.	Analyse des Ist-Zustandes der Nährstoffeinträge und -frachten in der FGE Weser	135
6.1	Entwicklung der Nährstoffbilanzüberschüsse in Deutschland	136
6.2	Nährstoffbilanz für das Jahr 2003	138
6.2.1	Mineraldünger	138
6.2.2	Organischer Dünger	140
6.2.3	Entzüge	145

6.2.4	N- und P-Bilanzüberschüsse	146
6.3	Nährstoffeinträge in die Grundwasserkörper	148
6.3.1	Landwirtschaftliche Überschüsse und atmosphärische N-Deposition	148
6.3.2	Quantifizierung des Nitratabbaus im Boden	149
6.3.3	Stickstoffausträge aus dem Boden und Nitratkonzentrationen im Sickerwasser	152
6.3.4	Validierung der Modellergebnisse zur Nitratkonzentration im Sickerwasser	156
6.4	Nährstoffeinträge in die Oberflächengewässer über die vom FZJ unterschiedenen Eintragspfade	165
6.4.1	Nährstoffeinträge in die Oberflächengewässer über den Direktabfluss	166
6.4.2	Nährstoffeinträge ins Grundwasser	167
6.4.3	Nährstoffeinträge in die Oberflächengewässer über den Grundwasserabfluss	168
6.4.4	Gesamte diffuse Nährstoffeinträge in die Oberflächengewässer über den Direktabfluss und den Grundwasserabfluss	173
6.4.5	Validierung der vom FZ-Jülich modellierten diffusen Nitrateinträge in die Oberflächengewässer	174
6.5	Nährstoffeinträge in die Oberflächengewässer über die vom IGB unterschiedenen Eintragspfade	176
6.5.1	Pfade des N- und P-Eintrages gesamt und für die Teilräume	177
6.5.2	N- und P-Einträge und Frachten der Teilräume der FGE Weser	179
6.5.3	Pfadbezogene Auswertung der räumlichen Verteilung der N- und P-Nährstoffeinträge	181
6.5.3.1	Nährstoffeinträge über Punktquellen	181
6.5.3.2	Direkteintrag in die Oberflächengewässer über atmosphärische Deposition	183
6.5.3.3	Nährstoffeinträge in die Oberflächengewässer durch Abschwemmung	183
6.5.3.4	Nährstoffeinträge über Erosion in die Oberflächengewässer	184
6.5.3.5	Nährstoffeinträge über Dränagen in die Oberflächengewässer	186
6.5.3.6	Nährstoffeinträge über Grundwasser/Interflow in die Oberflächengewässer	188
6.5.3.7	Nährstoffeinträge über urbane Gebiete	189

6.5.4	Gesamte diffuse Nährstoffeinträge in Oberflächengewässer über alle diffusen Pfade nach IGB	193
6.5.5	N- und P-Konzentrationen der Hauptläufe	193
6.5.6	Validierung der Ergebnisse von MONERIS	197
6.6	Zusammenfassung der Ergebnisse des IGB und des FZJ für den IST-Zustand der Stickstoffeinträge	198
7.	Analyse der Auswirkungen von Maßnahmen zur Erreichung der Bewirtschaftungsziele nach EG-Wasserrahmenrichtlinie	200
7.1	Einordnung von Baseline- und Maßnahme-Effekten	200
7.2	Auswirkungen veränderter Rahmenbedingungen in der Landwirtschaft auf die Nährstoffüberschüsse im Baseline-Szenario bis 2015	202
7.2.1	Allgemeine Agrarpolitik	202
7.2.2	Agrarumweltmaßnahmen	203
7.2.3	Sonstige Einflussgrößen	207
7.2.4	Erwartbare Entwicklung der landwirtschaftlichen Landnutzung und Produktion	209
7.2.5	Auswirkungen der erwartbaren Anpassungen in der Landwirtschaft auf die Nährstoffüberschüsse	213
7.3	Auswirkungen des Baseline-Szenarios auf die Nitrateinträge ins Grundwasser und die Oberflächengewässer (FZJ)	217
7.3.1	Nitrateinträge in die Grundwasserkörper	217
7.3.2	Nitrateinträge in die Oberflächengewässer	221
7.3.2.1	Nitrateinträge über den Direktabfluss	221
7.3.2.2	Nitrateinträge über den Grundwasserabfluss	222
7.3.2.3	Abschätzung der Denitrifikationskapazität reduzierter Aquifere	223
7.4	Auswirkungen des Baseline-Szenarios auf die Nährstoffeinträge in die Oberflächengewässer (IGB)	226
7.5	Handlungsgebiete und Handlungsbedarf	237
7.5.1	Handlungsgebiete und Handlungsbedarf Grundwasser	237
7.5.2	Handlungsbedarf zur Erreichung der Ziele für die Oberflächengewässer	242
7.5.2.1	Überprüfung des Handlungsbedarf zur Umsetzung der Abwasserrichtlinie	242
7.5.2.2	Handlungsbedarf für die Oberflächengewässer nach Erreichen eines guten Grundwasserzustands	243

7.6	Maßnahmen zur Erreichung der Bewirtschaftungsziele nach EG-Wasserrahmenrichtlinie	247
7.6.1	Systematisierung von Nährstoffminderungsmaßnahmen	247
7.6.2	Ausgewählte ergänzende Maßnahmen	252
7.6.3	Mögliche Maßnahmenkombination zur Erreichung der Ziele für das Grundwasser	254
7.6.3.1	Auswirkungen der Grundwassermaßnahmen auf die Oberflächengewässer	257
7.6.4	Mögliche Maßnahmenkombination zur Erreichung der Ziele für die Oberflächengewässer	259
8.	Zusammenfassung	261
9.	Fazit	276
10.	Literatur	278
11.	Anhang	289
11.1	Ausgewählte ergänzende Maßnahmen aus dem LAWA-Maßnahmenkatalog	300
11.1.1	Keine Wirtschaftsdüngerausbringung nach der Ernte	300
11.1.2	Zwischenfrucht mit frühem Umbruch	301
11.1.3	Zwischenfrucht mit spätem Umbruch	302
11.1.4	Einsatz von Grundwasser schonender Ausbringungstechnik für Gülle und Gärsubstrate	303
11.1.5	Grünlandextensivierung	304
11.1.6	Förderung von Extensivkulturen	305
11.1.7	Reduzierte N-Mineraldüngung (Acker) inklusive Verzicht auf Spätgabe bei Getreide	306
11.1.8	Winterrübsen	307
11.1.9	Ökologischer Landbau	308

Verzeichnis der Abbildungen

Abbildung 1: Fließschema der vollständigen nationalen Mineralbilanz für die Landwirtschaft nach PARCOM-Richtlinie	22
Abbildung 2: Vorgehensweise der Stickstoffbilanzierung im Modellsystem RAUMIS	23
Abbildung 3: N-Bilanzen in den Gemeinden der Flussgebietseinheit Weser, gruppiert nach Landkreisen (kg N / ha LF; 2003)	32
Abbildung 4: Die Komponenten des Abflusses in GROWA/WEKU	35
Abbildung 5: Hierarchie der abflussrelevanten Gebietseigenschaften zur Ableitung der BFI-Werte im GROWA-Modell	41
Abbildung 6: Stickstoffverluste im Boden als Funktion der Verweilzeit des Sickerwassers im Boden für unterschiedliche Denitrifikationsbedingungen und einem N-Überschuss im Boden von 100 kg N/ha·a	44
Abbildung 7: Schematischer Überblick über den Verfahrensgang und die Datengrundlagen für die WEKU-Verweilzeitenmodellierung	51
Abbildung 8: Ermittlung der Fließwege des Grundwasser im WEKU-Modell	52
Abbildung 9: Verlauf der Verteilung der N-Gehalte im Grundwasser für unterschiedliche Grundwasserverweilzeiten	55
Abbildung 10: Eintragspfade in MONERIS	58
Abbildung 11: Abflusskomponenten im Modell MONERIS	60
Abbildung 12: Berechnung der Gewässerfläche (WSA) von Haupt- (MR) und Nebenläufen (TRIB) in Flusssystemen nach Venohr et al. (2005)	63
Abbildung 13: Nährstoffeinträge durch Abschwemmung	66
Abbildung 14: Nährstoffeinträge durch Erosion	67
Abbildung 15: Nährstoffeinträge über Dränagen	69

Abbildung 16: Stickstoffeinträge aus dem Grundwasser	70
Abbildung 17: Nährstoffeinträge von urbanen Gebieten	73
Abbildung 18: Integrativer/Interdisziplinärer Modellverbund	77
Abbildung 19: System der deutschen Agrarstatistik	82
Abbildung 20: Gliederung der Betriebsflächen	83
Abbildung 21: Luftbild mit dränierten Ackerflächen	107
Abbildung 22: Lage der ausgewerteten Luftbilder in Niedersachsen	107
Abbildung 23: Verfahrensgang zur Validierung der berechneten Wasserhaushaltsgrößen	129
Abbildung 24: Ergebnisse der Validierung der Gesamtabflusshöhen (links) und Grundwasserneubildungshöhen (rechts)	129
Abbildung 25: Stickstoff- und Phosphoremissionen in die Oberflächengewässer Deutschlands für 1985, 1995 und 2000	135
Abbildung 26: Entwicklung der N-Bilanzen bis 2002	136
Abbildung 27: Entwicklung der P-Bilanzen bis 2002	137
Abbildung 28: Lage von Messstellen zur Validierung von modellierten Nitratkonzentrationen im Sickerwasser	157
Abbildung 29: Tiefenprofil einer an einem Stichtag gemessenen Nitratkonzentration im Sickerwasser an der BDF Dinklage (rot markiert) in Niedersachsen	158
Abbildung 30: Gegenüberstellung der modellierten mittleren Nitratkonzentration im Sickerwasser mit auf den BDF-Flächen des Landes Niedersachsen gemessenen Nitratkonzentrationen im Sickerwasser des Tiefenbereichs 1 bis 1,4 m	159

Abbildung 31: Vergleich gemessener Nitratkonzentrationen im Grundwasser: Mittelwerte 1998 bis 2006 mit den Mittelwerten 2007 in Niedersachsen	161
Abbildung 32: Häufigkeitsverteilung der gemessenen Sauerstoffkonzentrationen im Grundwasser der niedersächsischen Messstellen	163
Abbildung 33: Vergleich der modellierten Nitratkonzentrationen im Sickerwasser mit Messwerten im Grundwasser von Wasserschutzgebieten	164
Abbildung 34: Vergleich im FZ Jülich modellierten N-Frachten aus dem Direkt- und Basisabfluss - unter Berücksichtigung der Punkteinträge und der gewässerinternen Retention - mit den gemessenen N-Frachten in Oberflächengewässern	175
Abbildung 35: Pfade des Nährstoffeintrags in die Gewässer der FGE Weser (2003)	177
Abbildung 36: Mit MONERIS berechnete TN-Frachten im Vergleich mit den auf Grundlage der gemessenen Gewässergüte- und Abflussdaten ermittelten TN-Frachten	197
Abbildung 37: Vorgehensweise der Szenarienentwicklung	201
Abbildung 38: Pfade des Nährstoffeintrags in die Gewässer der FGE Weser 2015	228

Verzeichnis der Tabellen

Tabelle 1:	Flächenanteile des Einzugsgebiets der FGE Weser in den weseranrainenden Bundesländern	5
Tabelle 2:	Flächennutzungsstruktur in Deutschland und in der Flussgebietseinheit Weser im Jahr 2003	12
Tabelle 3:	Positionen der Nährstoffbilanz im Modellsystem RAUMIS für N, P und K	24
Tabelle 4:	Nährstoffbedarfe der Pflanzenverfahren (kg/ha) in Abhängigkeit vom Ertrag (E) (dt/ha)	25
Tabelle 5:	Eckwerte zur Berechnung der N-Bedarfsfaktoren im Ackerbau in Abhängigkeit von Boden und Klima	27
Tabelle 6:	Konstanten für die Verdunstungsberechnung nach RENGER und WESSOLEK (DVWK, 1996)	39
Tabelle 7:	Verwendete Datengrundlagen zur Wasserhaushaltsmodellierung mit GROWA	43
Tabelle 8:	Denitrifikation in der Wurzelzone von Böden (NLfB, 2005)	45
Tabelle 9:	Konzentrationsbereiche der wesentlichen Indikatorparameter zur Identifizierung des Denitrifikationsvermögens im Aquifer	49
Tabelle 10:	Verwendete Datengrundlagen zur Modellierung des reaktiven N-Transports im Grundwasser mit WEKU	56
Tabelle 11:	Skalierungsfaktoren für Karten unterschiedlicher Maßstäbe, unterteilt in Haupt- (MR) und Nebenlauf (TRIB)	64
Tabelle 12:	Zur Ermittlung der Abschwemmungseinträge verwendete Nährstoffkonzentrationen	66
Tabelle 13:	P-Konzentrationen in Dränwasser bei verschiedenen Bodentypen	69
Tabelle 14:	SRP-Konzentrationen im Grundwasser für verschiedene Bodentypen	71

Tabelle 15:	Ausgewählte Parameterkombinationen und Anteil gedränter Flächen an den Parameterkombinationen	108
Tabelle 16:	Denitrifikation in der Wurzelzone von Böden	150
Tabelle 17:	Ergebnisse der primärstatistischen Auswertung für Nitrat, Sauerstoff, Eisen(II) und Mangan(II) in wichtigen im Einzugsgebiet der Weser auftretenden hydrogeologischen Bezugseinheiten	171
Tabelle 18:	Pfadbezogener Stickstoffeintrag für die Teilräume 2003	178
Tabelle 19:	Pfadbezogener Phosphoreintrag für die Teilräume 2003	178
Tabelle 20:	Differenzierte N-Einträge für die urbanen Flächen nach Teilräumen	190
Tabelle 21:	Differenzierte P-Einträge für die urbanen Flächen nach Teilräumen	190
Tabelle 22:	Statistische Auswertung der ermittelten Frachten	197
Tabelle 23:	Überblick über die in der Förderperiode 2007 bis 2013 angebotenen Agrarumweltmaßnahmen in den Bundesländern der Flussgebietseinheit Weser (Stand 2007)	204
Tabelle 24:	Überblick über Veränderungen der Umfänge einiger Agrarumweltmaßnahmen in Hessen, Niedersachsen und Nordrhein-Westfalen bis 2013	207
Tabelle 25:	Entwicklungen der landwirtschaftlichen Landnutzung und Viehbestände in Deutschland und in der Flussgebietseinheit Weser (2003 bis 2015)	209
Tabelle 26:	Durchschnittliche Wirkung der Veränderung der Anbauumfänge der Agrarumweltmaßnahmen auf die N-Bilanzüberschüsse (kg/ha)	215
Tabelle 27:	Pfadbezogener Stickstoffeintrag für die Teilräume 2015	228
Tabelle 28:	Ablaufkonzentrationen nach kommunaler Abwasserrichtlinie	243
Tabelle 29:	Liste technisch-organisatorischer Maßnahmen für die Maßnahmenanalyse	248

Tabelle 30:	Überblick über die im AGRUM-Projekt untersuchten Maßnahmen zum landwirtschaftlichen Gewässerschutz	252
Tabelle 31:	Umfang der Maßnahmen zur Erreichung der Grundwasserziele	255
Tabelle 32:	Gesamtkosten der Maßnahmen zur Erreichung der Grundwasserziele	256
Tabelle 33:	Stickstoffeinträge der Teilräume bei gutem Grundwasserzustand	258
Tabelle 34:	Umfänge der Maßnahmen zur Erreichung des Ziels 3 mg N/l am Pegel Hemelingen bei gutem Grundwasserzustand	259
Tabelle 35:	Gesamtkosten der Maßnahmen zur Erreichung des Zieles 3 mg N/l am Pegel Hemelingen bei gutem Grundwasserzustand	260
Tabelle 36:	Datengrundlagen für die Modellierung mit dem Modell MONERIS	291
Tabelle 37:	Stickstoffeinträge nach Eintragspfaden für die Bearbeitungsgebiete 2003	296
Tabelle 38:	Stickstoffeinträge nach Eintragspfaden für die Bearbeitungsgebiete 2015	297
Tabelle 39:	Phosphoreinträge nach Eintragspfaden für die Bearbeitungsgebiete 2003	298
Tabelle 40:	Phosphoreinträge nach Eintragspfaden für die Bearbeitungsgebiete 2015	299

Verzeichnis der Karten

Karte 1:	Bearbeitungsgebiete im Einzugsgebiet der FGE Weser	6
Karte 2:	Topografie im Einzugsgebiet der FGE Weser	6
Karte 3:	Bodenhaupttypen im Einzugsgebiet der FGE Weser	7
Karte 4:	Landnutzung im Einzugsgebiet der FGE Weser	9
Karte 5	Regionale Ackerflächenanteile in der Flussgebietseinheit Weser 2003 (in % der LF; 2003)	13
Karte 6	Regionale Grünlandanteile in der Flussgebietseinheit Weser 2003 (in % der LF; 2003)	14
Karte 7	Regionale Viehbestandsdichten in der Flussgebietseinheit Weser (in GVE/ha LF; 2003)	15
Karte 8	Regionale Anteile der von Futterbaubetrieben bewirtschafteten LF in der Flussgebietseinheit Weser (in % der LF; 2003)	16
Karte 9	Regionale Anteile der von Ackerbaubetrieben bewirtschafteten LF in der Flussgebietseinheit Weser (in % der LF; 2003)	17
Karte 10:	Oberflächenwasserkörper mit Einzugsgebieten (IGB)	86
Karte 11:	Lage der im AGRUM-Projekt verwendeten Klima- und Wetterstationen des Deutschen Wetterdienstes	88
Karte 12:	Mittlerer Jahresniederschlag im Einzugsgebiet der FGE Weser 1961 bis 1990	89
Karte 13:	Mittlere Halbjahresniederschläge im Einzugsgebiet der FGE Weser 1961 bis 1990	91
Karte 14:	Potenzielle Verdunstungshöhe im Einzugsgebiet der FGE Weser 1961 bis 1990	92
Karte 15:	Mittlerer Jahresniederschlag (1983 bis 2002)	93

Karte 16:	Atmosphärische N-Deposition	94
Karte 17:	Hangneigung im Einzugsgebiet der FGE Weser	97
Karte 18:	Landnutzung im Einzugsgebiet der FGE Weser (Datenquelle: Infoterra)	99
Karte 19:	Bodenarten	102
Karte 20:	Grundwasserstufen	104
Karte 21:	Stauäseeinfluss	105
Karte 22:	Pflanzenverfügbare Bodenwassermenge	106
Karte 23:	Karte der potenziell gedränten Flächen in der FGE Weser (2003)	109
Karte 24:	Karte der grundwasserführenden Gesteinseinheiten	110
Karte 25:	Hydraulische Leitfähigkeit im Einzugsgebiet der FGE Weser	111
Karte 26:	Lage der kommunalen und industriellen Einleiter mit Einwohnergleichwerten	112
Karte 27:	Anteile der Trennkanalisation (2003)	113
Karte 28:	Einwohner mit Anschluss an die Kanalisation	114
Karte 29:	Einwohner mit Anschluss an eine kommunale Kläranlage	115
Karte 30:	Einwohner mit Anschluss an Kleinkläranlagen	116
Karte 31:	Einwohner mit Anschluss an abflusslose Gruben	116
Karte 32:	Standorte Mengenpegel	117
Karte 33:	Vorhandene Oberflächengütemessstellen	118
Karte 34:	Vergleich der Landnutzungsdaten CORINE/INFOTERRA/ATKIS im Einzugsgebiet der FGE Weser	119

Karte 35:	Vergleich der Landnutzungsdaten CORINE/INFOTERRA/ATKIS im Einzugsgebiet der Diemel	120
Karte 36:	Vergleich der Landnutzungsdaten CORINE/INFOTERRA/ATKIS im Einzugsgebiet der Großen Aue	121
Karte 37:	Mittlere reale Verdunstung	123
Karte 38:	Mittlerer Gesamtabfluss	124
Karte 39:	Mittlere Sickerwasserhöhe	125
Karte 40:	Anteil der Grundwasserneubildung am Gesamtabfluss	126
Karte 41:	Mittlerer Direktabfluss	127
Karte 42:	Mittlere Grundwasserneubildung	128
Karte 43:	Mittlerer Gesamtabfluss bezogen auf die Oberflächengewässer 1983 bis 2002	131
Karte 44:	Mittlerer Oberflächenabfluss 1983 bis 2002	132
Karte 45:	Mittlerer Grundwasserabfluss/Interflow 1983 bis 2002	133
Karte 46:	Bodenabtrag	134
Karte 47:	N-Mineraldüngereinsatz in der Flussgebietseinheit Weser (2003)	139
Karte 48:	P-Mineraldüngereinsatz in der Flussgebietseinheit Weser (2003)	140
Karte 49:	Organische N-Lieferung aus der Rinderhaltung ohne Milchkühe (2003)	141
Karte 50:	Organische N-Lieferung aus der Milchkuhhaltung (2003)	141
Karte 51:	Organische N-Lieferung aus der Schweinehaltung (2003)	142
Karte 52:	Organische N-Lieferung aus der Geflügelhaltung (2003)	143
Karte 53:	Organische N-Lieferung aus der Schafhaltung (2003)	143

Karte 54:	N aus Wirtschaftsdünger in der Flussgebietseinheit Weser (2003)	144
Karte 55:	P aus Wirtschaftsdünger für die Flussgebietseinheit Weser (2003)	145
Karte 56:	Regionale Stickstoffentzüge für die Flussgebietseinheit Weser (2003)	146
Karte 57:	Stickstoff-Flächenbilanzüberschuss in der Flussgebietseinheit Weser ohne atmosphärische Deposition (2003)	147
Karte 58:	Phosphor-Bilanzüberschüsse in der Flussgebietseinheit Weser (2003)	148
Karte 59:	N-Überschüsse im Wesereinzugsgebiet	149
Karte 60:	Denitrifikationsbedingungen im Boden	151
Karte 61:	Verweilzeit des Sickerwassers im Boden	152
Karte 62:	Relative Denitrifikationsverluste im Boden	153
Karte 63:	N-Überschüsse unterhalb der durchwurzelten Bodenzone	154
Karte 64:	Potenzielle Nitratkonzentration im Sickerwasser	155
Karte 65:	Abweichung der modellierten Nitratkonzentrationen im Sickerwasser von den Messwerten im oberflächennahen Grundwasser	165
Karte 66:	N-Einträge in die Oberflächengewässer aus dem Direktabfluss	167
Karte 67:	N-Einträge ins Grundwasser mit der Grundwasserneubildung	168
Karte 68:	Verweilzeit des Grundwassers im oberen Aquifer	170
Karte 69:	Nährstoffeinträge in die Oberflächengewässer über den Grundwasserabfluss	173
Karte 70:	Nährstoffeinträge in die Oberflächengewässer als Summe der Beiträge aus dem Direkt- und Grundwasserabfluss	174

Karte 71:	N-Bilanzüberschüsse inklusive Deposition (2003)	176
Karte 72:	Anteil der Teilräume an Phosphoreinträgen, Phosphorretention und Phosphorfracht	179
Karte 73:	Anteil der Teilräume an Stickstoffeinträgen, Stickstoffretention und Stickstofffracht	180
Karte 74:	Stickstoffeintrag in die Oberflächengewässer aus kommunalen und industriellen Einleitern (2003)	181
Karte 75:	Phosphoreintrag in die Oberflächengewässer aus kommunalen und industriellen Einleitern (2003)	182
Karte 76:	N-Einträge in die Oberflächengewässer über Abschwemmung (2003)	183
Karte 77:	P-Einträge über Abschwemmung in die Oberflächengewässer (2003)	184
Karte 78:	N-Einträge über Erosion in die Oberflächengewässer (2003)	185
Karte 79:	P-Einträge über Erosion in die Oberflächengewässer (2003)	186
Karte 80:	N-Einträge über Dränagen in die Oberflächengewässer (2003)	187
Karte 81:	P-Einträge über Dränagen in die Oberflächengewässer (2003)	187
Karte 82:	N-Einträge über Grundwasser und Interflow in die Oberflächengewässer (2003)	188
Karte 83:	P-Einträge über Grundwasser und Interflow in die Oberflächengewässer (2003)	189
Karte 84:	N-Einträge in die Oberflächengewässer über urbane Gebiete (2003)	191
Karte 85:	P-Einträge in die Oberflächengewässer über urbane Gebiete (2003)	191
Karte 86:	Stickstoffeinträge aus diffusen Quellen in die Oberflächengewässer	192
Karte 87:	P-Einträge aus diffusen Quellen in die Oberflächengewässer	192

Karte 88:	N- und P-Konzentrationen der Hauptläufe (2003)	194
Karte 89:	Stickstoffeinträge in den Bearbeitungsgebieten (2003)	195
Karte 90:	Phosphoreinträge in den Bearbeitungsgebieten (2003)	196
Karte 91:	Entwicklung der Anteile Ökolandbau in Nordrhein-Westfalen von 2003 (links) bis 2013 (rechts) (in % der LF)	206
Karte 92:	Entwicklung der Anteile Grünlandextensivierung in Hessen von 2003 (links) bis 2013 (rechts) (in % vom Grünland)	206
Karte 93:	Regionaler Maisanbau insgesamt in der FGE-Weser in % der LF (2015)	212
Karte 94:	Regionaler Energiemaisanbau in der FGE-Weser in % der LF (2015)	212
Karte 95:	Wirkung der Agrarumweltprogramme der Förderperiode 2007/2013 im Vergleich zur Förderperiode 2000/2006 auf die N-Bilanzüberschüsse im Szenario II in kg/ha LF	215
Karte 96:	N-Flächenbilanzüberschüsse im Basisjahr 2003 (links) und im Baseline Szenario 2015 (rechts) (kg N/ha LF ohne atmosphärische Deposition)	216
Karte 97:	Für 2015 zu erwartende Nitratkonzentration im Sickerwasser unter Zugrundelegung mittlerer langjähriger hydrologischer Bedingungen	218
Karte 98:	Veränderung der Nitratkonzentration im Sickerwasser 2015 bis 2003	219
Karte 99:	Veränderung der Nitrateinträge ins Grundwasser 2015 bis 2003	220
Karte 100:	Veränderung des N-Eintrags in die Oberflächengewässer über den Direktabfluss	222
Karte 101:	Veränderung der Nitratusträge in die Vorfluter über den Grundwasserpfad	223
Karte 102:	N-Bilanzüberschüsse inklusive Deposition 2015	227

Karte 103:	Gesamte N-Einträge über Abschwemmung in Oberflächengewässer 2015	229
Karte 104:	Veränderung der gesamten N-Einträge über Abschwemmung in die Oberflächengewässer 2015 bis 2003	229
Karte 105:	N-Einträge in Oberflächengewässer über Dränagen 2015	230
Karte 106:	Veränderung der N-Einträge über Dränagen in Oberflächengewässer 2015 bis 2003	231
Karte 107:	N-Einträge über Grundwasser/Interflow 2015	232
Karte 108:	Veränderung der N-Einträge über Grundwasser in die Oberflächengewässer 2015 bis 2003	232
Karte 109:	N-Einträge über urbane Flächen in die Oberflächengewässer 2015	233
Karte 110:	Veränderung N-Einträge über urbane Flächen in die Oberflächengewässer 2015 bis 2003	233
Karte 111:	Diffuse N-Einträge 2015	234
Karte 112:	Veränderung der diffusen N-Einträge in die Oberflächengewässer (2015 bis 2003)	234
Karte 113:	N- und P-Konzentrationen der Hauptläufe 2015	235
Karte 114:	Stickstoffeinträge in den Bearbeitungsgebieten 2015	236
Karte 115:	Notwendige Minderung der N-Überschüsse zur Erreichung einer Nitratkonzentration im Sickerwasser von 50mg/l für jede Rasterzelle auf Basis der N-Einträge des Baseline-Szenarios 2015	239
Karte 116:	Notwendige Minderung der N-Überschüsse zur Erreichung einer mittleren Nitratkonzentration im Sickerwasser von 50mg/l bezogen auf die landwirtschaftlich genutzten Flächen in den Grundwasserkörpern auf Basis der N-Einträge des Baseline-Szenarios 2015	240

Karte 117:	Notwendige Minderung der N-Überschüsse zur Erreichung einer mittleren Nitratkonzentration im Sickerwasser von 50mg/l in den als „gefährdet“ eingestuften Grundwasserkörpern unter Einbeziehung von nicht landwirtschaftlich genutzten Verdünnungsflächen auf Basis der N-Einträge des Baseline-Szenarios 2015	241
Karte 118:	Zu reduzierende N-Einträge zur Erreichung des Ziels von 3 mg/l N in allen Teileinzugsgebieten bei gutem Grundwasserzustand	244
Karte 119:	Zu reduzierende N-Einträge zur Erreichung des Ziels von 3 mg/l N am Auslass zur Nordsee bei gutem Grundwasserzustand	245
Karte 120:	Zu reduzierende P-Einträge zur Erreichung des Ziels von 0,1 mg/l P in den Teileinzugsgebieten (Bezugspegel Hemelingen) bei gutem Grundwasserzustand	246
Karte 121:	Zu reduzierende P-Einträge zur Erreichung des Ziels von 0,1 mg/l P in den Teileinzugsgebieten (Bezugsteileinzugsgebiet: Auslass zur Nordsee) bei gutem Grundwasserzustand	246
Karte 122:	Maßnahmenkombination und Maßnahmenumfang zur Erreichung der Ziele des Grundwassers	256
Karte 123:	Stickstoffkonzentrationen der Hauptläufe bei N-Bilanzen zum Erreichen des guten Grundwasserzustandes	258
Karte 124:	Maßnahmenkombination und Maßnahmenumfang zur Erreichung des Zieles 3 mg/l am Pegel Hemelingen bei gutem Grundwasserzustand	260
Karte 125:	NH _x -Deposition 2003	289
Karte 126:	NO _y -Deposition 2003	289
Karte 127:	Anteil der NO _y -Emission 2015 an der NO _y -Emission 2003	290
Karte 128:	Anteil der NH _x -Emission 2015 an der NH _x -Emission 2003	290

Abkürzungsverzeichnis

AU	Teileinzugsgebiet
BART	Bartholomew, weltweite Kartgrundlage
BMELV	Bundesministeriums für Ernährung, Landwirtschaft und Verbraucherschutz
BÜK	Bodenübersichtskarte
DCW	Digital charts of the world, großmaßstäbige weltweite Gewässernetzkarte
DMNI	Det Norske Meteorologiske Institutt
DIFGA	Regionale Aussagen zu Abflusskomponenten, deren Verweilzeiten und Herkunftsräumen (isotopenhydrologische Verfahren, DIFGA)
DIN	Deutsches Institut für Normung
DLM	Digitales Landschaftsmodell
DON	organischer Stickstoff
DTK	Deutsche topographische Karte
ELER	Europäischer Landwirtschaftsfond für die Entwicklung des ländlichen Raums
ER_SDR	Sedimenteintragsverhältnis bzw. Sediment Delivery Ratio
ER_PRECcorr	Wichtungsfaktor
ER_ENR	Anreicherungsverhältniss bzw. Enrichment Ratio
FGG Weser	Flussgebietsgemeinschaft Weser
FGE Weser	Flussgebietseinheit Weser
FNE	Abflussgleichung
GIS	Geographisches Informationssystem
GVE	Großvieheinheit
KA	Kläranlage
KA3, KA4, KA5	Bodenkundliche Kartieranleitung (3., 4., 5. Auflage)
LF	Landwirtschaftlich genutzte Fläche
LGR	Landwirtschaftliche Gesamtrechnung
LN	Landwirtschaftliche Nutzfläche
MR	Hauptläufe
NO _y	oxidierte Stickstoffverbindungen
NH _x	reduzierte Stickstoffverbindungen
NH ₄	Ammonium
N	Stickstoff
P	Phosphor
SRP	gelöster, reaktiver Phosphor
SWAT	Soil and Water Assesment Tool
TRIB	Nebengewässer

TP	Total Phosphorous (<u>Gesamtphosphor</u>)
TN	Total Nitrogen (<u>Gesamtstickstoff</u>)
TGL	Technische Normen, Gütevorschriften und Lieferbedingungen (DDR Standard)
UBA	Umweltbundesamt
UBA1000	Hydrographische Karte vom Umweltbundesamt
USLE	Universal Soil Loss Equation
WRRL	Wasserrahmenrichtlinie
WSA	water surface area (Gewässeroberfläche)

1. Einleitung, Zielsetzung und Vorgehensweise

Der Gewässerzustand hat sich laut einhelliger Meinung der Experten durch Gewässerschutzmaßnahmen in den vergangenen Jahrzehnten deutlich verbessert. Gleichwohl gilt, dass nach wie vor viele Gewässer anthropogen belastet sind. Bei den Oberflächengewässern stehen hierbei Belastungen aus punktförmigen und diffusen Quellen sowie aus Wasserentnahmen, Abflussregulierungen und morphologischen Veränderungen im Vordergrund. Beim Grundwasser kommt der Belastung aus diffusen Quellen eine besondere Bedeutung zu. Zumeist handelt es sich um Nährstoffeinträge aus diffusen, landwirtschaftlich genutzten Flächen, die in der Flussgebietseinheit Weser (FGE Weser) mit über 60 % die größte Flächennutzung einnehmen (FGG WESER, 2005).

Grundsätzliches Ziel der Richtlinie 2000/60/EG (EG-Wasserrahmenrichtlinie 2000) 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. Sie gibt damit im Bereich der Wasserpolitik neue institutionelle Rahmenbedingungen, Umweltziele und Handlungsvorschriften vor. Im Kern der Verordnung steht die Forderung nach Einführung eines umfassenden „Flussgebietsmanagements“ für jedes europäische Flussgebiet.

Zur Umsetzung der Wasserrahmenrichtlinie (WRRL), die in Deutschland im Zuständigkeitsbereich der Länder liegt, war in einem ersten Schritt bis Ende 2004 eine Bestandsaufnahme des Zustands aller Grund- und Oberflächengewässer sowie eine Ausweisung der Wasserkörper „at risk“ vorzunehmen. In einem zweiten Schritt erfolgt ab 2007 auf dieser Grundlage vor der Entscheidung über Maßnahmen ein Monitoring. Im dritten Schritt sind bis 2009 länder- bzw. nationalstaatenübergreifend koordinierte Bewirtschaftungspläne und Maßnahmenprogramme zur Erreichung eines guten Gewässerzustands für ganze Flusseinzugsgebiete zu erstellen und die Maßnahmen bis 2012 umzusetzen.

Als inhaltliche Vorgabe bei der Aufstellung von Bewirtschaftungsplänen gilt nach Artikel 13 der Wasserrahmenrichtlinie die Beschreibung des Einzugsgebietes nach hydrologischen und naturräumlichen Gegebenheiten. Diese Bestandsaufnahme sowie die Erfassung anthropogener Einflüsse auf den Gewässerzustand, differenziert nach Punktquellen, diffusen Quellen, Wasserentnahmen etc., stellt die unerlässliche Datenbasis für die notwendigen weitergehenden Gebietsanalysen dar.

Die auf Bundesebene zusammengeführten Ergebnisse der Bestandsaufnahme der Bundesländer zeigen, dass etwa 60 % der bewerteten Oberflächengewässer und rund 53 % der Grundwasserkörper die Umweltziele ohne weitere Maßnahmen wahrscheinlich nicht erreichen (BORCHARDT et al., 2005). In der FGE Weser ergab die Bestandsaufnahme, dass nur 19 % der Oberflächenwasserkörper einen guten Zustand aufweisen bzw. diesen wahr-

scheinlich erreichen werden, 33 % der Oberflächenwasserkörper werden die Umweltziele wahrscheinlich nicht erreichen, bei 48 % der Oberflächenwasserkörper ist eine Prognose aufgrund der Datenlage nicht möglich. Bei den Grundwasserkörpern in der Flussgebietseinheit Weser ist bei einem Flächenanteil von 70 % die Erreichung der Umweltziele unklar bzw. unwahrscheinlich (FGG WESER, 2005).

Im Rahmen der Bestandsaufnahmen und der Bewertung der Erreichung der Umweltziele ist die große Bedeutung der Nähr- und Schadstoffbelastungen der Oberflächengewässer und der Grundwasserkörper aus landwirtschaftlich genutzten Flächen ersichtlich geworden. Daher werden von Seiten der Wasserwirtschaft zunehmend Forderungen an die Landwirtschaft gestellt, durch Maßnahmen zur Reduktion der Nährstoffbelastung des Grundwassers und der Oberflächengewässer beizutragen, die in der Landwirtschaft erhebliche Anpassungen zur Folge haben würden.

Die Abschätzung von Anpassungsreaktionen in der Landwirtschaft erfordert die simultane Berücksichtigung vielfältiger, komplexer Wechselwirkungen unter Einbeziehung hydrologischer und hydrogeologischer Zusammenhänge. Aufgrund dieser Anforderungen der WRRL ergibt sich die Notwendigkeit nach Analysewerkzeugen, die dem kombinierten Ansatz von punktförmigen und diffusen Quellen in Verbindung mit Wirtschaftlichkeitsanalysen Rechnung tragen. Einer Studie der Länderarbeitsgemeinschaft Wasser zufolge (KUNST et al., 2004) war seinerzeit keines der für Deutschland entwickelten Modelle alleine in der Lage, den oben genannten Anforderungen gerecht zu werden. Vielmehr ist zur Erreichung der oben genannten Ziele der Einsatz eines Modellverbundes notwendig.

Bislang wurden in Deutschland unterschiedliche, im allgemeinen länderspezifische Methoden, Datengrundlagen und Bewertungsansätze zur Beschreibung der diffusen und punktförmigen Nährstoffeinträge in Grund- und Oberflächengewässer eingesetzt, sodass eine Vergleichbarkeit der Ist-Zustandsbeschreibungen über die Ländergrenzen hinaus nur eingeschränkt möglich ist. Integrierte Analysen zu den Wirkungen von Maßnahmen zur Erreichung der genannten Umweltziele sowie ihrer wirtschaftlichen Konsequenzen wurden bisher nicht durchgeführt. Darüber hinaus sind Maßnahmen regional und flächendifferenziert zu entwickeln, da sie in Bezug auf die Umweltgüter und Einkommen unterschiedlich wirken. Die Identifikation relevanter Regionen ist für den effizienten und zielgerichteten Einsatz von Mitteln z. B. im Rahmen der ELER-Verordnung (2. Säule der Agrarpolitik) im Hinblick auf eine Kompensation maßnahmenbedingter Einkommenseinbußen von besonderer Bedeutung.

Übergeordnetes Ziel des Projektes ist es, einen universell einsetzbaren Bewertungs- und Analyseansatz für die gesamte Flussgebietseinheit Weser zu entwickeln. Dieser soll es ermöglichen, integrative Status Quo- und Maßnahmenanalysen durchzuführen, die alle wesentlichen naturwissenschaftlichen und sozioökonomischen Einflussfaktoren berück-

sichtigen. Auf dieser Grundlage lassen sich dann Strategien bzw. - wie von der WRRL gefordert - Maßnahmenprogramme für einen nachhaltigen (landwirtschaftlichen) Gewässerschutz entwickeln. Zur Erreichung dieses Ziels sind folgende Arbeitsschritte notwendig:

1. Zusammenführung, Aktualisierung und Harmonisierung einer einheitlichen Datengrundlage für die Flussgebietseinheit Weser.
2. Kopplung des **R**egionalisierten **A**grar- und **U**mwelt**I**nformations**S**ystems **RAUMIS** mit dem **g**roßräumigen **W**asserhaushaltsmodell **GROWA** und dem hydrogeologischen Modell **WEKU** sowie dem Modell **MONERIS** (**M**odelling **N**utrient **E**missions in **R**iver **S**ystems).
3. Durchführung modellgestützter Analysen der Ex-post-Entwicklung und des Ist-Zustandes.
4. Durchführung modellgestützter Wirkungsanalysen von mit Experten abgestimmten Szenarien und Maßnahmen zur Reduktion der Belastung der Oberflächengewässer und des Grundwassers durch diffuse Nährstoffeinträge aus der Landwirtschaft unter Berücksichtigung der sozialen und ökonomischen Folgen für den landwirtschaftlichen Sektor (Einkommen und Arbeitsplätze) einschließlich Diskussion der Modellergebnisse mit den Experten aus den Anrainerländern der Weser.

Gliederung

Nach dieser Einleitung wird im nachfolgenden Kapitel 2 zunächst eine Einordnung der Untersuchungsregion sowohl nach standörtlichen Kriterien als auch hinsichtlich der Landnutzung und der landwirtschaftlichen Strukturen vorgenommen.

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.

Eine Auflistung der genutzten Datenbasis sowie eine Sensitivitätsanalyse bezüglich ausgewählter Modelleingangsdaten sind in Kapitel 4 dargestellt.

Die Simulation der hydrologischen Verhältnisse in den Untersuchungsgebieten ist eine Grundvoraussetzung für eine nach den Austragspfaden differenzierende Modellierung der N- und P-Einträge in die Vorfluter und wird in Kapitel 5 detailliert für die beiden hydrologischen Modelle GROWA und MONERIS beschrieben.

Im Projekt werden zwei zeitliche Analysezeitpunkte untersucht. Zum einen der Ist-Zustand, der für das Jahr 2003 analysiert wird, und zum zweiten das Prognosejahr 2015. Zu diesem Zeitpunkt sollen nach den Zielen der WRRL alle Gewässer einen guten Gewässerzustand erreicht haben. Die Analysen zum Ist-Zustand sind Gegenstand von Kapitel 6. Die Prognosen für das Jahr 2015 finden sich im Kapitel 7 zusammen mit einer Analyse von möglichen weiteren Maßnahmen, die zum Erreichen der Ziele der WRRL beitragen können.

Nach einer umfangreicheren Zusammenfassung (Kapitel 8) wird der Bericht in Kapitel 9 mit einem kurzen Fazit beendet.

2. Charakterisierung des Einzugsgebiets der FGE Weser

2.1 Einordnung der Untersuchungsregion

Die Gesamtlänge der Weser beträgt ca. 430 km. Die dazugehörige Fläche der gesamten FGE Weser liegt bei ca. 49.000 km², wovon Niedersachsen mit rund 60 % den größten Anteil einnimmt (siehe Tabelle 1 und Karte 1).

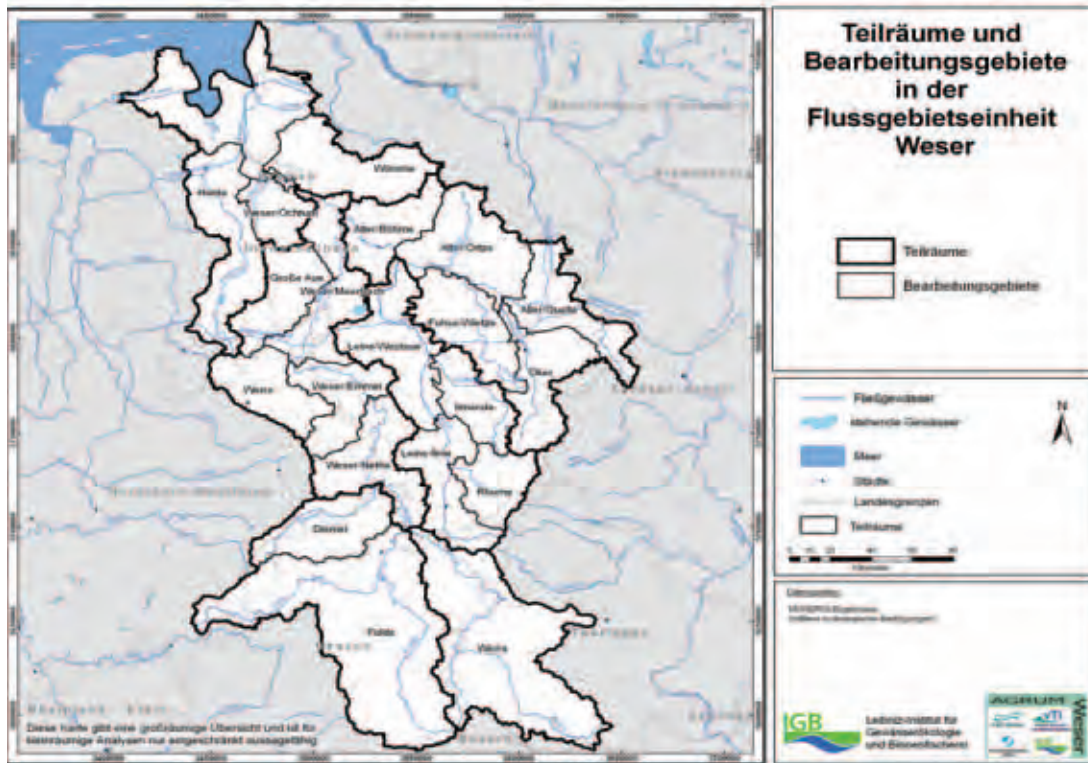
Tabelle 1: Flächenanteile des Einzugsgebiets der FGE Weser in den weseranrainenden Bundesländern

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	

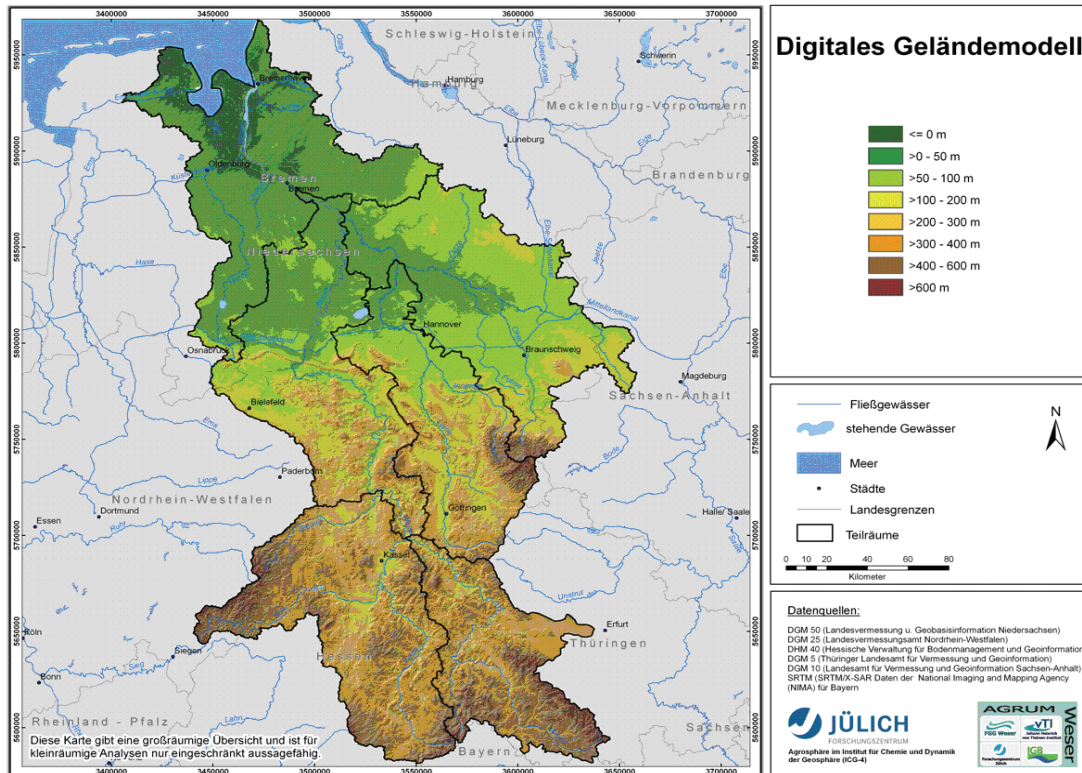
Mit ca. 9.000 km² Einzugsgebietsfläche (ca. 18 %) weist auch Hessen einen relativ großen Anteil am Einzugsgebiet auf. Während die Bundesländer Nordrhein-Westfalen mit ca. 5.000 km² und Thüringen mit ca. 4.400 km² jeweils ca. 10 % der Einzugsgebietsfläche einnehmen, sind die Flächenanteile der Bundesländer Sachsen-Anhalt, Bremen und Bayern dagegen eher geringer. Im Rahmen der Umsetzung der EG-WRRL wurde das Einzugsgebiet der FGE Weser wasserwirtschaftlich in die sechs Teilräume Werra, Fulda-Diemel, Leine, Aller, Ober- und Mittelweser und Tideweser sowie in 20 Bearbeitungsgebiete untergliedert.

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

Karte 1: Bearbeitungsgebiete im Einzugsgebiet der FGE Weser

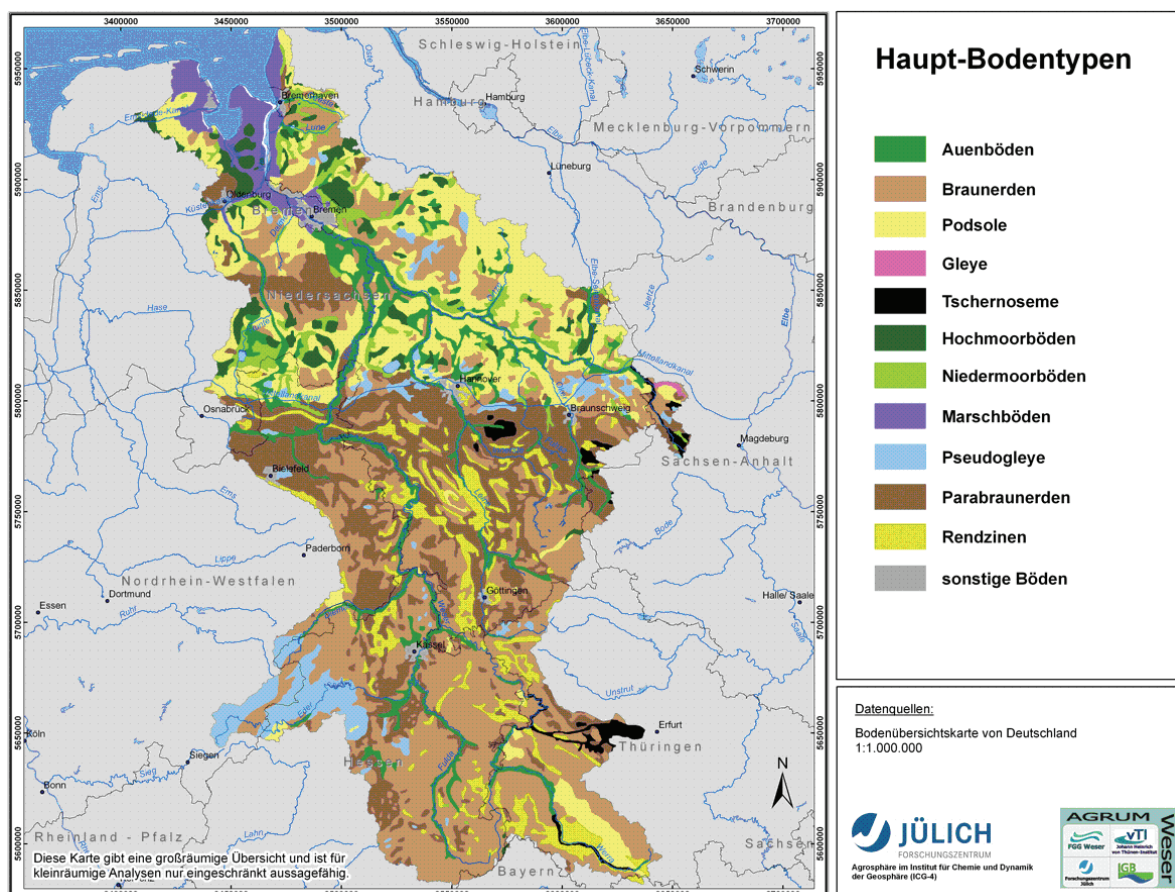


Karte 2: Topografie im Einzugsgebiet der FGE Weser



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 FGE 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 Südteil des Einzugsgebiets der FGE

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. Hesische 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.

Der gesamte Nordteil des Einzugsgebiets der FGE 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. Auf Grund dessen sind die alten glazialen Formen bereits deutlich verwischt und es herrscht ein flaches Relief vor, aus dem allein Endmoränenzüge (Geestrücken) morphologisch herausragen. Auf Grund 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 Meter, bei geringeren Mächtigkeiten sogar vollständig, entkalkt. Das Flusssystem dieser als Altmoränengebiet bezeichneten Landschaft ist normal und hierarchisch ausgebildet.

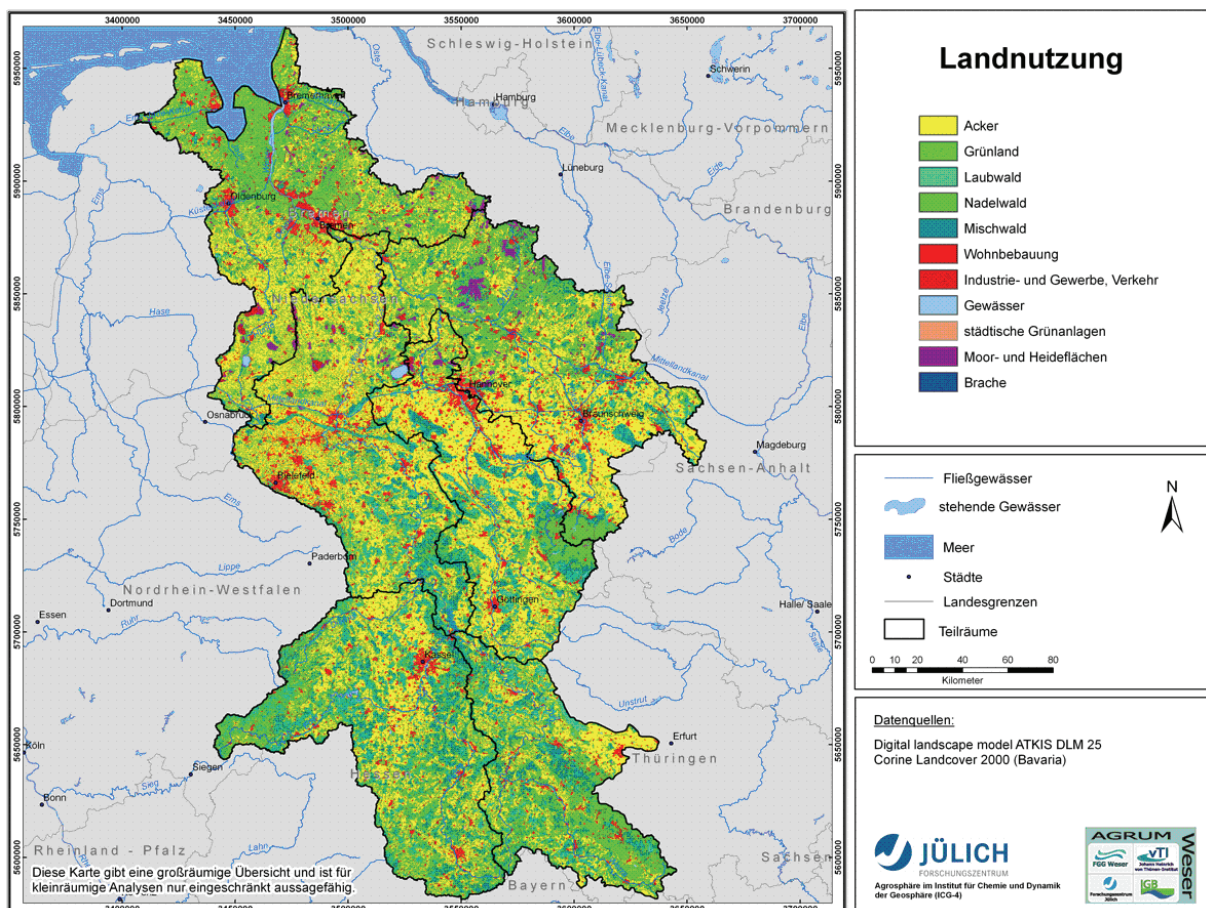
In vielen Regionen des Norddeutschen Tieflandes treten meist Sandböden, anmoorige Böden und stauwasserbeeinflusste Lehm Böden auf. Die Landnutzung (siehe Karte 4) ist agrarisch geprägt, wobei in den Sandgebieten Grünland und in den Lehmgebieten Ackerland dominiert. Während sich auf den Geestrücken schwerpunktmäßig 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 FGE Weser (vgl. Karte 4), trotz der mit Ackerzahlen von ca. 10 bis 40 zum Teil relativ geringen Bodenqualitäten. In den 80er und 90er 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 Grünlandnutzung. Bedingt durch die Entwässerungssysteme gibt es in einigen Bereichen der unteren Weser keine scharfen hydrologischen Wasserscheiden.

Karte 4: Landnutzung im Einzugsgebiet der FGE Weser



Das Flusseinzugsgebiet der Weser ist aufgrund seiner 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 N- und P-Belastung der Oberflächengewässer in ihrer Effektivität auch regional unterschiedlich

auswirken. Gerade im Hinblick auf die Möglichkeiten der Übertragung der im AGRUM-Projekt entwickelten Untersuchungsmethodik auf andere Landschaftsräume ist die Abdeckung der verschiedenen landwirtschaftlichen Aktionsräume und naturräumlichen Standortbedingungen eine wichtige Voraussetzung.

2.2 Landwirtschaftliche Landnutzung und Tierhaltung

Die Struktur der landwirtschaftlichen Landnutzung und Tierhaltung determiniert die Höhe der Nährstoffbilanzüberschüsse, die potenziell in Gewässer eingetragen werden können. 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 Flussgebietseinheit Weser zu geben, werden im folgenden Abschnitt die Flächennutzung und Tierhaltung im Vergleich zum restlichen Bundesgebiet dargestellt.

Aufgrund der unterschiedlichen Datengrundlage erfolgt die vergleichende Darstellung der Flussgebietseinheit Weser mit Deutschland auf der Grundlage von Landkreisen, deren Gebietsfläche mit einem Anteil von mindestens 10 % in der Flussgebietseinheit Weser liegt. Dies trifft für 51 RAUMIS-Modellregionen zu, die im Folgenden als RAUMIS-Wesergebiet (administrative Abgrenzung) bezeichnet werden und die Flussgebietseinheit Weser repräsentativ abbilden.

Die Gesamtfläche des RAUMIS-Wesergebietes umfasst rund 6 Mio. ha (vgl. Tabelle 2) und ist damit um rund 1 Mio. ha größer als die tatsächliche Gesamtfläche der Flussgebietseinheit Weser von 5 Mio. ha (Tabelle 1). Während ein Vergleich der absoluten Umfänge der Flächennutzungs- und Tierhaltungskategorien nur eingeschränkt möglich ist, dürften die aus der unterschiedlichen Gebietsabgrenzung zwischen RAUMIS-Wesergebiet und Flussgebietseinheit Weser resultierenden Abweichung in den Produktionsstrukturen (Flächenanteile und Tierbestandsanteile) eher gering sein. Die kartografischen Darstellungen bilden die Flussgebietseinheit Weser ab.

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 der Grundlage des Liegenschaftskatasters erhoben. Demgegenüber wird die *Bodennutzungshaupterhebung* als Teil der Agrarstrukturserhebungen in Form einer Vollerhebung der Betriebe durchgeführt, die eine Fläche von mindestens 2 ha landwirtschaftlich nutzen. 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 (vgl. Tabelle 2). 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 Landwirtschaftsfläche im Jahr 2004 und der landwirtschaftlich genutzten Fläche (LF) im Jahr 2003 bestand eine Differenz von ca. 2,4 Mio. ha in Deutschland. Diese Differenz hat in erster Linie ihre Begründung im unterschiedlichen Erfassungsbereich (z. B. Abschneidegrenze bei der Erfassung landwirtschaftlicher Betriebe) und in der unterschiedlichen Erhebungsmethodik der Statistiken (siehe auch ERHARD et al., 2002). Das heißt, dass für über 13 % der LN keine spezifischen Informationen zur Art der landwirtschaftlichen Nutzung wie bei der Bodennutzungshaupterhebung vorliegen. In der Flussgebietseinheit Weser liegt der prozentuale Unterschied in einer vergleichbaren Höhe. Den weiteren Analysen der Landnutzung durch die Landwirtschaft liegt die LF zugrunde.

Landwirtschaftlich genutzte Fläche

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 jeweils rund 70 % der LF beträgt, sind im Wesergebiet die Flächenanteile für Getreide sowie für Hack- und Hülsenfrüchte leicht höher als im Bundesdurchschnitt. Demgegenüber fällt der Ackerfutterbau mit insgesamt 7,6 % der LF um knapp 2 %

geringer aus. Die nicht genutzte Fläche umfasst hauptsächlich die „prämierte Flächenstilllegung“ und betrug jeweils rund 6 % der LF.

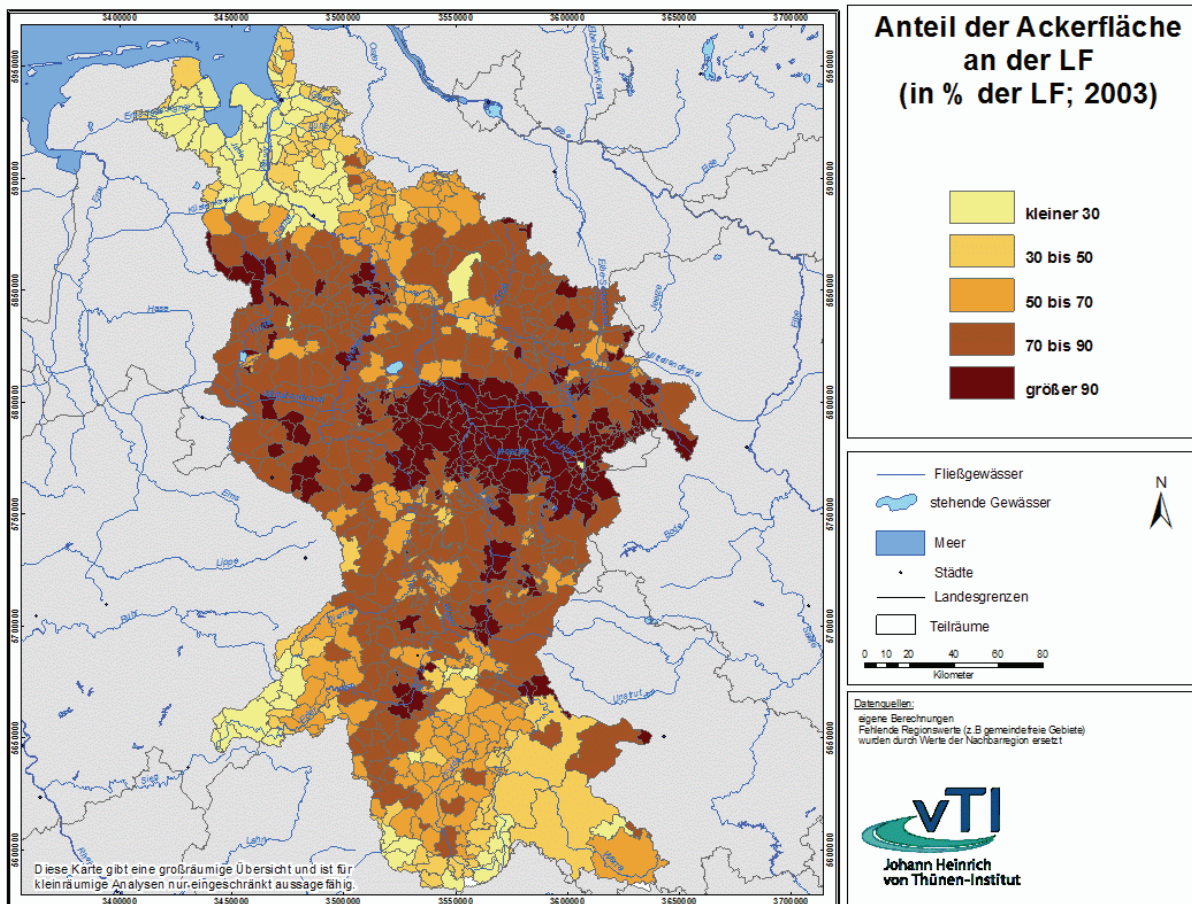
Tabelle 2: Flächennutzungsstruktur in Deutschland und in der Flussgebietseinheit Weser im Jahr 2003

		Deutschland		RAUMIS-Wesergebiet ¹⁾	
		(abs.)	(in %) ²⁾	(abs.)	(in %)
Gesamtfläche (2004)	1.000 ha	35.705	100,0	6.026	100,0
Siedlungs- und Verkehrsfläche	1.000 ha	4.452	12,5	767	12,7
Landwirtschaftsfläche	1.000 ha	18.932	53,0	3.303	54,8
Waldfläche	1.000 ha	10.649	29,8	1.699	28,2
Sonstige Fläche	1.000 ha	1.672	4,7	257	4,3
Landwirt. gen. Fläche (LF ³⁾ ; 2003)	1.000 ha	16.525	100,0	2.913	100,0
Dauergrünland	1.000 ha	4.968	30,1	899	30,9
Dauer- und Sonderkulturen	1000 ha				
Ackerfläche	1.000 ha	11.555	69,9	2.014	69,1
Getreide	1.000 ha	6.809	41,2	1.235	42,4
Ölsaaten	1.000 ha	1.216	7,4	166	5,7
Hack- und Hülsenfrüchte	1.000 ha	1.113	6,7	228	7,8
Silomais	1.000 ha	1.173	7,1	184	6,3
Sonst. Ackerfutter	1.000 ha	370	2,2	37	1,3
Flächenstilllegung	1.000 ha	939	5,7	166	5,7
Hauptfutterfläche	1.000 ha	6.447	39,0	1.120	38,4
Viehbestand	1.000 GVE	15.255	100,0	3.114	100,0
Milch	1.000 GVE	4.370	28,6	715	23,0
sonst. Rauhfutterfresser	1.000 GVE	5.175	33,9	941	30,2
sonst. Tiere	1.000 GVE	5.710	37,4	1.458	46,8
Viehbesatz insg.	GVE / ha LF	0,92		1,07	
Rauhfutterfresserbesatz	GVE / ha HF	1,48		1,48	

1) Landkreise (RAUMIS-Modellregionen), deren Fläche jeweils mehr als 10 % in der Flussgebietseinheit Weser liegt. - 2) Der jeweiligen Hauptkategorie. 3) LF=landwirtschaftlich genutzte Fläche

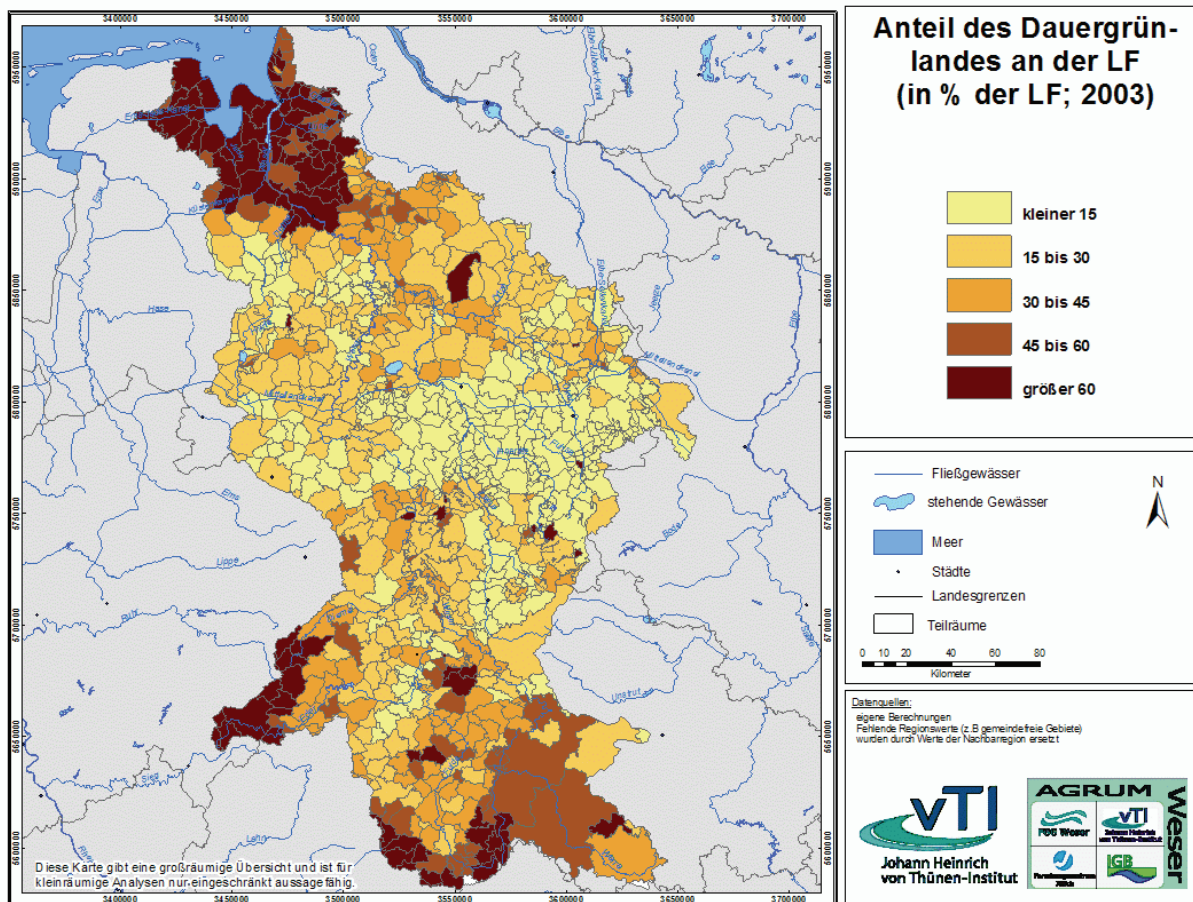
Aufgrund der in Kapitel 2.1 beschriebenen heterogenen Standortbedingungen in der Flussgebietseinheit Weser weist die regionale Landnutzungsstruktur deutliche Unterschiede auf. Entsprechend des durchschnittlichen Ackerflächenanteils von 70 % der LF weisen weite Bereiche Ackerflächenanteile zwischen 70 % 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).

Karte 5: Regionale Ackerflächenanteile in der Flussgebietseinheit Weser 2003 (in % der LF; 2003)



Am Unterlauf der Weser ist der Übergang von der Geest- in die nicht ackerfähige Marschregion in Karte 5 bzw. Karte 6 deutlich erkennbar. Während der Anteil des Ackerlands in der Vergangenheit in den Geestregionen durch den oben erwähnten Umbruch von Grünland kontinuierlich zunahm und im Jahr 2003 zwischen 70 und 90 % der LF lag, betragen die Grünlandanteile in den Marschregionen mehr als 60 % der LF. Dieser Unterschied ist im Hinblick auf die Struktur der Tierhaltung in beiden Regionen, Geest bzw. Marsch, und den jeweiligen Maßnahmen in der Landwirtschaft, Nährstoffeinträge zu reduzieren, von Bedeutung.

Karte 6: Regionale Grünlandanteile in der Flussgebietseinheit Weser 2003 (in % der LF; 2003)



2.2.2 Struktur der Tierhaltung im Untersuchungsgebiet

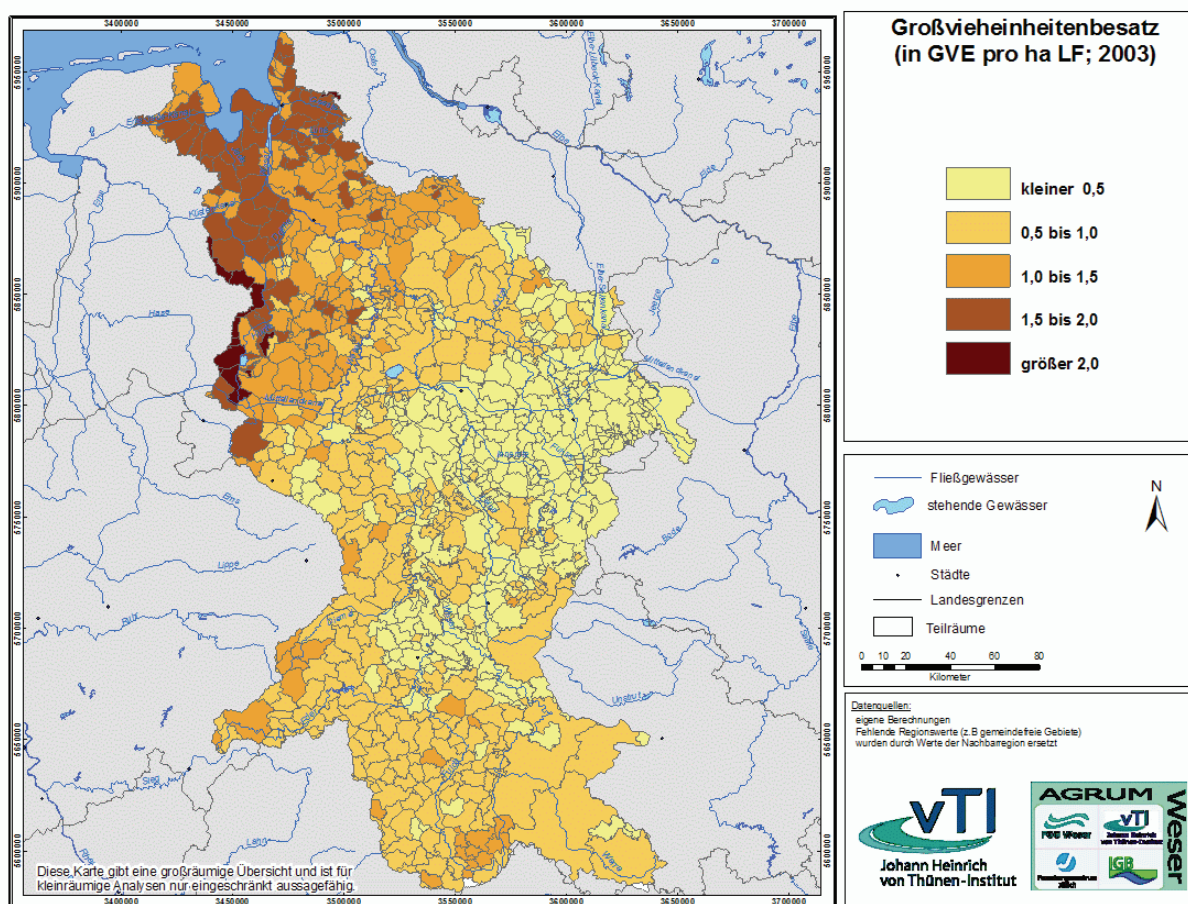
Für die Nährstoffüberschüsse spielt sowohl die Höhe des Viehbesatzes je ha LF als auch die Viehbestandsstruktur eine große Rolle. Im Hinblick auf die Landnutzung ist bei der Tierhaltung eine Unterscheidung zwischen Rohfutterfressern (z. B. Rindvieh und Schafe) und Nicht-Rohfutterfressern (z. B. Schweine und Geflügel) sinnvoll. Dabei werden in Deutschland die Rohfutterfresser durch den Rinderbestand dominiert, der wiederum weitgehend durch die Milchviehhaltung determiniert ist. Während Grünland ausschließlich von Rohfutterfressern 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 2003 mit rund 1,1 Großvieheinheiten (GVE) je ha LF über dem Bundesdurchschnitt von etwa 0,9 GVE je 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 53 % am gesamten Viehbestand auf Rauhfutterfresser, so lag er doch deutlich niedriger als in Deutschland, wo der Anteil etwa 63 % betrug. Somit spielte die so genannte „flächenunabhängige“ Viehhaltung von Schweinen und Geflügel in der Flussgebietseinheit Weser eine weitaus größere Rolle als im gesamten Bundesgebiet (vgl. Tabelle 2).

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 je ha LF und in wenigen Regionen darüber.

Karte 7: Regionale Viehbestandsdichten in der Flussgebietseinheit Weser (in GVE/ha LF; 2003)

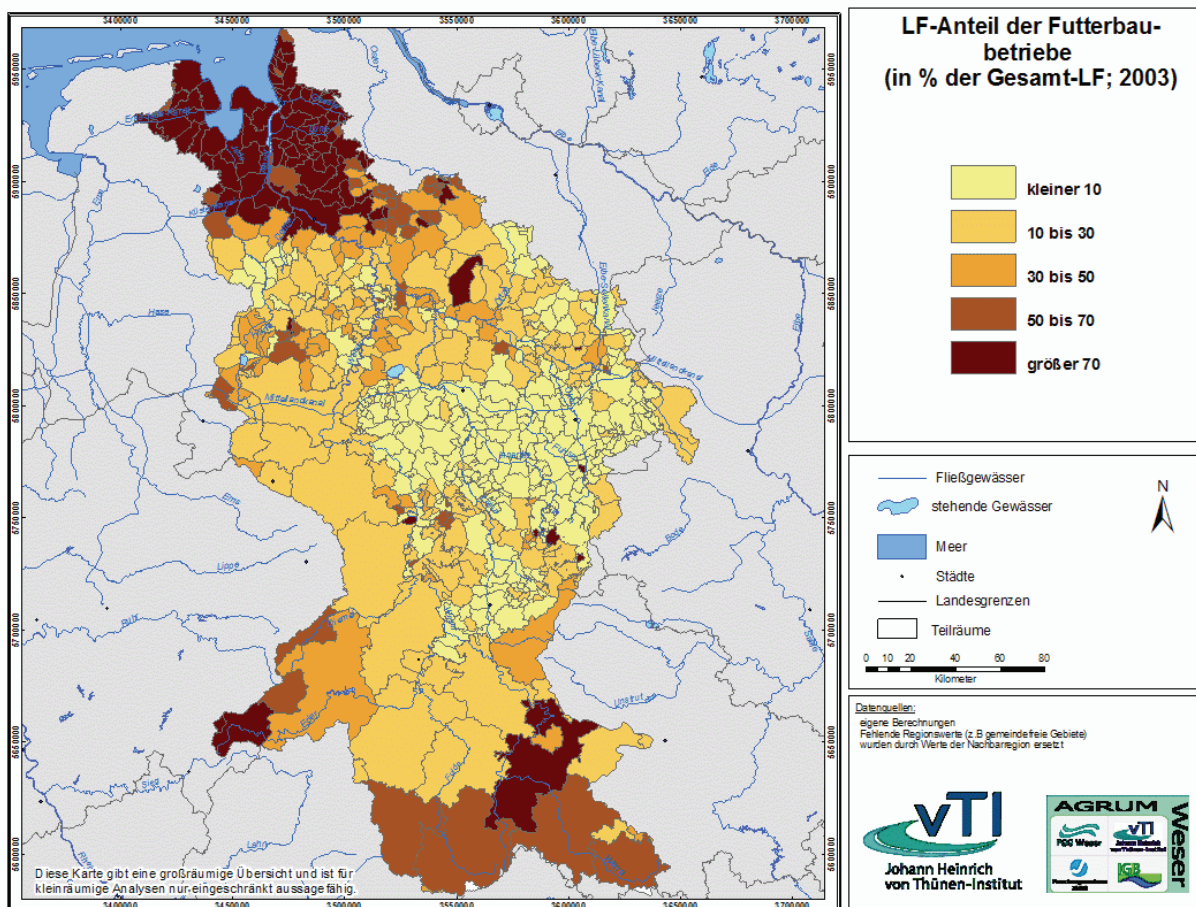


Die regionalen Unterschiede der Viehbestandsstruktur nach Rauhfutterfressern und Nicht-Rauhfutterfressern werden anhand der im Folgenden dargestellten Betriebsstruktur deutlich.

2.3 Betriebsstruktur

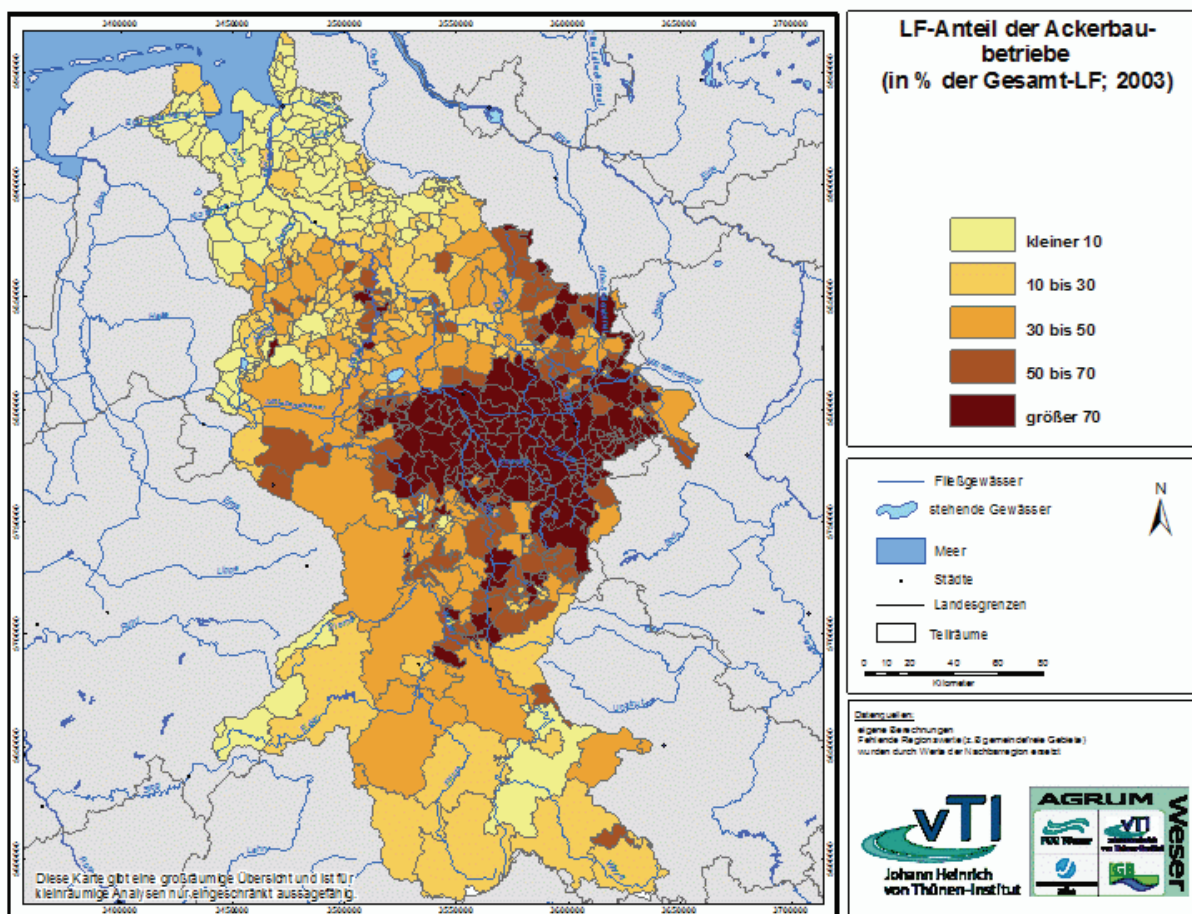
Die Struktur der landwirtschaftlichen Betriebe wird maßgeblich durch die Landnutzung und Viehhaltung determiniert. Da Grünland im Wesentlichen nur für den Futterbau genutzt werden kann, wurden im Jahr 2003 am Unterlauf der Flussgebietseinheit Weser sowie in den südlichen Mittelgebirgslagen (vgl. Karte 6) aufgrund des hohen Dauergrünlandanteils teilweise mehr als 70 % der LF erwartungsgemäß von Futterbaubetrieben bewirtschaftet (vgl. Karte 8).

Karte 8: Regionale Anteile der von Futterbaubetrieben bewirtschafteten LF in der Flussgebietseinheit Weser (in % der LF; 2003)



Demgegenüber wird die LF in Ackerbauregionen wie der Hildesheimer Börde zum Großteil von spezialisierten Ackerbaubetrieben bewirtschaftet (vgl. Karte 9). Eine Ausnahme bilden die Regionen im Nordwesten der Flussgebietseinheit Weser, die zwar durch einen Ackerflächenanteil von mehr als 70 % der LF gekennzeichnet sind, gleichzeitig aber auch sehr hohe Viehbesatzdichten aufweisen. In diesen Regionen entfällt der überwiegende Teil der Flächen auf Veredelungsbetriebe.

Karte 9: Regionale Anteile der von Ackerbaubetrieben bewirtschafteten LF in der Flussgebietseinheit Weser (in % der LF; 2003)



3. Modellverbund, Methodik

Für die Analysen im AGRUM-Weser Projekt wird ein interdisziplinärer Modellverbund bestehend aus dem regionalisierten agrarökonomischen Modell RAUMIS, den hydrologischen/hydrogeologischen Modellen GROWA/WEKU 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

Mit dem regionalisierten Agrarsektormodell RAUMIS lassen sich grundsätzlich Anpassungsreaktionen der Landwirtschaft in Deutschland an sich ändernde Rahmenbedingungen in einem komparativ-statischen Vergleich abschätzen. Im Forschungsvorhaben wird das Modell insbesondere zur Abschätzung der zukünftigen Entwicklung regionaler Nährstoffbilanzüberschüsse in der Flussgebietseinheit Weser verwendet. Die Grundlagen des Modells werden in den folgenden Abschnitten erläutert.

3.1.1 Zielsetzung des Modellsystems

RAUMIS ist ein partielles Angebotsmodell für den landwirtschaftlichen Sektor Deutschlands (HENRICHSMEYER et al., 1996). Mit diesem Modell werden vor allem folgende Ziele verfolgt:

1. Geschlossene regional differenzierte Ex-post-Abbildung des Agrarsektors durch Zusammenführung von Informationen verschiedenster Datenherkunft. Auf dieser Grundlage können beispielsweise umfangreiche Analysen der Ex-post-Entwicklung von Wettbewerbsfähigkeit zwischen den Regionen und zwischen Produktionsalternativen in Deutschland analysiert werden.
2. Simulation mittel- bis langfristiger Wirkungsanalysen alternativer Agrar- und Umweltpolitiken. Untersucht werden die Auswirkungen auf die landwirtschaftliche Produktion, den Faktoreinsatz im Agrarsektor, die landwirtschaftlichen Einkommen und die Agrar-Umwelt-Beziehungen (WEINGARTEN 1997a, 1997b).

Regionale und zeitliche Differenzierung

Die räumliche Differenzierung des Angebotsmodells RAUMIS basiert auf der Datenverfügbarkeit der administrativen Einheit des Landkreises bzw. der kreisfreien Stadt.

Durch Zuordnung der meisten der kreisfreien Städte zu benachbarten Landkreisen werden derzeit insgesamt 326 Modellkreise abgebildet. Über diese starke regionale Untersetzung werden die sehr heterogenen natürlichen Standortbedingungen in Deutschland sowie die unterschiedlichen Betriebsstrukturen weitgehend berücksichtigt. Darüber hinaus wird eine kleinräumliche Ebene zur Untersuchung der Umwelt-Agrar-Beziehungen erreicht.

Zeitlich werden in Abhängigkeit von der Periodizität der Agrarberichterstattung sechs so genannte Basisjahre unterschieden, und zwar die Jahre 1979, 1983, 1987, 1991, 1995 und 1999. Maßgeblich sind dafür die Informationen der Bodennutzungshaupterhebung (alle vier Jahre) und Viehzählung (alle zwei Jahre), mit Angaben zur Flächennutzung und durchschnittlichen Viehbeständen auf Kreisebene.

Prozessanalyse

Das Modellsystem RAUMIS ist in enger Anlehnung an die offizielle landwirtschaftliche Gesamtrechnung (LGR) konzipiert und entspricht den Regeln und Definitionen des „Europäischen Systems Volkswirtschaftlicher Gesamtrechnungen“ (ESVG)¹. Die Abbildung der gesamten Produktion des Agrarsektors erfolgt in über 50 landwirtschaftlichen Produkten, die mit einer Positivliste der LGR übereinstimmen. Ebenso wird im Modell der gesamte Input erfasst, der zur Erzeugung dieser landwirtschaftlichen Produktion notwendig ist.

Die gesamten sektoralen Produktions- und Inputmengen werden in diesem Prozessanalyseansatz auf verschiedene Produktionsaktivitäten in den abgegrenzten Modellkreisen verteilt und zugeordnet. Dabei liegen auf Kreisebene umfassende Informationen aus Fachstatistiken zu den Produktionsumfängen der über 40 abgebildeten Aktivitäten im Modellsystem RAUMIS vor, nicht jedoch zu den regional eingesetzten Inputmengen.

Die ermittelten durchschnittlichen Input-Aufwendungen der einzelnen Produktionsalternativen im jeweiligen Modellkreis basieren auf Kalkulationsdaten. Hier werden teils trendbasierte Funktionen verwendet, teils ertragsabhängige Bedarfsfunktionen eingesetzt. Zur Ableitung der Maschinenkosten, Reinvestitionskosten sowie Arbeitsbedarfe, die vor allem von der eingesetzten Technologie und den bestehenden Betriebsstrukturen abhängen, wird ein so genanntes Technologiemodul eingesetzt. Für jeden der Modellkreise wird eine aktivitätsanalytisch differenzierte Matrize aufgestellt. Die 326 Prozessanalysematrizen der Modellkreise werden in einem Konsistenzrahmenmodell mit der Landwirtschaftlichen Gesamtrechnung abgeglichen. Zum Vergleich dienen hierbei allerdings Dreijahresdurchschnitte der LGR, um von jahresspezifischen Sondereinflüssen zu abstrahieren.

¹ Vgl. EUROSTAT (1989): Handbuch zur landwirtschaftlichen und forstwirtschaftlichen Gesamtrechnung, Luxemburg.

Das Modellsystem RAUMIS verfolgt einen komparativ-statischen Ansatz bei der Prognose. Zwei zentrale Bereiche sind zu unterscheiden. In einem ersten Schritt erfolgt die Definition der Produktionsalternativen und der Restriktionen, die für die Entscheidungseinheiten im Zieljahr gelten. Bei der Spezifizierung der nichtoptimierungsendogenen Variablen sind folgende Module zu unterscheiden:

1. Trendbasierte Fortschreibung von Ertrags- und Inputkoeffizienten, Kapazitäten sowie Preisen bzw. Preisindizes.
2. Übernahme exogener Informationen in das Modellsystem beispielsweise aus anderen Modellen (AGEMEMOD, CAPRI²) oder von Marktexperten z. B. BMELV, vTI.
3. Anpassung der optimalen speziellen Intensität der Pflanzenproduktion an geänderte Preisrelationen.

In einem zweiten Schritt erfolgt die Ermittlung der optimalen Produktionsstruktur in den Modellkreisen hinsichtlich des Entscheidungskriteriums der Gewinnmaximierung. Die optimalen Produktionsstrukturen werden im Rahmen eines mathematischen Programmierungsmodells unter Verwendung des Ansatzes der Positiven Quadratischen Programmierung bestimmt (HOWITT, 1995).

Für jeden einzelnen der Modellkreise sowie für deren Aggregate liegen dann Informationen zu den Produktionsumfängen der über 40 landwirtschaftlichen Hauptverfahren, zu den Produktionsmengen von über 50 landwirtschaftlichen Erzeugnissen, zum Vorleistungs- und Primärfaktoreinsatz sowie zu den Entlohnungen der ausgeschöpften Kapazitäten, zur Einkommensrechnung gemäß der LGR sowie zu den Umweltindikatoren in den Basisjahren vor.

Die Einkommensrechnung erfolgt nicht nur aggregiert auf Modellkreisebene, sie kann ebenfalls nach den definierten Produktionsalternativen differenziert aufgearbeitet werden. Dadurch lassen sich Wettbewerbsvergleiche einzelner Produktionsalternativen zueinander und zwischen den Regionen durchführen. Die Einkommensbegriffe entsprechen ebenfalls der Definition der LGR.

In den modellgestützten Wirkungsanalysen mit dem Informationssystem RAUMIS erfolgt zunächst eine Status-quo-Projektion zum Zieljahr (derzeit das Jahr 2015). Darauf aufbauend werden Politikszenerien formuliert und Änderungen dieser Politikparameter in Wirkungsprognosen analysiert (KREINS et al., 2004).

² BRITZ, W. (ed) (2005). CAPRI Modelling System Documentation (online).

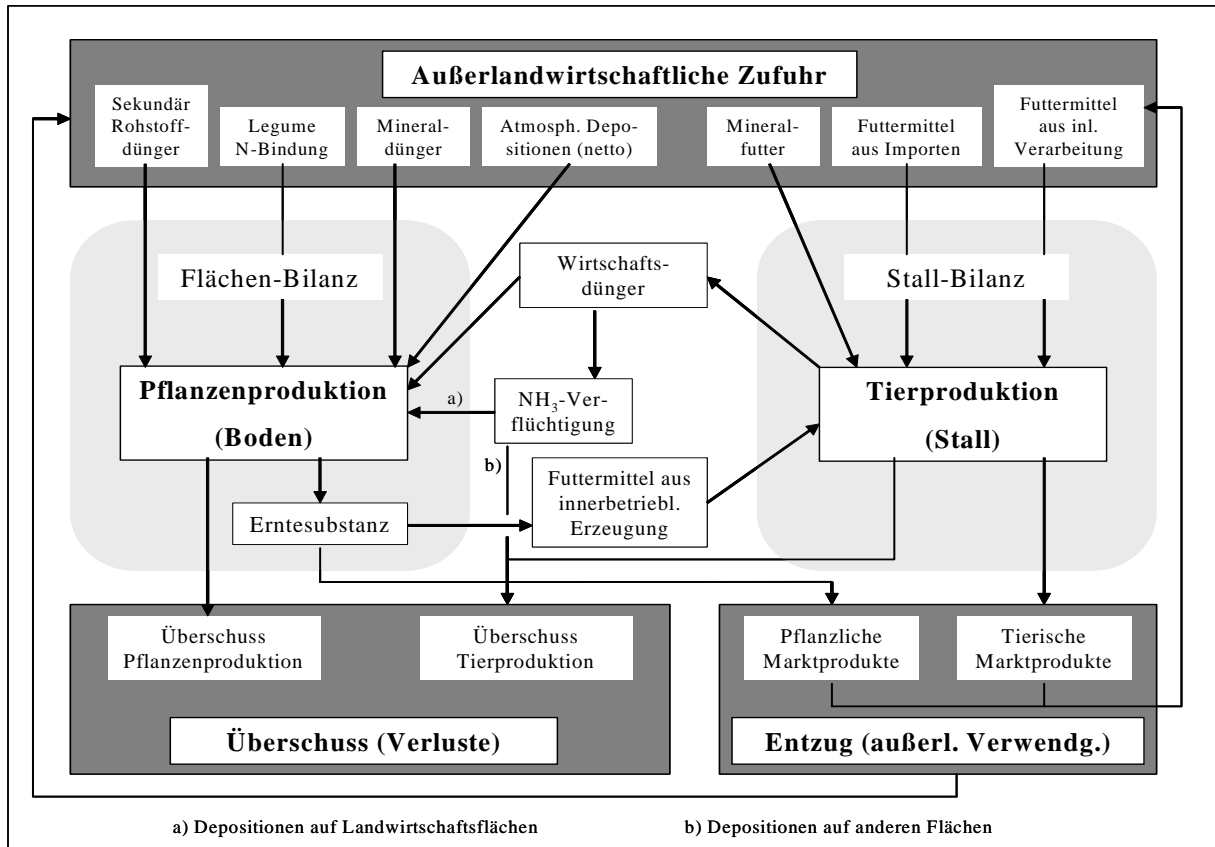
3.1.2 Nährstoffbilanzierung im RAUMIS-Modell

Nach PARCOM (1993) lassen sich grundsätzlich zwei Vorgehensweisen zur Bilanzierung landwirtschaftlicher Nährstoffströme unterscheiden: Die „nationale Grundmineralbilanz“ (auch sektorale oder „Hofor-Bilanz“) und die vollständige nationale Mineralbilanz.

Bei der nationalen Grundmineralbilanz wird der Agrarsektor als ein „Hof“ im Sinne einer Black Box betrachtet, in den Nährstoffe einfließen (Mineraldünger, extern erzeugte Futtermittel) bzw. dem Nährstoffe entzogen werden (Verkauf landwirtschaftlicher Produkte an andere Sektoren). Eine Betrachtung der Nährstoffflüsse innerhalb des „Hofes“ ist nicht möglich.

Die vollständige nationale Mineralbilanz stellt eine Ergänzung der oben geschilderten sektoralen Bilanz dar, da sie einen Einblick in die intrasektoralen Stoffflüsse des Agrarsektors gestattet (BACH et al., 1997, S. 2). Dieser wird in den Bereich Boden (pflanzliche Produktionsverfahren) und Stall (tierische Produktionsverfahren) untergliedert. Stoffflüsse zwischen „Boden“ und „Stall“ (z. B. Ausbringung des Wirtschaftsdüngers auf hofeigener Fläche; Verfütterung intern erzeugter Futtermittel an betriebseigenes Vieh) können bei diesem Verfahren ausgewiesen und differenziert betrachtet werden (Abbildung 1).

Abbildung 1: Fließschema der vollständigen nationalen Mineralbilanz für die Landwirtschaft nach PARCOM-Richtlinie



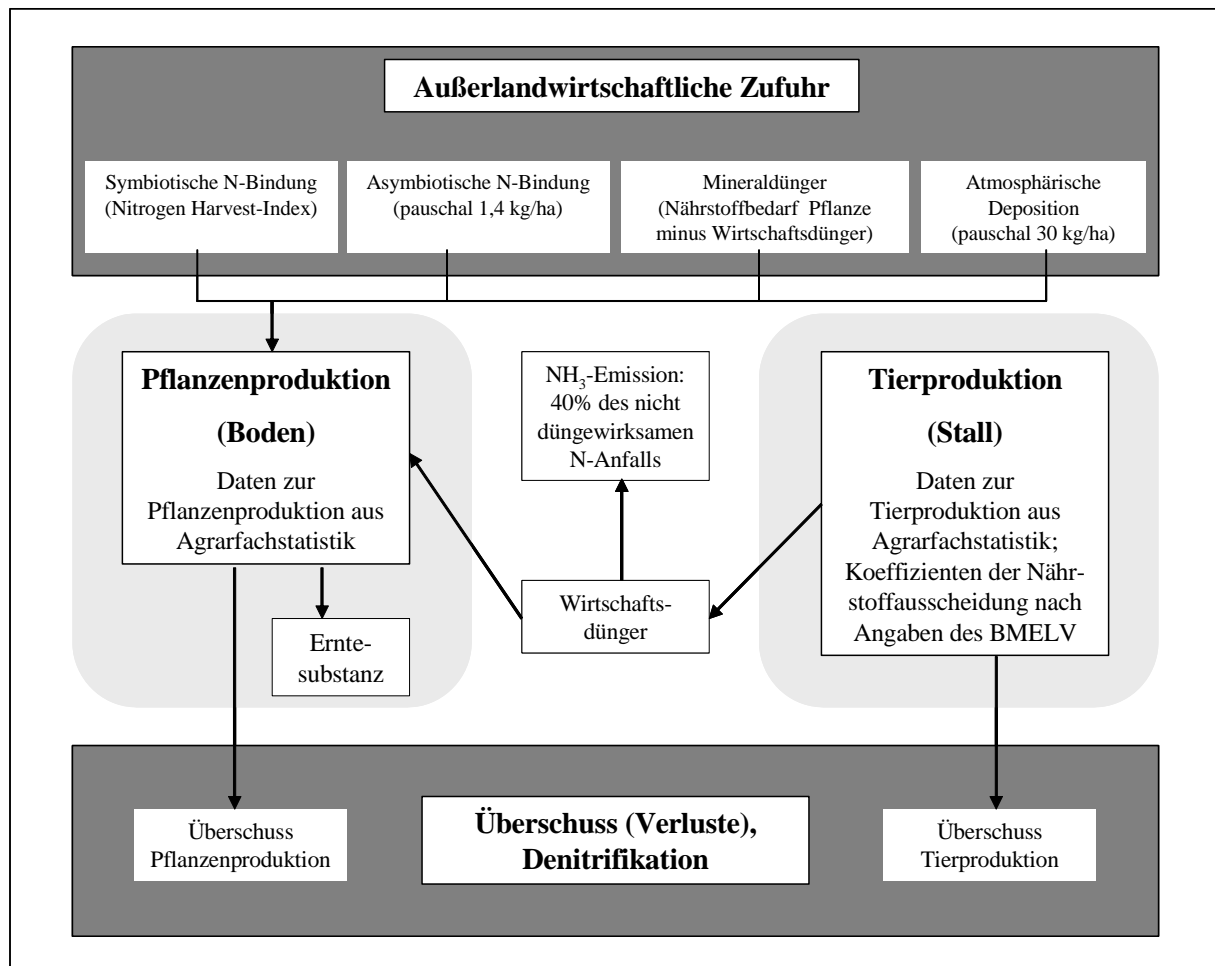
Quelle: BACH et al. (1997, S. 3).

Neben der Untersuchung intrasektoraler Stoffflüsse ist eine spezifische Bilanzierung der Teilbereiche Tier- und Pflanzenproduktion möglich, da die jeweils relevanten Input- und Outputgrößen getrennt ausgewiesen und betrachtet werden können. Zur Erstellung einer Gesamtbilanz werden die Ergebnisse der Einzelbilanzen miteinander verknüpft.

Vorgehensweise der Nährstoffbilanzierung im RAUMIS

Die im RAUMIS praktizierte Vorgehensweise zur Bilanzierung landwirtschaftlicher Nährstoffflüsse stellt eine Zwischenposition der beiden nach PARCOM unterschiedenen Methoden dar (siehe Abbildung 2).

Abbildung 2: Vorgehensweise der Stickstoffbilanzierung im Modellsystem RAUMIS



Quelle: Eigene Darstellung (vTI, Institut für Ländliche Räume).

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.

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 3: Positionen der Nährstoffbilanz im Modellsystem RAUMIS für N, P und K

		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		
	Auswaschung / Anreicherung im Boden	X	X	X
Nährstoffbilanzsaldo	Denitrifikation	X		

Quelle: Eigene Darstellung (vTI, Institut für Ländliche Räume) nach HENRICHSMEYER et al. (1992, S. 22).

Schätzung der Nährstoffbedarfe

Um die Höhe der auf landwirtschaftlicher Fläche zugeführten Nährstoffe bestimmen zu können muss zunächst abgeschätzt werden, wie hoch der Bedarf der auf der Fläche angebaute Kulturen an den zu bilanzierenden Nährstoffen ist.

Zur Ermittlung der Nährstoffbedarfe werden im RAUMIS lineare, ertragsabhängige Bedarfsfunktionen genutzt. Da die Ertragshöhe eines Anbaujahres zum Düngezeitpunkt noch nicht feststeht, werden regionale Ertragserwartungswerte modellendogen anhand Trendschätzungen bestimmt (HENRICHSMEYER et al., 1996, S. 132). Die Ableitung von Stickstoffbedarfsfunktionen (vgl. Tabelle 4) basiert hierbei auf Angaben des KTBL zum Düngbedarf landwirtschaftlicher Kulturpflanzen.

Tabelle 4: Nährstoffbedarfe der Pflanzenverfahren (kg/ha) in Abhängigkeit vom Ertrag (E) (dt/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 * E	1,4 * E
FKAR	40 +	0,4 * E	0,14 * E	0,6 * E
SKAR	70 +	0,2 * E	0,14 * E	0,6 * E
ZRUE	80 +	0,2 * E	0,1 * 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 zugrundegelegt.

Quelle: Eigene Berechnungen nach KTBL: Datensammlung für die Betriebsplanung in der Landwirtschaft, 13. Auflage, Landwirtschaftsverlag Münster-Hiltrup, 1993; VETTER, H., FÜRCHTENICHT, K., HAASE, R., KLASING, A., MÄHLHOPP, R. und G. STEFFENS: Wege zur Optimierung der Düngung in Weser-Ems, Landwirtschaftsverlag Weser-Ems, Oldenburg, o. J.; WINTER, F., JANSSEN, H., KENNEL, W., LINK, H. und R. SILBEREISEN: Anleitung zum Obstbau, 30. Auflage, Verlag Eugen Ulmer, Stuttgart, 1991; STORCK, H. (Hrsg.): Taschenbuch des Gartenbaues, 3. Auflage, Verlag Eugen Ulmer, Stuttgart; FAUSTZAHLEN: Faustzahlen für 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 N-Rücklieferungsindex begegnet. Die N-Rücklieferung ergibt sich aus dem N-Gehalt der Gesamtpflanze abzüglich des N-Gehaltes ihres Haupternteproduktes. Das Ergebnis dieser Subtraktion wird in einem zweiten Schritt mit dem jeweiligen fruchtartspezifischen N-Rücklieferungsindex multipliziert.

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

Berücksichtigung regionaler Standortfaktoren

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 KRÜLL (1988) von

- der nutzbaren Feldkapazität des Bodens,
- der Wasserdurchlässigkeit des Bodens sowie
- den Jahresniederschlägen ab.

Zur Bestimmung der regionalen Bodenverhältnisse wird die Bodenübersichtskarte (BÜK 1000) der Bundesanstalt für Geowissenschaften und Rohstoffe (BGR, 1995) genutzt. Den in der BÜK beschriebenen Bodentypen wird wiederum eine Relativzahl für die Wasserdurchlässigkeit und Durchlüftung sowie die nutzbare Feldkapazität des Wurzelraumes zugewiesen.

Auf Kreisebene liegen die Daten der verschiedenen Bodentypen hinsichtlich einer landwirtschaftlichen bzw. forstwirtschaftlichen Nutzung undifferenziert vor. Eine regionale Zuordnung wird durch die Reihung der verschiedenen Bodentypen nach ihrer Ertragsfähigkeit vorgenommen. Böden mit der höchsten Punktezahl werden dem Ackerland, Böden mit mittleren Punktezahlen dem Grünland und Böden mit der geringsten Punktezahl dem Wald zugeschrieben.

Die Bestimmung der Grünland- und Ackerflächen erfolgt unter Verwendung der Daten der Bodennutzungshaupterhebung von 1991 (STATISTISCHES BUNDESAMT, 1993).

Zur Ermittlung der durchschnittlichen jährlichen Niederschläge wird für die alten und die neuen Bundesländer auf unterschiedliche Datenquellen zurückgegriffen.

Grundlage zur Berechnung der Stickstoffbedarfsfaktoren sind Angaben der BAYERISCHEN LANDESANSTALT FÜR BETRIEBSWIRTSCHAFT UND AGRARSTRUKTUR (1986) (siehe Tabelle 5), die wiederum auf Ermittlungen von KUNTZE et al. (1988) beruhen.

Tabelle 5: Eckwerte zur Berechnung der N-Bedarfsfaktoren im Ackerbau in Abhängigkeit von Boden und Klima

Standort	Nutzbare Feldkapazität des Bodens (mm)	Wasserdurchlässigkeit und Belüftung des Bodens	Jahresniederschläge (mm)
Gut	> 200 sehr hoch	Hoch	< 700
Mittel	> 90 - 200 mittel, hoch	Eingeschränkt	< 700 - 800
Schlecht	< 90 gering	Ungenügend	> 800

Quelle: SCHLEEF und VON SOTHEN in HENRICHSMEYER (1996, S. 124).

Bei der Ermittlung des N-Bedarfsfaktors werden die nutzbare Feldkapazität, die Wasserdurchlässigkeit und die Durchlüftung des Bodens sowie die Niederschläge im Verhältnis 2:1:1 miteinander verrechnet (SCHLEEF und VON SOTHEN in HENRICHSMEYER, 1996, S. 124 und KRÜLL, 1988, S. 103). Der hierbei bestimmte Mehrbedarf wird dem ertragsabhängigen Stickstoffbedarf zugeschlagen. Während ein „guter Standort“ keinen Zuschlag erhält, wird der theoretische N-Bedarf eines „schlechten Standortes“ um bis zu 50 % erhöht. Um den Einfluss des Stickstoffmehrbedarfsfaktors zu verringern, wird er mit 0,9 multipliziert.

Beschreibung der Bilanzpositionen im RAUMIS

Zur besseren Transparenz der N-Bilanzierung werden im Folgenden die einzelnen Bilanzpositionen aufgelistet und näher erläutert.

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 Mineraldüngeräquivalents der verschiedenen Gülleverfahren wurde im RAUMIS eigens ein Güllemodul implementiert (TISSEN, 1991).

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 mit Hilfe der folgenden zwei Gleichungen beschreiben:

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

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

$\text{Bed_N}_{\text{minr}}, \text{Bed_P}_{\text{minr}}$: regionale Mineraldüngerbedarfe N, P

E_{fr} : regions- und fruchtartenspezifische Erträge

SBFN_r : regionsspezifischer N-Bedarfsfaktor

NRL_f : fruchtartenspezifische N-Rücklieferung

$\text{NWD}_r, \text{PWD}_r$: regionaler Wirtschaftsdüngeranfall N, P

NMDÄ_r : regionale Mineraldüngeräquivalente für Wirtschaftsdünger N

PMDÄ: Mineraldüngeräquivalente für Wirtschaftsdünger P
PAUS_f: fruchtartenspezifische Auswaschung P
KFN, KFP: Korrekturfaktoren für den Mineraldüngereinsatz N, P

In diesem Kapitel werden die einzelnen Schritte zur Ableitung des Mineraldüngereinsatzes näher erläutert.

Die Höhe der Gesamtzufuhr von organischem und mineralischem Dünger wird in Abhängigkeit der jahresspezifischen Ertragserwartung für die verschiedenen Feldfrüchte unter Berücksichtigung regionaler Boden- und Klimaverhältnisse berechnet. Zur Erfüllung des Gesamtbedarfs eines 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 Officialstatistik bekannten Sektorwerte kalibriert.

Zusätzliche Positionen der Stickstoffbilanz

Zusätzliche Positionen zur Bilanzierung landwirtschaftsbürtigen Stickstoffs im RAUMIS sind

- die symbiotische N-Fixierung sowie
- die asymbiotische N-Fixierung.

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 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 BMELV.

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 gegenübergestellt, 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 Dünge-VO vorgeschriebene Feld-Stall-Bilanz lässt großen Spielraum für Pauschalwerte (beispielsweise Erträge) zu und enthält im Vergleich zu bisher gültigen Verfahren höhere Abschläge für gasförmige N-Verluste. Aus diesen Gründen dürften diese Bilanzen tendenziell geringer ausfallen.

3.1.3 Weiterentwicklung der N-Bilanzierung für die Beschreibung des Ist-Zustands

Bilanzierungsmethode

Im Rahmen eines Vorprojektes zum WAgriCo-Projekt des Landes Niedersachsen wurde die Berechnungsmethodik von N-Bilanzen modifiziert. Auf der Basis einer Vielzahl von einzelbetrieblichen Informationen wurden im Wesentlichen Koeffizienten zum Ausnutzungsgrad des Wirtschaftsdüngers und zum Mineraldüngereinsatz geschätzt, wobei Teile dieser Koeffizienten in Abhängigkeit der Betriebsgruppe und der jeweiligen Rinder- bzw. Schweinebesatzdichte ermittelt wurden. Die detaillierte Vorgehensweise kann im Arbeitsbericht des Projektes nachgelesen werden (SCHMIDT et al., 2007).

Zu Beginn des AGRUM-Projektes 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. Bei der Übertragung der neuen Methodik auf die übrigen Bundesländer der Flussgebietseinheit Weser zeigt sich, dass aus mehreren Gründen ein Abweichen von dieser Methodik sinnvoll ist:

- 1.) Datengrundlage: Die nicht flächendeckend vorliegenden Informationen zur Rinder- und Schweinebesatzdichte in den einzelnen Betriebsgruppen erfordert 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 korrelieren die regionalen N-Bilanzen mit $r^2=0,98$ sehr stark.
- 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. 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.

- 3.) Atmosphärische Deposition: Im WAgriCo-Projekt wird zur Berücksichtigung der atmosphärischen Einträge ein regional einheitlicher pauschaler Wert unterstellt. Für das AGRUM-Projekt sollen flächendeckend regional differenzierte Angaben des Gauger-Modells genutzt werden (Datengrundlagen: GAUGER et al., 2002). Vergleichend dazu soll auch ein Rechengang mit pauschalierten Werten erfolgen, um die Daten mit WAgriCo vergleichen zu können.
- 4.) Für die Berechnung der N- und P-Bilanzen für das Jahr 2003 wurden nicht die tatsächlichen Erträge des Jahres zugrunde gelegt. Da es sich um ein extremes Trockenjahr gehandelt hat, würden die daraus resultierenden niedrigen Erträge dazu führen, dass die N- und P-Bilanzen überschätzt werden. Um ein durchschnittliches Jahr abzubilden, wurden deshalb die Trenderträge berücksichtigt, die sich in einem Jahr mit durchschnittlichem Witterungsverlauf wahrscheinlich eingestellt hätten.
- 5.) Da sich die im RAUMIS-Modell berechneten N- und P-Bilanzen auf die landwirtschaftlich genutzte Fläche beziehen, wurden sie für die Verrechnung in den hydrologischen Modellen auf die Landwirtschaftsfläche umgerechnet.
- 6.) Die hier dargestellten N-Bilanzüberschüsse berücksichtigen noch nicht die atmosphärischen N-Depositionen. Diese werden von den hydrologischen Modellen differenziert nach der Flächennutzung für die Berechnung der Gesamt-N-Einträge addiert.

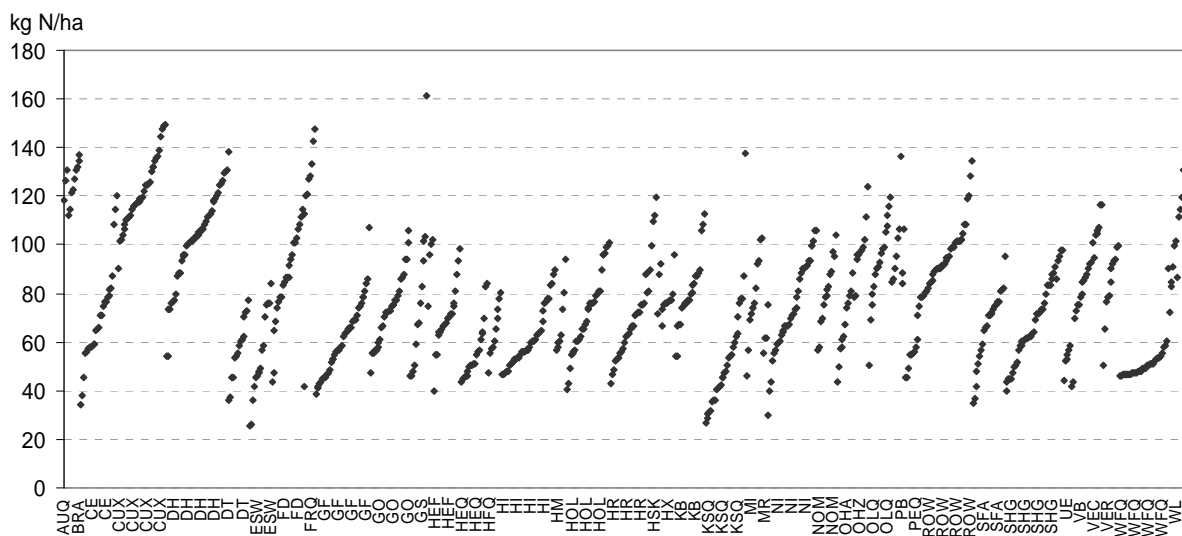
Regionale Differenzierung

Um Gefährdungspotenziale einzelner Regionen zu differenzieren, reicht eine Unterteilung der Gebiete auf der Aggregationsebene der Landkreise, wie es ursprünglich in RAUMIS vorgenommen wurde, oftmals nicht aus. Aufgrund starker Heterogenitäten innerhalb eines

Landkreises bezüglich Viehbesatzdichten, Düngungsintensitäten und Ertragspotenzialen zeigen die daraus errechneten N-Bilanzen 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 N-Überschüsse beiträgt, von großer Bedeutung.

Die Flussgebietseinheit Weser erstreckt sich ganz oder über Teile von 39 RAUMIS-Modellregionen der Bundesländer Niedersachsen, Nordrhein-Westfalen und Hessen. Für die in diesen Modellregionen liegenden Gemeinden wurden N-Bilanzen berechnet und jeweils nach ansteigendem Saldo sortiert. Durch diese Darstellungsweise (siehe Abbildung 3) wird die Heterogenität bezüglich der N-Bilanzen innerhalb der einzelnen Modellregionen (Landkreise) deutlich. So ergeben sich beispielsweise für die Region Diepholz (DH) rechnerische N-Bilanzsalden zwischen rund 70 und 140 kg N/ha. Demgegenüber ist die Heterogenität in der Region Wolfenbüttel (WFQ) weit weniger ausgeprägt. Hier liegen die N-Bilanzsalden zwischen 45 und 60 kg N/ha.

Abbildung 3: N-Bilanzen in den Gemeinden der Flussgebietseinheit Weser, gruppiert nach Landkreisen (kg N / ha LF; 2003)



3.1.4 Implementierung des Stickstoffvergleichs laut Düngeverordnung

Für die Entwicklung der Nährstoffbilanzüberschüsse bis zum Jahr 2015 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 je 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: In RAUMIS wurde eine zusätzliche Restriktion bzgl. der maximalen Ausbringungsmenge von Wirtschaftsdünger in Höhe von 170 kg N je ha Ackerfläche und 230 kg N je ha Grünlandfläche integriert. Bei den Berechnungen wurde der erlaubte Verlustabzug im Stall und Lager berücksichtigt, so wie sie in der Anlage „Kennzahlen für die sachgerechte Bewertung zugeführter Stickstoffdünger“ der DüV beschrieben sind. Die Ausbringung von Wirtschaftsdünger auf Dauerkulturflächen (z. B. Obstflächen) 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 N-Zufuhr 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 diffusen Stickstoffeinträge mit GROWA/WEKU

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

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

Im Gegensatz zum Nitrat wird Phosphat unter den in Böden auftretenden Bedingungen im Allgemeinen nicht abgebaut. Phosphat wird häufig adsorptiv an Bodenpartikel gebunden und wird in gelöster Form nur in ganz geringen Mengen ins 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 Bodenpartikeln 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 N- und P-Einträge 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:

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

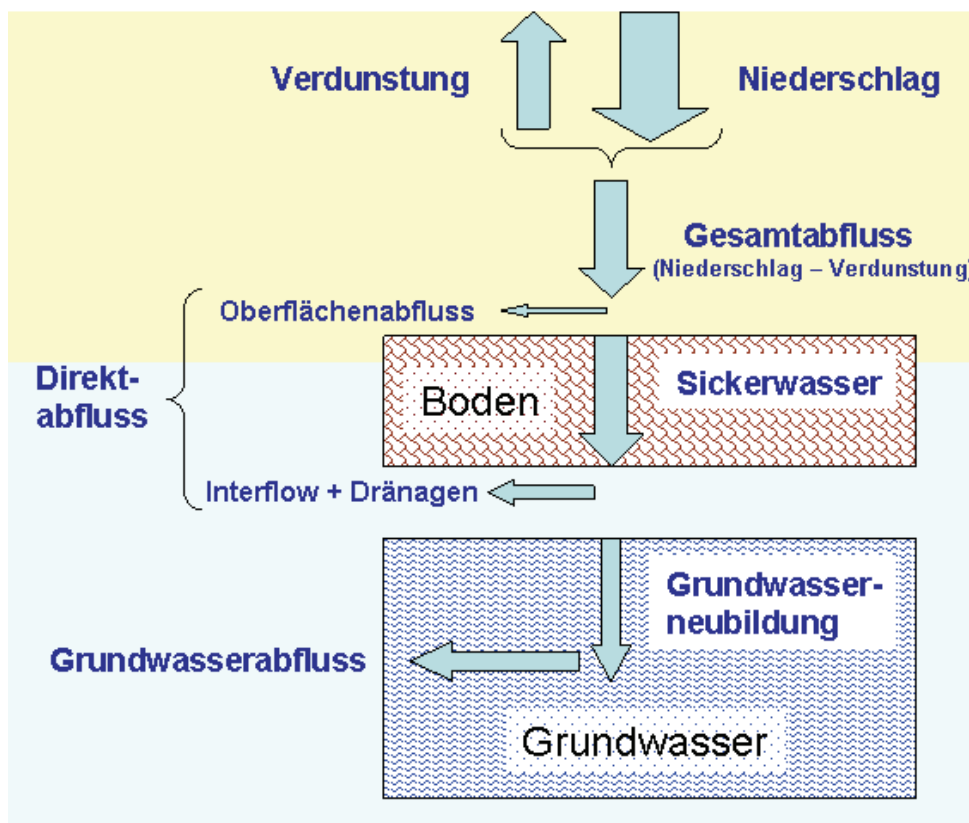
mit	Q_{ges}	=	Gesamtabfluss	(mm/a)
	N	=	Niederschlag	(mm/a)
	ET_{real}	=	reale Verdunstung	(mm/a)
	ΔS	=	Vorratsänderung	(mm/a)

Bei langjährigen Betrachtungen kann die Vorratsänderung vernachlässigt werden.

Der Gesamtabfluss Q_{ges} lässt sich in verschiedene Abflussanteile aufgliedern, die auf der Erdoberfläche oder im Boden und Grundwasserbereich mit unterschiedlichen Fließzeiten den Vorflutern zuströmen.

Als Oberflächenabfluss (Q_0) wird nach DIN 4059 der Teil des Abflusses gekennzeichnet, der, ohne in den Boden eingedrungen zu sein, oberirdisch einem Vorfluter zuströmt (siehe Abbildung 4). 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.

Abbildung 4: Die Komponenten des Abflusses in GROWA/WEKU



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 gestaut und fließt hangparallel dem größten Gefälle folgend oberhalb des eigentlichen Grundwasserbereiches in der wasserungesättigten Zone dem Vorfluter zu. Diese Abflusskomponente wird als natürlicher Zwischenabfluss (Q_I) bezeichnet und wird in DIN 4059 als der Teil des Abflusses definiert (siehe Abbildung 4),

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 langsamerer Abklingen der Abflussganglinien. Häufig wird der Zwischenabfluss in einen „unmittelbaren“ (schnellen) und einen „verzögerten“ (langsamen) Zwischenabfluss unterschieden, wobei dem „unmittelbaren Zwischenabfluss“ wesentlich höhere Volumenanteile zugeschrieben werden (BAUMGARTNER und LIEBSCHER 1990). PESCHKE (1997) und SCHWARZE et al. (1991) bezeichnen diese Abflusskomponente als „verzögerten Direktabfluss“. Die Fließzeit des Zwischenabflusses im Untergrund liegt meist in der Größenordnung von einem bis zu mehreren Tagen.

Bei grundwasserbeeinflussten oder staunässebeeinflussten Böden wurde der Wasserabfluss aus dem oberen Bodenbereich (Wurzelbereich) in vielen Regionen durch die Installation von Dränagesystemen (Rohrdrainagen, Grabendrainagen) beschleunigt. Hydraulisch stellen Dränagesysteme schnelle Abflusswege dar, die in ihrer Wirkung mit dem natürlichen Interflow vergleichbar sind. Dränageabfluss ($Q_{\text{Drä}}$) und natürlicher Interflow 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:

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

mit	Q_D	=	mittlere Direktabflusshöhe	(mm/a)
	Q_O	=	mittlere Oberflächenabflusshöhe	(mm/a)
	Q_I	=	Höhe des mittleren natürlichen Interflows	(mm/a)
	$Q_{\text{Drä}}$	=	Höhe des mittleren Dränageabflusses	(mm/a)

Nach DIN 4049 bezeichnet der Begriff der Grundwasserneubildung den Zugang von infiltriertem Wasser durch den Sickerraum zum Grundwasser. Die Infiltration ist der Zugang von Wasser unter anderem aus dem Niederschlag in den Bodenraum. Während die Infiltration an der Obergrenze des durchwurzelten Bodenraumes gemessen wird, findet die eigentliche Grundwasserneubildung an der Oberfläche des oberflächennahen Grundwasserkörpers statt (Abbildung 4). 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 (siehe Abbildung 1). 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 Wasserhaushaltes eines Gebietes entspricht der grundwasserbürtige Abfluss nach DIN 4059 der Grundwasserneubildung.

Von PESCHKE (1997) und SCHWARZE et al. (1991) wird der Basisabfluss in den „kurzfristigen“ Basisabfluss (verzögerter Zwischenabfluss) und den „langfristigen“ Basisabfluss (grundwasserbürtiger Abfluss) unterschieden. Der langfristige Basisabfluss entspricht dabei weitestgehend der Grundwasserneubildung (Q_{gw}) (PESCHKE, 1997). Die mittlere Grundwasserneubildungsrate in einer Landschaft kann somit durch folgende Gleichung 3 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 den Untersuchungsgebieten erfolgte basierend auf dem GROWA-Modell, welches von KUNKEL und WENDLAND (2002) 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. In den Folgejahren wurde das GROWA-Modell kontinuierlich erweitert und auf andere Landschaftsräume übertragen, z. B. auf das Bundesland Niedersachsen (DÖRHÖFER et al., 2001), das Bundesland Nordrhein-Westfalen (BOGENA et al., 2003) und die Metropolregion Hamburg (TETZLAFF et al., 2004). 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:

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

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...g) sind abhängig von der jeweils vorliegenden Bodenbedeckung. Die Werte können Tabelle 6 entnommen werden:

Tabelle 6: Konstanten für die Verdunstungsberechnung nach RENGER und WESSOLEK (DVWK, 1996)

Landnutzung	a	b	C	d	e
Ackerland	0,08	0,39	153	0,12	-109
Grünland	0,10	0,48	286	0,10	-330
Nadelwald	0,29	0,33	166	0,19	-127
Laubwald	0,047	0,047	0	0,02	430,1

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.

Aufgrund der vom RAUMIS-Modell ausgewiesenen mittleren langjährigen Nährstoffüberschüsse ist eine ereignisbezogene Ermittlung der über Abschwemmung in die Oberflächengewässer gelangenden N- und P-Frachten nicht möglich. Die Bestimmung der über Abschwemmungsvorgänge in die Oberflächengewässer eingetragenen Nährstoffüberschüsse erfolgte daher über eine Verknüpfung mit den im langjährigen Mittel zu erwartenden Oberflächenabflusshöhen. Zu deren Berechnung wurde ein Ansatz des US Soil Conservation Service (1972) verwendet, in dem die Höhe des Oberflächenabflusses als von der Niederschlagshöhe abhängiger Anteil an der Gesamtabflusshöhe ausgedrückt wird:

$$Q_o = Q_{ges} \cdot (500 - N_j)^{1,65} \quad \text{Gl. 5}$$

mit: Q_o = mittlere jährliche Oberflächenabflusshöhe (mm/a)
 N_j = 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 Oberflächenabfluss:

$$Q_{SW} = Q_{ges} - Q_O \quad \text{Gl. 6}$$

mit:

Q_{SW}	=	Sickerwasserrate (mm/a)
Q_{ges}	=	Gesamtabfluss (mm/a)
Q_O	=	Oberflächenabfluss (mm/a)

3.2.1.5 Berechnung der Grundwasserneubildung und des Zwischenabflusses

Wie in Kapitel 3.1 beschrieben, gelangen die in den Boden einsickernden Abflussanteile als Zwischenabfluss oder als Grundwasserabfluss in die Oberflächengewässer. Zur Ermittlung der Zusickerungsraten zum Grundwasser (Grundwasserneubildungshöhe) wird im GROWA-Modell eine Abflusseparation auf der Basis statischer Basisabflussanteile durchgeführt. Hierbei wird die Basisabflusshöhe im langjährigen Mittel als konstanter, von bestimmten Flächeneigenschaften abhängiger Anteil an der Gesamtabflusshöhe beschrieben:

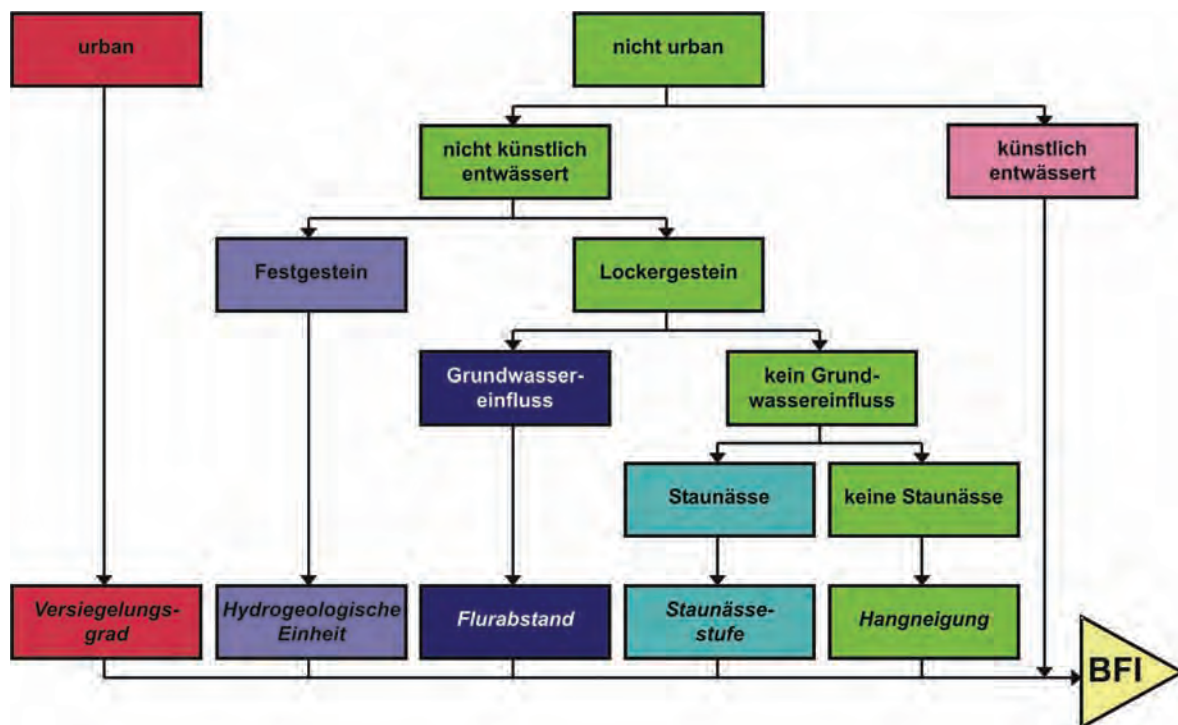
$$Q_{gw} = BFI \cdot Q_{ges} \quad \text{Gl. 7}$$

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 fünfstufig gegliedert (vgl. Abbildung 5).

Abbildung 5: Hierarchie der abflussrelevanten Gebietseigenschaften zur Ableitung der BFI-Werte im GROWA-Modell



Zunächst wird für den betreffenden Standort bestimmt, ob eine nennenswerte Versiegelung vorliegt. Liegt keine Versiegelung vor wird überprüft, ob künstliche Entwässerung (Dränage, Entwässerungsgräben) vorkommt. Ist dies ebenfalls nicht der Fall, wird zwischen Fest- und Lockergesteinsbereich unterschieden. Im Lockergesteinsbereich werden zusätzlich die bodenhydrologischen Faktoren Flurabstand und Staunässe sowie die lokale Hangneigung betrachtet. Im Festgesteinsbereich wird ausschließlich die hydrogeologische Gesteinseigenschaft als abflusswirksame Gebietseigenschaft angesehen. Für die fünf abflussrelevanten Gebietseigenschaften (siehe Abbildung 5) wurden insgesamt 21 unterschiedliche Standortklassen definiert, denen jeweils ein BFI-Wert zugeordnet wurde. Dies sind im Detail (siehe auch KUNKEL und WENDLAND, 1998; BOGENA et al., 2003):

- Zwei Versiegelungsklassen zur Ausweisung der Grundwasserneubildung in urbanen Regionen entsprechend des Versiegelungsgrades.
- Drei Klassen zur Unterscheidung des Einflusses des Grundwasserflurabstandes (in Lockergesteinsbereichen).
- Zwei Klassen zur Differenzierung des Staunäseeinflusses (in Lockergesteinsbereichen).
- Sieben Neigungsklassen zur Berücksichtigung des Einflusses der Hangneigung (in Lockergesteinsbereichen).

- Sieben Durchlässigkeitsklassen 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.

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 7). 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.

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 dem GIS ArcView.

Tabelle 7: Verwendete Datengrundlagen zur Wasserhaushaltsmodellierung mit GROWA

Datengrundlagen		Maßstab
Bodenbedeckung	Landnutzungskategorie	1 : 25.000
Klima	Niederschlag (Mai – Oktober)	Rasterwerte, disaggregiert auf 50 m
	Niederschlag (Nov. – April)	
	Potenzielle Verdunstung	
Topographie	Hangneigung	50 x 50 m ²
	Hangexposition	
Bodenparameter	Pflanzenverfügbares Bodenwasser	1 : 50.000
	Grundwassereinfluss	
	Staunässeinfluss	
Geologie	Hydrogeologische Gesteinseinheiten	1 : 200.000
Grundwassergleichen	Flurabstand	1 : 200.000

3.2.1.7 Quantifizierung des Nitratabbaus im Boden (DENUZ-Modell)

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; KUNKEL und WENDLAND, 2006).

Für die Modellierung der Denitrifikation im Boden wird eine MICHAELIS-MENTEN-Kinetik zu Grunde gelegt:

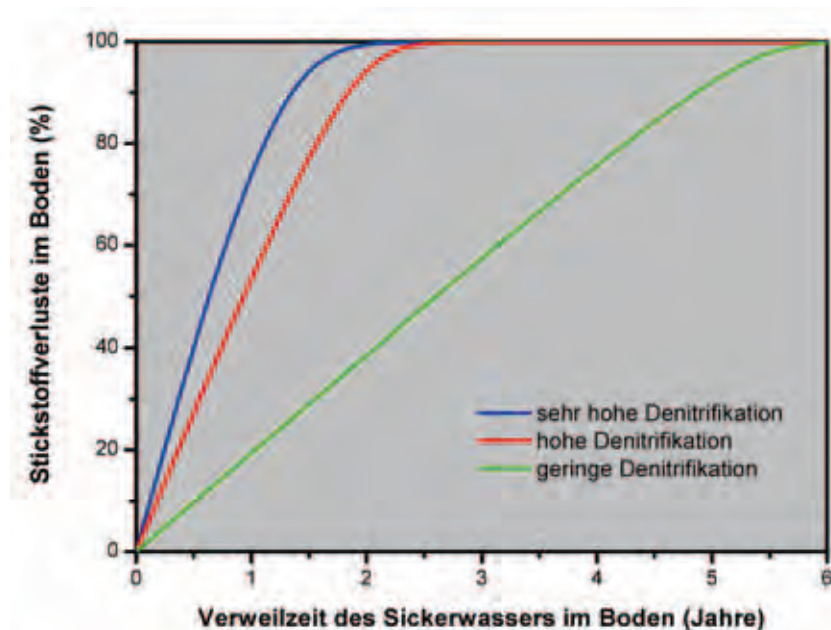
$$\frac{dN(t)}{dt} + D_{\max} \cdot \frac{N(t)}{k + N(t)} = 0 \quad \text{Gl. 8}$$

- mit: N(t): Nitratgehalt im Bodens nach der Verweilzeit t
t: Verweilzeit
D_{max}: maximale Denitrifikationsrate
k: Michaelis-Konstante

In der Gleichung stellt D_{\max} die von den Milieubedingungen abhängige maximale Denitrifikationsrate eines Bodens dar. Die MICHAELIS-Konstante (k) bestimmt den Bereich geringer Konzentrationen, in dem der Nitratumsatz von der Nitratkonzentration kontrolliert wird. Das Ausmaß des Nitratabbau wird hierbei durch die Verweilzeit des Sickerwassers in der durchwurzelt Bodenzone bestimmt.

Die MICHAELIS-Konstante wurde nach KÖHNE und WENDLAND (1992) auf Werte zwischen $k=18,7 \text{ kg N/ha}\cdot\text{a}$ (gute Denitrifikationsbedingungen) und $k=2,5 \text{ kg N/ha}\cdot\text{a}$ (schlechte Denitrifikationsbedingungen) gesetzt. Die sich daraus ergebenden Denitrifikationsverluste im Boden nach Lösen von Gleichung 8 als Funktion der Verweilzeit des Sickerwassers im Boden für verschiedene Denitrifikationsbedingungen ist am Beispiel einer Ausgangsfracht von $100 \text{ kg N/ha}\cdot\text{a}$ in Abbildung 6 exemplarisch dargestellt.

Abbildung 6: Stickstoffverluste im Boden als Funktion der Verweilzeit des Sickerwassers im Boden für unterschiedliche Denitrifikationsbedingungen und einem N-Überschuss im Boden von $100 \text{ kg N/ha}\cdot\text{a}$



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 fertig gestellte Studie zurückgegriffen (NLfB, 2005), in der Angaben 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 (siehe Tabelle 8). Für die übrigen Böden im Untersuchungsgebiet wird diese Einstufung in Absprache übernommen.

Tabelle 8: Denitrifikation in der Wurzelzone von Böden (NLfB, 2005)

Kennzeichnung der Denitrifikationsstufe		Denitrifikationsrate	Grund-/ Stauwassereinfluss in Wurzelzone (Randbedingung)	Geologische Ausgangssubstrate	Bodentypen (Beispiele)
Kurzzeichen	Bezeichnung	kg N/ha*a			
1	sehr gering	< 10 [10]	ganzjährig keine Wassersättigung	flachgr. verwitterte Festgesteine und tiefgr. verwitterte sandige Festgesteine sandige Lockergesteine	Syrosem, Ranker, Regosol, Rendzina Braunerde Bänderparabraunerde Podsol
2	gering	10 – 30 [20]	ganzjährig keine Wassersättigung	schluffige bis tonige Lockergesteine tiefgründig zu Schluff und Ton verwitterte Festgesteine humusreiche sandige Lockergesteine	Pararendzina 1) Parabraunerde 1) (Trocken-) Schwarzerde, Auenböden 4) Terra fusca 1), Terra rossa 1) Kolluvium 1) 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 Niedermoor- torfe	Gleye, Stagnogley Auenböden 5), Marschen Niedermoor, Hochmoor
5	sehr hoch	>> 150 [100*]	Grundwasser im Torfkörper	Anmoore, Moore und organ. Mudden	Niedermoor, Anmoorgley
			ganzjährig Grundwassereinfluss	z.T. humusreiche, fluviale, limnogene und marine Lockergesteine	Gley-Tschernosem Gley-Auenböden
			lang anhaltende Wassersättigung	Gesteine mit hohem Anteil an fossilem C und reduzierten S-Verbindungen	verschiedene Böden 3) Pelosole

3.2.1.8 Potenzielle Stickstoffausträge aus dem Boden-/Nitratkonzentrationen im Sickerwasser

Durch Kombination der Verweilzeit des Sickerwassers im Boden mit den Stickstoffüberschüssen im Boden (RAUMIS-Modellergebnis des vTI, Institut für Ländliche Räume) und den Denitrifikationsbedingungen im Boden werden durch (numerisches) Lösen von Gl. 7 die Denitrifikationsverluste im Boden berechnet und die *N-Austräge aus dem Boden* quantifiziert werden. Durch Kombination der berechneten N-Austräge aus dem Boden mit der vom GROWA-Modell ausgewiesenen Sickerwasserrate wird die potenzielle *Nitratkonzentration im Sickerwasser* berechnet.

Eine Reihe von Untersuchungen belegen, dass in der ungesättigten Zone unterhalb des durchwurzelten Bodenbereichs kein nennenswerter Nitratabbau stattfindet (z. B. VOSS, 1985; SCHULTE-KELLINGHAUS, 1987; OBERMANN, 1982; FRATERS, 2006; BROERS et al., 2004). Die quantifizierten Stickstoffausträge aus dem Boden stellen also für jede 100 m-

Rasterzelle die N-Mengen dar, die in das Grundwasser oder über den Direktabfluss in die Vorfluter eingetragen werden.

Geht man davon aus, dass die Nitratausträge aus dem Boden nach der Passage der Wurzelzone festgelegt sind, d. h. dass die Denitrifikation in tieferen Schichten der ungesättigten Zone vernachlässigt werden kann, so teilen sich die N-Einträge ins Grundwasser bzw. 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 Drainabfluss) 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 Interflow oder Drainageabfluss aufweist, so bedeutet dies gleichsam, dass 80 % der N-Austräge aus dem Boden über den Direktabfluss in die Oberflächengewässer gelangen.

Für die aus dem Boden ausgewaschenen N-Mengen, die mit der Grundwasserneubildung in den Aquifer eingetragen werden, ist der reaktive N-Transport im Aquifer zu berücksichtigen. Dies erfolgt über das hydrogeologische Modell WEKU (KUNKEL und WENDLAND, 1997; WENDLAND et al., 2004). Auf diese Weise wird der beim Transport des Grundwassers im Aquifer in einigen Regionen stattfindende Nitratabbau berücksichtigt.

3.2.2 Simulation des reaktiven Nitrattransports im Grundwasser (WEKU-Modell)

Um eine realistische Modellierung des Stickstofftransports im Grundwasser und damit der Stickstoffausträge in die Vorfluter durchführen zu können, ist es unbedingt erforderlich, die Denitrifikationsprozesse im Aquifer zu berücksichtigen. 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.

Nach den insbesondere in Europa und Nordamerika gesammelten Erfahrungen spielt neben partikulären organischen Substanzen vor allem Pyrit (FeS_2) eine wichtige Rolle als Reduktionsmittel im Aquifer (vergleiche hierzu KOROM, 1992). Pyrihaltige Aquifere sind in weiten Teilen des Norddeutschen Flachlandes verbreitet (HAHN, 1990). Grundlegende Untersuchungen in Deutschland hierzu wurden unter anderem von KÖLLE et al. (1983), KÖLLE (1984, 1989, 1990) und BÖTTCHER et al. (1985, 1989) in dem etwa 30 km

nordöstlich von Hannover im pleistozänen Tiefland gelegenen, ca. 300 km² großen Wassergewinnungsgebiet „Fuhrberger Feld“ durchgeführt.

Bei Reduktionsvorgängen wird zunächst immer das Oxidationsmittel verbraucht, durch dessen Reduktion der höchste Energiebeitrag freigesetzt wird. Energetisch niedrigere Oxidationsmittel können erst nach Aufbruch der höheren reduziert werden. Daher erfasst die Reduktionswirkung von Stoffdepots im Aquifer zunächst den Sauerstoff und dann das Nitrat (vergleiche hierzu auch LEUCHS, 1988; BÖTTCHER et al., 1985; ANDERSEN und KRISTIANSEN, 1984). In dieser Reihenfolge nimmt das Redoxpotenzial ab. Da sich die Reduktion durch Sauerstoff und die Denitrifikation gegenseitig ausschließen, bilden sich im Aquifer vertikale Zonen aus, in denen jeweils vorwiegend eine dieser Reaktionen abläuft. Naturgemäß erfolgt die Reduktion durch Sauerstoff in der geringsten Tiefe. Die Tiefenlage der einzelnen Zonen ist abhängig von der Geschwindigkeit des Grundwasserumsatzes, der Verfügbarkeit an reduzierten Verbindungen im Aquifer sowie der Menge an nachgeliefertem Nitrat. Oft sind die Zonen nicht sehr scharf voneinander getrennt. Ist ein Grundwasser sauerstofffrei, kann das mit dem Sickerwasser in den Grundwasserleiter eingetragene Nitrat während der Verweilzeit im Aquifer bei Anwesenheit von organischen Kohlenstoffverbindungen und/oder reduzierten Schwefel-Eisen-Verbindungen (Pyrit) zu molekularem Stickstoff (N₂) reduziert werden.

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 Stickstoffausträge 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.

3.2.2.1 Analyse des Nitratabbauvermögens der Grundwasserleiter

Der Prototyp eines nitratabbauenden Grundwassers weist Nitratgehalte von weniger als 1 m 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 m $\text{Fe(II)}/\text{l}$) bzw. mehr als 0,05 m $\text{Mn(II)}/\text{l}$) auftreten. Nitratreduzierende Grundwässer enthalten reduzierende anorganische Verbindungen (z. B. Pyrit) sowie Torf, Braunkohle und sonstige organischer Substanzen. Daher ist oft auch der DOC, mit dem indirekt der Gehalt an organischer Substanz im Grundwasserleiter bestimmt wird, erhöht.

Wo diese reduzierenden Stoffe im Untergrund fehlen, bleibt der Nitratgehalt, den das neu gebildete Grundwasser aufweist, größtenteils erhalten. Hierdurch können stark schwankende Nitratkonzentrationen auftreten, die je nach Eintrag an der Grundwasseroberfläche zwischen weniger als 1 m NO_3/l und weit über 100 m NO_3/l liegen können. Der Nitratgehalt des Grundwassers ist daher ein wichtiges Kriterium für die Klassifizierung einer grundwasserführenden Gesteinseinheit hinsichtlich des Nitratabbauvermögens. Kennzeichnend für den nicht nitratabbauenden Grundwassertyp sind weiterhin das Fehlen von Ionen des zweiwertigen Eisens und Mangans sowie das nur untergeordnete Auftreten von durch Kaliumpermanganat oxidierbaren Substanzen.

Um die grundwasserführenden Gesteinseinheiten nach dem Lösungsinhalt der relevanten Parameter in nitratabbauende (reduzierte) bzw. nicht nitratabbauende (oxidierte) Aquifere zu untergliedern, wurden in Anlehnung an DVWK (1992), HANNAPPEL (1996), OBERMANN (1982), HÖLTING (1996) und WENDLAND und KUNKEL (1999) Konzentrationsbereiche für die wesentlichen „Indikator-Parameter“ des Denitrifikationsvermögens im Aquifer definiert, die als Grenze für ein denitrifizierendes Milieu angesehen werden können. Diese sind in Tabelle 9 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 3 dargestellten Konzentrationen als Orientierungswerte zu betrachten sind. Außerdem gilt der Grundsatz, dass nicht jeder Grundwassertyp alle in der Tabelle aufgeführten Kennzeichen in der genannten Ausprägung aufweisen muss. Ist aber ein Wasser sauerstoffarm und nitratfrei und weist einen hohen Gehalt an Eisen und Mangan auf, so ist es damit als reduziert gekennzeichnet. Dabei fehlt nach GERB (1958) jede Beziehung zwischen der Restkonzentration an Nitrat und der an Eisen etwa derart, dass der Nitratgehalt eines Wassers umso geringer wird, je eisen(II)-reicher es ist oder umgekehrt. Es lässt sich nur sagen, dass Wässer, deren Eisen(II)-Gehalte über 0,2 m $\text{Fe(II)}/\text{l}$ liegen, nur selten Nitratkonzentrationen enthalten, die größenordnungsmäßig über 1 m NO_3/l liegen.

Tabelle 9: Konzentrationsbereiche der wesentlichen Indikatorparameter zur Identifizierung des Denitrifikationsvermögens im Aquifer

Parameter	Reduzierte Grundwässer	Oxidierter Grundwässer
Nitrat	< 1 m NO ₃ /l	Je nach Eintrag
Eisen (II)	> 0,2 m/ Fe (II)/l	< 0,2 m/ Fe (II)/l
Mangan (II)	> 0,05 m Mn (II)/l	< 0,05 m Mn (II)/l
Sauerstoff	< 2 m O ₂ /l	> 2 m 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). Bei Vorliegen einer genügend großen Anzahl von Grundwassermessstellen (bzw. -gütediten) für eine hydrogeologische Gesteinseinheit ist es möglich, das hydrochemische Milieu bzw. das Nitratabbauvermögen für die betreffende Gesteinseinheit auf Basis der Lösungsinhalte der in Tabelle 9 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.

3.2.2.2 Modellierung der Grundwasserverweilzeiten im oberen Aquifer

Bei der Modellierung der Nitratausträge in die Gewässer 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. Bei den hier untersuchten Untersuchungsgebieten stehen hingegen im Allgemeinen nur zweidimensionale Datengrundlagen zur Verfügung, wie z. B. die hydrogeologische Übersichtskarte HÜK 200 im Maßstab 1:200.000.

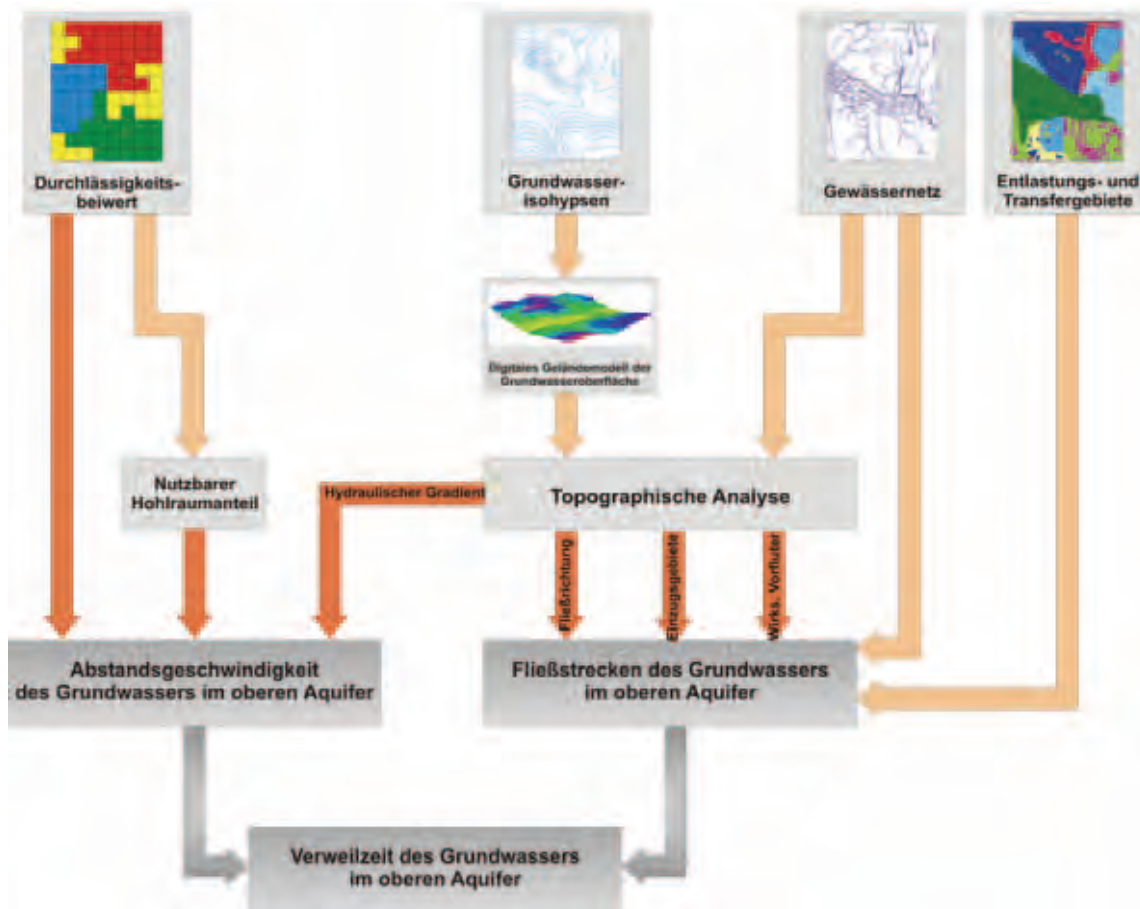
Das WEKU-Modell bietet die Möglichkeit, unter Berücksichtigung solcher zweidimensionaler Datengrundlagen eine realistische Abbildung des Weg-/Zeitverhaltens der grundwasserbürtigen Abflusskomponenten zu liefern. (WENDLAND, 1992; KUNKEL, 1994; KUNKEL und WENDLAND, 1997; KUNKEL und WENDLAND, 1999B; WENDLAND et al., 2004). Es basiert auf einem analytischen zweidimensionalen Ansatz, mit dem abgeschätzt werden kann, 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 stellt eine zweidimensionale Aufsicht auf einen Grundwasserkörper dar, arbeitet rasterbasiert und ist auf den oberen Aquifer bezogen. Die hierzu benötigten Informationen können durch Grundwassergleichenpläne und hydrogeologische Übersichtskarten zur Verfügung gestellt werden.

Das WEKU-Modell ist für die Betrachtung meso- und makroskaliger Einzugsgebiete entwickelt worden, in denen mit Verweilzeiten im Bereich von Jahren und Jahrzehnten zu rechnen ist. Die natürliche Heterogenität der betrachteten Aquifere, aber auch die Datenunsicherheiten aufgrund des Detaillierungsgrades der Datengrundlagen, werden durch eine stochastische Betrachtungsweise berücksichtigt (KUNKEL, 1994, KUNKEL und WENDLAND, 1997). Auf diese Weise kann der Einfluss der Variabilitäten der Modell-eingabegrößen 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 7 ist der Verfahrensgang der WEKU-Verweilzeitenmodellierung schematisch dargestellt. Die Modellierung umfasst drei Schritte. In einem ersten Schritt wird

zunächst aus den Grundwassergleichenplänen ein digitales Höhenmodell der Grundwasser- oberfläche des oberen Aquifers erstellt. Aus diesem Höhenmodell wird für jede Rasterzelle der hydraulische Gradient $\bar{\nabla}j$ nach Betrag und Richtung sowie die grundwasserwirksamen Vorfluter ermittelt.

Abbildung 7: Schematischer Überblick über den Verfahrensgang und die Datengrundlagen für die WEKU-Verweilzeitenmodellierung



Im zweiten Schritt wird aus den Modelleingabegrößen Durchlässigkeitsbeiwert (k_f), nutzbarer Hohlraumanteil (n_f) und hydraulischer Gradient ($\bar{\nabla}j$) das Feld der Abstandsgeschwindigkeiten \bar{v}_a flächendifferenziert berechnet:

$$\bar{v}_a = -\frac{k_f}{n_f} \cdot \bar{\nabla}j \tag{Gl. 9}$$

- mit:
- v_a : Abstandsgeschwindigkeit des Grundwassers (m/s)
 - k_f : Durchlässigkeitsbeiwert der Grundwasser führenden Gesteine (m/s)
 - n_f : nutzbarer Hohlraumanteil der Grundwasser führenden Gesteine (-)
 - ∇j : hydraulischer Gradient (-)

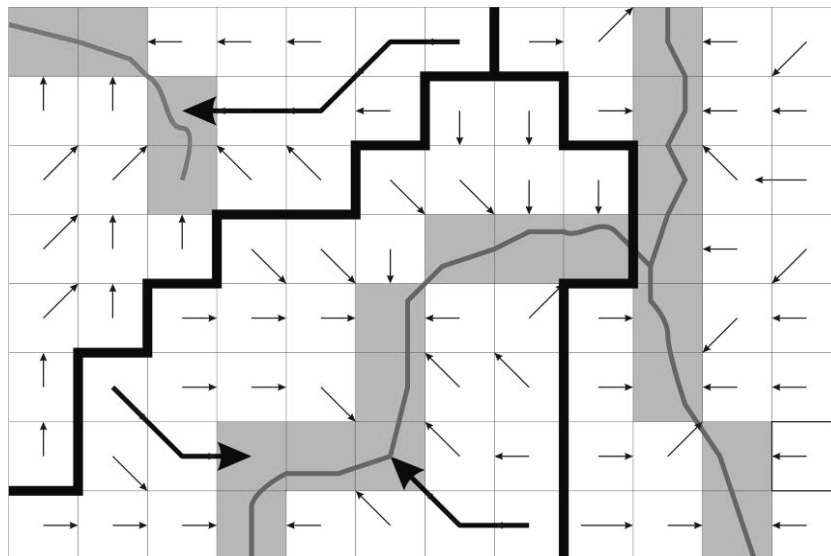
Im dritten Schritt wird die Verweilzeit des Grundwassers im Aquifer für jede Eintragszelle berechnet, wobei sich die Verweilzeit als Summe der Einzelverweilzeiten in allen Zellen entlang des Fließwegs vom Eintrags- bis zum Austragsort ergibt:

$$t(\bar{r}_0) = \int_{\bar{r}} \frac{d\bar{r}}{v_a(\bar{r})} \quad \text{Gl. 10}$$

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

Aufgrund der Diskretisierung des Untersuchungsgebietes in Rasterzellen kann das Integral in Gl. 10 durch eine Summation ersetzt werden. Die Verweilzeiten des Grundwassers ergeben sich dann durch die Addition der für die Einzelzellen berechneten Abstandsgeschwindigkeiten über den gesamten Fließweg, d. h. über im Allgemeinen mehrere Zellen. Die prinzipielle Vorgehensweise zur Ableitung der Fließwege des Grundwassers vom Eintrittsort in den Aquifer bis zum Austritt in ein Oberflächengewässer ist in Abbildung 8 illustriert.

Abbildung 8: Ermittlung der Fließwege des Grundwasser im WEKU-Modell



Dargestellt ist schematisch ein Ausschnitt des digitalen Höhenmodells der Grundwasseroberfläche, die grundwasserwirksamen Vorfluter und schattiert die Rasterzellen mit Vorfluterbesatz im DHM. Durch Pfeile sind die Fließrichtungen des Grundwassers in jeder Rasterzelle sowie exemplarisch drei vollständige Fließwege vom Grundwassereintritt bis

zum Vorfluter dargestellt. Die dick gezeichneten Linien geben die sich aus dem Höhenmodell ergebenden Einzugsgebietsgrenzen wieder.

An dieser Stelle sei ausdrücklich betont, dass die mit dem WEKU-Modell 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 durch Dränagen künstlich entwässert werden, häufig weniger als 10 % zum Gesamtabfluss bei. In diesen Regionen beziehen sich die angegebenen Verweilzeiten nicht auf die regional dominante Abflusskomponente. Dies ist bei der Interpretation und Anwendung der Ergebnisse unbedingt zu berücksichtigen.

3.2.2.3 Modellierung des reaktiven Stickstofftransports im oberen Aquifer

Die Abnahme des Nitratgehaltes im Aquifer wird, wie oben bereits erwähnt, durch eine Reaktion erster Ordnung beschrieben:

$$\frac{dN(t)}{dt} + k_n N(t) = 0 \quad \text{Gl. 11}$$

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

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

$$N(t) = N_0 \cdot \exp(-k_n \cdot t) \quad \text{Gl. 12}$$

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 N-Austräge die vollständige Betrachtung des Fließwegs des Grundwassers vom Eintrag in den Aquifer bis hin zum Austrag in den jeweiligen Vorfluter. Die Diskretisierung der Modellierung des N-Abbau erfolgt analog zur Verweilzeitenberechnung auf Rasterbasis, sodass sich der N-Gehalt nach dem Durchlaufen des Grundwassers durch eine Zelle aus der Grundwasserverweilzeit innerhalb der Zelle, dem N-Eintrag aus der Vorläuferzelle und der Denitrifikationskonstante ergibt.

Die Denitrifikationsbedingungen in den Grundwasser führenden Gesteinseinheiten wurden auf Basis von Grundwasseranalysen qualitativ ermittelt, wobei in drei Stufen (schlechte, mittlere und gute Abbaubedingungen) unterschieden wurde. Für Gesteinseinheiten mit guten Abbaubedingungen können auf Basis einer Reihe von Untersuchungen Werte für die Denitrifikationskonstante abgeleitet werden. Aus den Arbeiten von BÖTTCHER et al. (1989) im Fuhrberger Feld in der Nähe von Hannover lässt sich beispielsweise eine Reaktionskonstante zwischen 0,34 und 0,56 a⁻¹ ableiten, was einer Halbwertszeit der Denitrifikation zwischen 1,2 und 2,1 Jahren entspricht. Untersuchungen von VAN BEEK (1987) aus den Niederlanden ergaben eine Denitrifikationskonstante von $k_n \approx 0,17 \text{ a}^{-1}$, 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 Mussum zeigen konnte, durch den gestiegenen Eintrag von Nitrat in den Grundwasserleiter bereits weitgehend verbraucht. Neuere Untersuchungen von WALTHER et al. (2003) im Emsgebiet ergaben sehr vergleichbare Werte für k_n zwischen 0,2 a⁻¹ und 0,5 a⁻¹. Für reduzierte Aquifere, in denen eine Denitrifikation möglich ist, wurde daher für Regionen mit guten Abbaubedingungen von einer Denitrifikationskonstante von $k_n = 0,34 \pm 0,1 \text{ a}^{-1}$ ausgegangen. In Regionen mit schlechten Denitrifikationsbedingungen 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 lognormalverteilte Größe beschrieben wurde, sodass der Exponentialterm ($k_n \cdot t$) in Gl. 12 ebenfalls (annähernd) lognormalverteilt ist. Die Verteilung des Nitratgehalts in einer Rasterzelle als Funktion der Verweilzeit kann daher folgendermaßen beschrieben werden (KUNKEL, 1994):

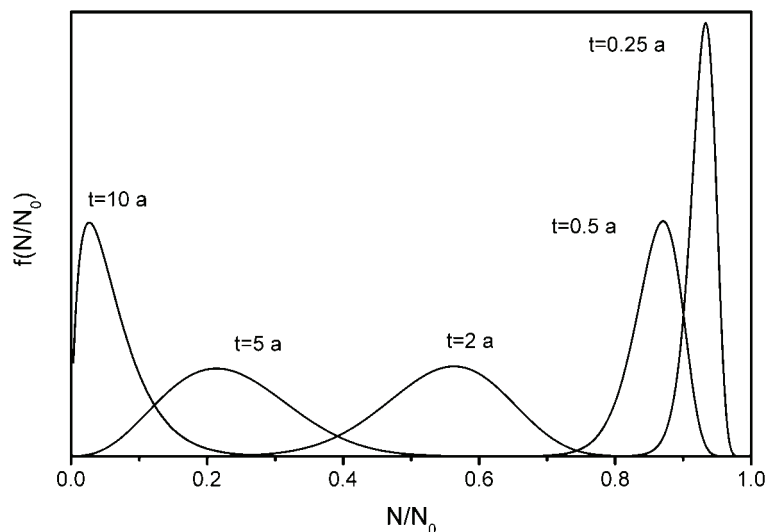
$$f(w) = \frac{-1}{\sqrt{2\pi} \cdot w \cdot \ln(w) \cdot \sigma_{KT}} \cdot \exp \left[-\frac{1}{2} \cdot \left[\frac{\ln(-\ln(w)) - \mu_{KT}}{\sigma_{KT}} \right]^2 \right] \quad \text{Gl. 13}$$

Wobei gilt:

$$\begin{aligned}
 w &= \frac{N(t)}{N_0} \\
 \mu_{KT} &= \ln(k_n \cdot t) - 0.5 \cdot \sigma_{KT}^2 \\
 \sigma_{KT}^2 &= \ln \left[\left(\frac{\sigma_{k_n}^2}{k_n^2} + 1 \right) \cdot \left(\frac{\sigma_t^2}{t^2} + 1 \right) \right]
 \end{aligned}
 \tag{Gl. 14}$$

In Abbildung 9 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 9: Verlauf der Verteilung der N-Gehalte im Grundwasser für unterschiedliche Grundwasserverweilzeiten



Bei sehr geringen Verweilzeiten von $t=0,25 \text{ a}$ ist der verbleibende N-Gehalt im Grundwasser (erwartungsgemäß) noch sehr hoch; die Breite der Verteilung ist relativ schmal. Mit steigender Verweilzeit nimmt der N-Gehalt 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.

3.2.2.4 Datengrundlagen

Die Datengrundlagen zur WEKU-Modellierung wurden bestehenden digitalen thematischen Datenbeständen der Länder entnommen (vgl. Tabelle 10). Bei der Auswahl der Datensätze war entscheidend, dass sie einerseits flächendeckend für die Pilotgebiete verfügbar waren und andererseits eine hohe räumliche Auflösung aufwiesen.

Tabelle 10: Verwendete Datengrundlagen zur Modellierung des reaktiven N-Transports im Grundwasser mit WEKU

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

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 dem GIS ArcView.

3.2.3 Quantifizierung der Nitratreinträge in die Oberflächengewässer

In den letzten Kapiteln wurden die wesentlichen Komponenten der Modelle GROWA/WEKU zur Modellierung des Stofftransports im Boden und Grundwasser beschrieben bzw. diskutiert. Die hierbei zentralen Komponenten sind zum einen der Stofftransport bzw. Stoffumwandlung im Boden und Grundwasser sowie die relevanten Wasserhaushaltskomponenten Direktabfluss und Grundwasserabfluss.

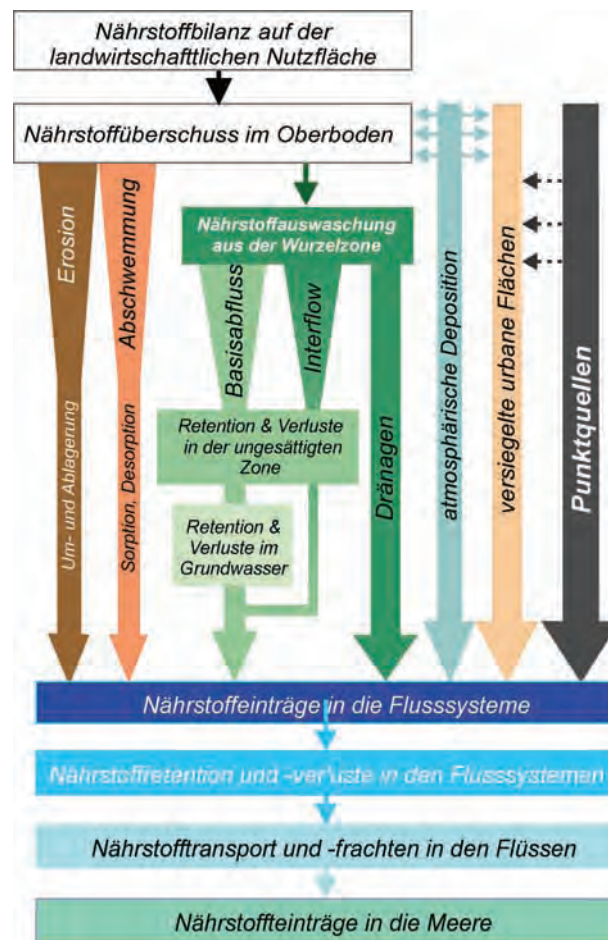
Abschließend werden diese Ergebnisse der Modellierung zusammengefasst und als N-Austräge in die Oberflächengewässer über die jeweiligen Austragspfade quantifiziert und in Kartenform dargestellt. Die nach der Denitrifikation verbleibenden N-Austräge in die Oberflächengewässer werden in den Karten hierbei jeweils für die Ausgangszelle dargestellt, für die der Eintrag in den Boden erfolgte. Als Endergebnis werden schließlich die sich aus der Summe von Direkt- und Grundwasserabfluss ergebenden N-Austräge in die Oberflächen-gewässer dargestellt.

3.3 MONERIS

Das Modell MONERIS (**MO**delling **N**utrient **E**missions in **RI**ver **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 auf Flussgebietsbasis kann bis zu einer Untergrenze von 1 km² erfolgen. 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 (vergleiche Abbildung 10). 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/Interflow,
- Dränagen,
- atmosphärische Deposition,
- versiegelte urbane Flächen,
- Punktuelle Einträge aus kommunalen Kläranlagen und durch industrielle Direkteinleiter.

Abbildung 10: Eintragspfade in MONERIS

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. Mit Hilfe der digitalen Teileinzugsgebiete (ab 1 km² Gebietsgröße) erfolgt die Erstellung eines Abflussbaums, in dem die Entwässerungsrichtung jedes Teileinzugsgebietes festgelegt ist. Anschließend erfolgt die Abflusskalibrierung auf Grundlage der hydrologischen Daten (z. B. interpolierte Niederschlagswerte der Jahresmittel der Niederschlagsstationen) sowie den jährlichen Abflusswerten der Abflussstationen. Anschließend können mit dem Modell MONERIS die punktuellen und die diffusen Einträge in die Gewässer der Teileinzugsgebiete berechnet werden. Dazu werden die Eintragspfade wie folgt berücksichtigt:

- Erosion: Der erosionsbedingte Sediment- und Nährstoffeintrag wird über ein Teilmodell berechnet, das lediglich die für einen Bodenabtrag in die Gewässer relevanten Flächen berücksichtigt. 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 SCHREIBER et al. (2005) ermittelt. Die gelösten Nährstoffkonzentrationen im Oberflächenabfluss werden als gebietsgewichtete Mittelwerte aus den Konzentrationen von Acker-, Grün- und Offenland ermittelt, wobei diese für Phosphor vom Grad der P-Sättigung des Oberbodens und bei Stickstoff vor allem von der Niederschlagskonzentration bestimmt werden.
- **Grundwasser/Interflow:** Die Berechnung der Einträge über den Grundwasserpfad erfolgt über eine Kopplung der Stickstoffüberschüsse der Landwirtschaft und der übrigen Flächen mit den Stickstoffkonzentrationen im Grundwasser mit Hilfe 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:** Die Ableitung des regional differenzierten Anteils der Dränflächen erfolgt auf Basis vorhandener kartierter Dränflächen, der Bodentypen und der Bodenwasserverhältnisse. Die Nährstoffeinträge in Gewässer werden über die nach Sommer- und Winterabflüssen differenzierte Dränspende und die Nährstoffüberschüsse der landwirtschaftlichen Flächen berechnet.
- Die atmosphärische Deposition auf Gewässerflächen wird über die Depositionswerte und die Gewässerfläche berechnet.
- Die Einträge von versiegelten urbanen Flächen werden unter Berücksichtigung der regionalen Unterschiede in den Kanalisationssystemen (Misch- und Trennsystem, keine Kanalisation) sowie dem Ausbaugrad 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 Flusssystemes entwickelt (BEHRENDT et al., 2000) und modifiziert (VENOHR, 2005). Damit ist 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 Flussgebiete angewandt (z. B. Axios, Elbe, Danube, Daugava, Po, Rhine and Vistula, Odra; 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). Letztere wurde bisher für ganz Deutschland mit ca. 800 Teileinzugsgebieten berechnet. Das

Einzugsgebiet der Weser wird nun mit knapp 1.400 Einzugsgebieten deutlich höher aufgelöst abgebildet.

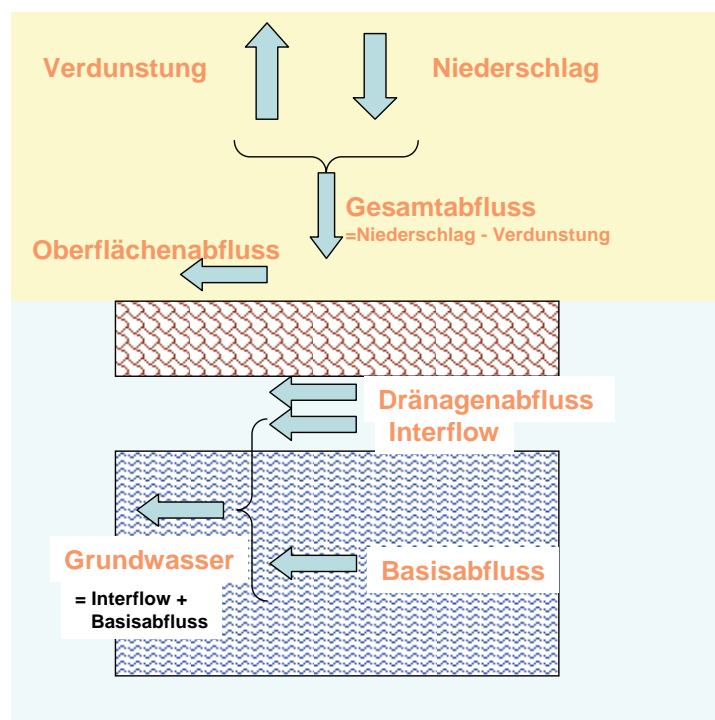
Für MONERIS ist neben der neuen Modelloberfläche auch ein Maßnahmentool entwickelt worden, das sowohl pfadbezogen als auch für unterschiedliche räumliche Bezugsebenen die Auswirkungen von Maßnahmen auf den Stoffeintrag in die Gewässer berechnet (z. B. Erhöhung des Anteils der Ackerflächen mit Mulchsaat in Hessen). Somit ist die Modellierung von gebietspezifischen Maßnahmenpaketen möglich (z. B. Auswahl unterschiedlicher Maßnahmenkombinationen für Gebiete im Ober- bzw. Unterlauf, HOT-Spot-Gebiete usw.).

3.3.1 Modellierung der Hydrologie

Folgende Abflusskomponenten werden mit dem Modell MONERIS auf Grundlage des berechneten Gesamtabflusses modelliert (Abbildung 11):

- Oberflächenabfluss,
- Drainageabfluss,
- Grundwasserabfluss/Interflow,
- Abfluss von urbanen Gebieten.

Abbildung 11: Abflusskomponenten im Modell MONERIS



Dazu sind zunächst einige vorbereitende Schritte notwendig, wie die Erstellung eines Abflussbaumes (welcher die Fliessrichtung für jedes einzelne Teileinzugsgebiet definiert), der Abflussgleichung (welche den Abflussbaum für die Anwendung in MONERIS in entsprechende Formeln umwandelt) als auch die Abflusskalibrierung, welche für die Teileinzugsgebiete auf Grundlage von der Gebietsverdunstung und den Gebietsniederschlägen unter Berücksichtigung der Werte der Abflusspegel den Gesamtabfluss berechnet. Zudem ist die Quantifizierung der Gewässeroberfläche vor allem zur Berechnung der Retention im Gewässer notwendig.

3.3.1.1 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.

3.3.1.2 Abflussgleichung

Die Abflussgleichung (FNE) ist die Umformung des Abflussbaumes in eine Formel für die Anwendung in MONERIS. Sie beschreibt die Topologie des Gewässernetzes. Die FNE wird mit Splitting, ohne Splitting und als FNE Oberlauf im MONERIS eingefügt. Mit letzterer wird z. B. der Abfluss ermittelt, der von stromaufwärts gelegenen Einzugsgebieten in das betrachtete Teileinzugsgebiet entwässert ohne jedoch den Gebietsabfluss des jeweiligen Teileinzugsgebiets zu berücksichtigen. Diese Version berücksichtigt ebenfalls Splittings.

3.3.1.3 Abflusskalibrierung

Für die Anwendung von MONERIS werden mittlere jährliche Abflüsse von allen Teileinzugsgebieten benötigt. Die Modellierung dieser erfolgt in zwei Schritten:

1. Berechnung der langjährigen mittleren Gebietsabflüsse und
2. die anschließende Übertragung auf die Einzeljahre.

Zunächst erfolgt die Zusammenstellung eines Datensatzes mit Stationen, zu denen jährliche Abflüsse für möglichst viele Jahre verfügbar waren. Die Stationen wurden zusätzlich so ausgewählt, dass sie das gesamte Untersuchungsgebiet gleichmäßig abdecken. Sowohl zu große Lücken als auch eine zu große Nähe zwischen den Stationen können problematisch für die Kalibrierung sein. Insgesamt ergab sich für die Kalibrierung ein Datensatz mit Abflüssen von 31 Pegeln.

Für die langjährigen mittleren Gebietsabflüsse wurden die mittlere Gebietsverdunstung (V) (1961 bis 1990) und die mittleren Niederschläge (N) (1983 bis 2005) verwendet. Aus Bilanz von Niederschlag und Verdunstung lässt sich der unkorrigierte Gebietsabfluss berechnen. Da Niederschlag und Verdunstung nicht den gleichen Zeitraum abdecken wurde zusätzlich ein Korrekturfaktor (k) eingeführt: $Q=N-k \cdot V$. Der Korrekturfaktor wurde allen Teileinzugsgebieten im Einzugsgebiet einer Messstelle zugewiesen, solange diese nicht schon einer anderen stromaufwärts gelegenen Messstelle zugeordnet wurden. Unter Verwendung der FNE mit Splitting konnten die Teileinzugsgebietsabflüsse zu den gesamten Gebietsabflüssen aufsummiert werden. Durch Kalibrierung der Korrekturfaktoren wurden die aufsummierten Gebietsabflüsse anhand der gemessenen Abflüssen kalibriert. Abschließend erfolgte durch eine Kartenüberlagerung ein Vergleich der berechneten Gebietsabflüsse mit denen des Hydrologischen Atlases (Referenz). Orographisch bedingte Abweichungen zu den Abflüssen des Hydrologischen Atlases, z. B. durch Steigungsregen oder Regenschatten) konnten durch die manuelle Zuweisung des Korrekturfaktors von benachbarten Teileinzugsgebieten minimiert werden.

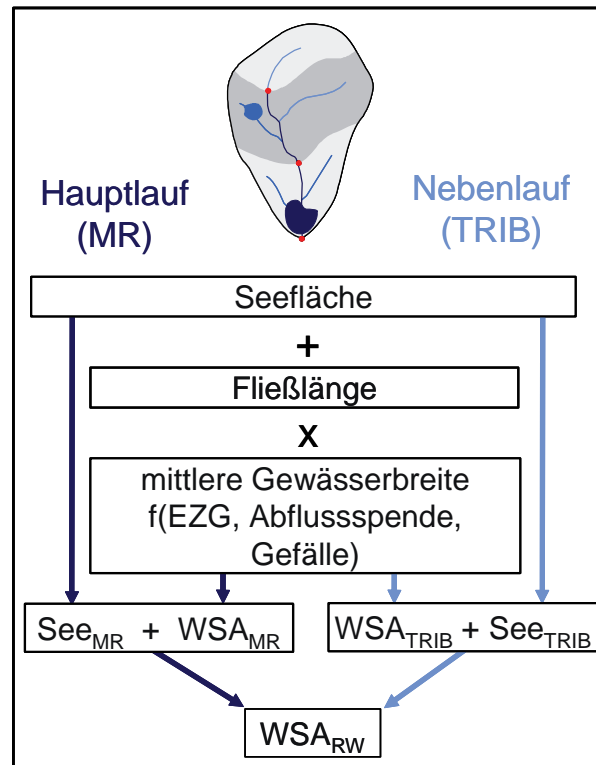
Die Teileinzugsgebietsabflüsse der Einzeljahre basiert auf der räumlichen Verteilung der mittleren jährlichen Teileinzugsgebietsabflüsse. Für die Anpassung der Gebietsabflüsse an die gemessenen Abflüsse der 31 Pegel wurden die den Pegeln zugewiesenen Korrekturfaktoren angepasst, wobei die Faktoren individuell angepasst, jedoch die Zuordnungen der Faktoren zu den Teileinzugsgebieten nicht verändert wurden.

3.3.1.4 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 die Gewässeroberfläche als Produkt der Fließlänge und der Gewässerbreite ab, wobei zwischen Haupt- und Nebenläufen unterschieden wird (Abbildung 12). Für die Kalibrierung und Validierung wurden rund 500 Flusssysteme mit verschiedenen hydromorphologischen Charakteristika in Europa verwandt. Die Kalibrierung basiert sowohl auf Messungen der Flussbreite als auch auf detaillierten hydrologischen

Karten, in denen Informationen zu Flussbreite vorliegen. Die berechnete Gewässer-oberfläche wurde verifiziert durch statistische Daten der deutschen Bundesländer.

Abbildung 12: Berechnung der Gewässerfläche (WSA) von Haupt- (MR) und Nebenläufen (TRIB) in Flusssystemen nach VENOHR et al. (2005)



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 wird 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 11) 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 11: Skalierungsfaktoren für Karten unterschiedlicher Maßstäbe, unterteilt in Haupt- (MR) und Nebenlauf (TRIB)

Karten	Maßstab	Skalierungsfaktor	
		S _{TRIB}	S _{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

3.3.1.5 Quantifizierung von Nährstoffeinträgen

Grundlage für die Abschätzung der Phosphor- und Stickstoffeinträge von kommunalen Kläranlagen und direkten industriellen Abwässern waren die Daten der Bundesländer zu den Kläranlagenstandorten sowie eine Datei zu den chemischen Parametern, die im Zuge der Berichtspflichten zur Umsetzung der WRRL zusammengestellt wurden. Die Daten waren teilweise unvollständig (so fehlten teilweise die Abwassermengen, Koordinaten oder Daten der Kläranlagen zu den chemischen Parametern). Soweit möglich, wurden die Daten vervollständigt.

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 durchschnittlichen Nährstoffkonzentration und dem durchschnittlichen jährlichen Abfluss.

3.3.1.6 Nährstoffeinträge aus diffusen Quellen

Eingangsdaten sind die berechneten Stickstoffbilanzen des vTI für die Jahre 2003 und 2015. Zudem geht noch ein Szenario ein, dass das Erreichen eines „guten Grundwasserzustands“ widerspiegelt.

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.

Die Depositionsraten für Stickstoff gehen, wie im Kapitel 4.4 beschrieben, landnutzungsspezifisch in die Modellierung ein (GAUGER et al., 2008). Durch die Verschneidung der Depositionsdaten mit den Einzugsgebietsgrenzen werden allen Wasserflächen die mittlere NO_x-N- und NH₄-N-Deposition ihrer überlagernden Rasterkarte zugeordnet.

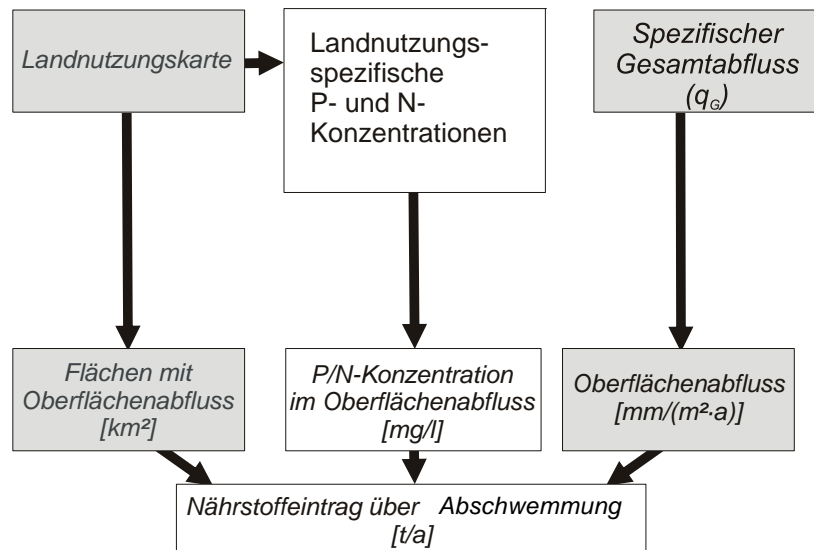
Die gesamte P-Depositionsrate, die von der Landnutzung der betrachteten Fläche abhängig ist, liegt erfahrungsgemäß im Bereich zwischen 0,3 und 3,0 kg P/ha·a. Anhand der Analyse statistischer Daten (BEHRENDT, et al., 2002) lässt sich für europäische Einzugsgebiete ein Mittelwert von 0,37 kg P/ha·a ableiten. Für andere Länder kann dieser Wert, je nach statistischer Datengrundlage, variieren.

Die Nährstoffeinträge über atmosphärische Deposition berechnen sich aus dem Produkt der flächenspezifischen Deposition und der mittleren Wasserfläche eines Einzugsgebiets (Kapitel 3.3.1.4).

3.3.1.6.1 Nährstoffeinträge durch Abschwemmung

Die Einträge gelöster Nährstoffe durch Abschwemmung werden entsprechend dem Schema der Abbildung 13 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-project ausgewählten Beispielsgebieten (ZESSNER et al., 2003).

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 Abbauand (z. B. Tagebau) vorkommt. Es wird weiterhin davon ausgegangen, dass der gesamte ermittelte Oberflächenabfluss in das Flusssystem gelangt.

Abbildung 13: Nährstoffeinträge durch Abschwemmung

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

Tabelle 12: Zur Ermittlung der Abschwemmungseinträge verwendete Nährstoffkonzentrationen

Nutzung	Stickstoff	Phosphor
	[g N/m ³]	[g P/m ³]
Ackerland	0,3 + N-Deposition/Jahresniederschlag	0,8
Grünland	N-Deposition/Jahresniederschlag	0,2
Offene Flächen	N-Deposition/Jahresniederschlag	0,05

3.3.1.6.2 Nährstoffeinträge durch Erosion

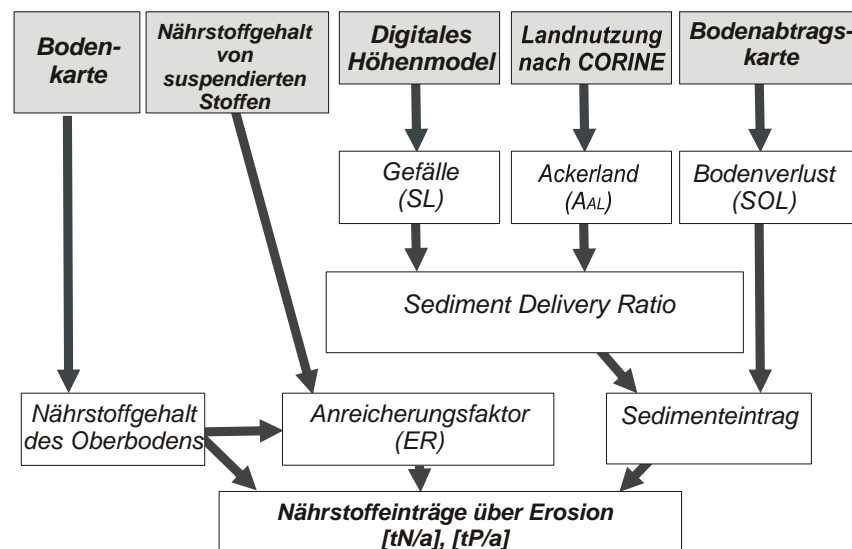
Die Berechnung der Nährstoffeinträge durch Erosion unter der Berücksichtigung von Sedimenteintrag und dem Verhältnis der Nährstoffanreicherung zeigt Abbildung 14. Je nach Verfügbarkeit können verschiedene Bodenabtragskarten zur Berechnung der Bodenerosion verwendet werden. Für größere Einzugsgebiete europäischer Flüsse kann die Bodenabtragskarte PESERA vom JRC (Joint Research Center of the European

Commission) Verwendung finden. Zudem ist eine vom IGB erstellte Bodenabtragskarte verfügbar und wurde für die Berechnungen im AGRUM Weser Projekt verwandt. Diese basiert auf dem Digitalen Höhenmodell NASA-SRTM, den Landnutzungsdaten nach CORINE Landcover und der Europäischen Bodenkarte des European Soil Bureau.

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 ins 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 14: Nährstoffeinträge durch Erosion



Zur Eichung des SDR-Modells für langjährige Zeitreihen ist ein Wichtungsfaktor (ER_PRECcorr, 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 P-Überschüsse und den kumulativen Werten der einzelnen Bundesländer (Zeitraum von 1955 bis 2004) wird der P-Gehalt 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 (BÜK 1000) begründet. Die jeweiligen P-Gehalte des Ackerbodens wurden anhand der vorliegenden P-Akkumulationen der einzelnen Bundesländer und des räumlich differenzierten Hintergrundgehaltes berechnet. Für die Berechnung der N-Einträge durch Erosion wird auf die Angaben zu den N-Gehalten von Ackerböden in der BÜK zurückgegriffen.

Die Beziehung zwischen dem P-Gehalt der Schwebstoffe in Flüssen mit hohem Abfluss und dem errechneten P-Gehalt 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 Gesamtphosphor- und Gesamtstickstoffgehalte des Oberbodens werden Informationen aus der BÜK sowie der langzeitigen Akkumulation von Phosphor in landwirtschaftlich genutzten Böden verwendet.

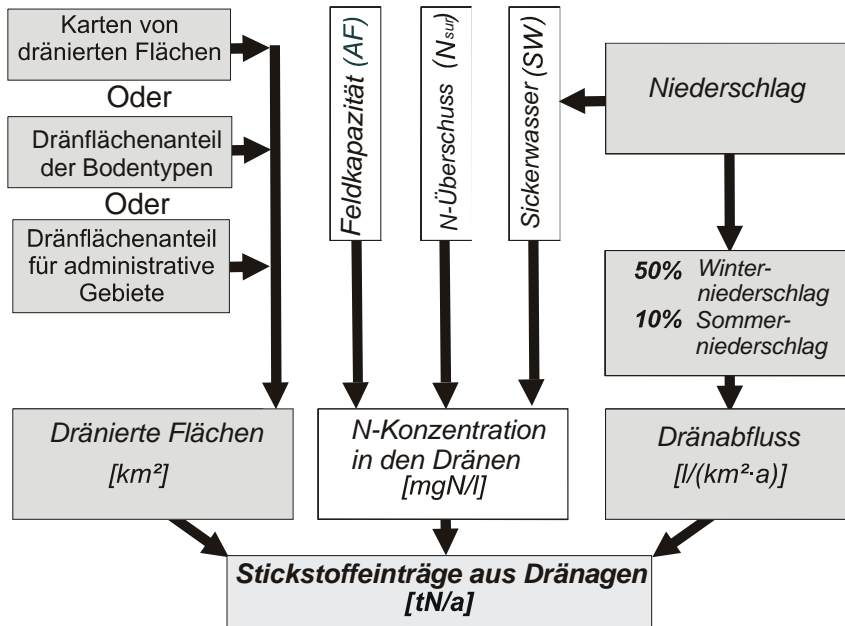
3.3.1.6.3 Nährstoffeinträge aus Dränagen

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 AGRUM-Weser-Projekt wurde vom Projektpartner FZJ eine Karte der Dränageflächen für das Einzugsgebiet der FGE Weser zur Verfügung gestellt. Für die Abschätzung der Dränflächengröße eines Flussgebietes können drei Arten von Eingangsdaten verwendet werden:

- Karten der Dränflächen,
- Dränflächenanteil für Bodentypen, die von repräsentativen Flächen mit Informationen über Dränflächen abgeleitet wurden (BEHRENDT et al., 2000 oder HIRT, 2005a,b),
- regionale Statistiken für administrative Gebiete, z. B. für urbane Flächen.

Für die Berechnungen im AGRUM-Weser-Projekt wurde vom Projektpartner FZJ eine Karte der Drainageflächen für das Einzugsgebiet der FGE Weser zur Verfügung gestellt (Kapitel 4.8, Abbildung 15).

Abbildung 15: Nährstoffeinträge über Dränagen



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 P-Konzentration in den Teileinzugsgebieten wurde als ein flächengewichtetes Mittel der Konzentrationen in Tabelle 13 und den in der Bodenkarte ausgewiesenen Flächen mit sandigen und lehmigen Böden, Niedermooren und Hochmooren berechnet.

Tabelle 13: P-Konzentrationen in Dränwasser bei verschiedenen Bodentypen

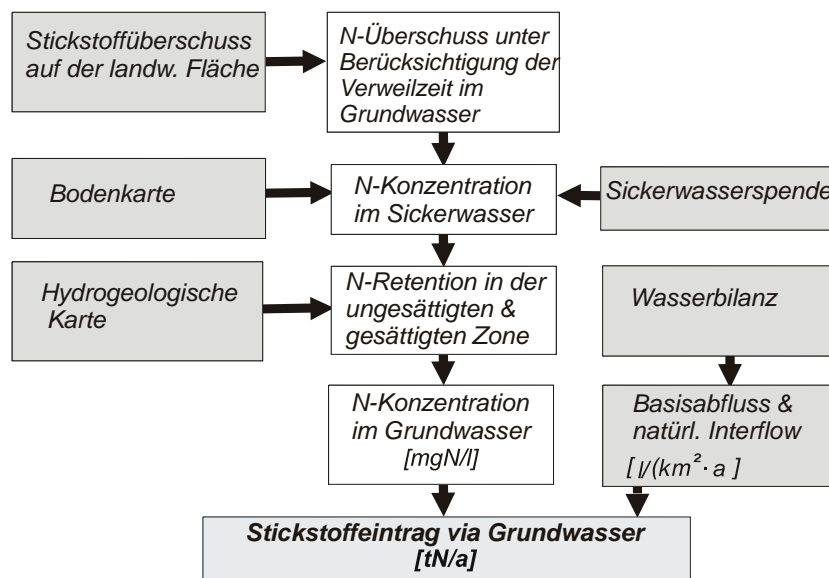
Bodentyp	P-Konzentration im Dränwasser [mg P/l]
Sandige Böden	0,20
Lehmböden	0,06
Niedermoorböden	0,30
Hochmoorböden	10,00

Die Berechnung der Stickstoff-Konzentrationen erfolgt nach der von BEHRENDT et al. (2000) beschriebenen Methode und basiert auf den regional unterschiedlichen N-Überschüssen. Über den N-Überschuss, die Sickerwassermenge und den Austausch-Faktor wird die potenzielle Nitrat-Konzentration im Sickerwasser nach FREDE und DABBERT (1998) berechnet. Diese potenzielle Nitrat-Konzentration 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 FGE 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.

3.3.1.6.4 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 16 zeigt ein Schema für die Berechnung des Stickstoffeintrags aus dem Grundwasser.

Abbildung 16: Stickstoffeinträge aus dem Grundwasser



Der Grundwasserabfluss wird für jedes Teileinzugsgebiet aus der Differenz zwischen dem Gesamtabfluss und der berechneten Summe der anderen Ausfluss-Komponenten (Drainageabfluss, 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 14). Unter Verwendung dieser Werte wird die P-Konzentration 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.

Weiterhin werden mögliche Konzentrationsunterschiede zwischen löslichem reaktiven Phosphor (SRP) und Gesamt-Phosphor im anaerobischen Grundwasser berücksichtigt (DRIESCHER und GELBRECHT, 1993). Die Konzentration von TP (im belüfteten Grundwasser ist dieselbe wie die SRP-Konzentration, jedoch sollte für anaerobisches Grundwasser die Differenz zwischen TP und SRP berücksichtigt werden. Nach BEHRENDT (1996) und DRIESCHER und GELBRECHT (1993) konnte anhand der standardisierten Messprogramme gefolgert werden, dass die gesamten Phosphor-Konzentrationen zwei bis fünfmal höher sind als die SRP-Konzentrationen. Da Informationen über Flächen mit anaerobem Grundwasser nicht verfügbar sind, werden Flächen, die mit einer höheren Wahrscheinlichkeit anaerobische Bedingungen vorweisen, durch einen Vergleich von Nitrat-Konzentrationen im Grundwasser und im Sickerwasser ermittelt. Deshalb wird für die Berechnung der gesamten Phosphor-Konzentrationen im Grundwasser festgelegt, dass falls die Stickstoffkonzentrationen im Grundwasser einen kritischen Wert überschreiten die TP-Konzentrationen im Grundwasser 2,5 Mal höher sind als die SRP-Konzentrationen.

Tabelle 14: SRP-Konzentrationen im Grundwasser für verschiedene Bodentypen

Bodentyp	Nutzung	P-Konzentration im Grundwasser [g P/m ³]
Sandige Böden	Landwirt. Nutzfläche	0,1
Lehmige Böden	Landwirt. Nutzfläche	0,03
Niedermoorböden	Landwirt. Nutzfläche	0,1
Hochmoorböden	Landwirt. Nutzfläche	2,5
	Waldgebiet / offene Flächen	0,02

Die N-Konzentrationen im Grundwasser werden von der potenziellen Stickstoff-Konzentration 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 KUNKEL und WENDLAND & KUNKEL (1999) verwendet.

Aufgrund des Verhältnisses des landesweiten N-Überschusses im Referenzjahr (Jahr der Erhebung) und der mittleren Überschüsse während Grundwasseraufenthaltszeit wird der Teileinzugsgebietsüberschuss korrigiert. So wird ein individueller mittlerer N-Überschuss während der Grundwasseraufenthaltszeit pro Einzugsgebiet berechnet.

Die Stickstoff-Retention (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 Stickstoff-Retention von der Höhe der Sickerwasserrate und von den hydrogeologischen Bedingungen abhängig ist.

Für die Betrachtung der flussinternen Stickstoff-Retention werden DON-Einträge benötigt. 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).

3.3.1.6.5 Nährstoffeinträge von urbanen Systemen

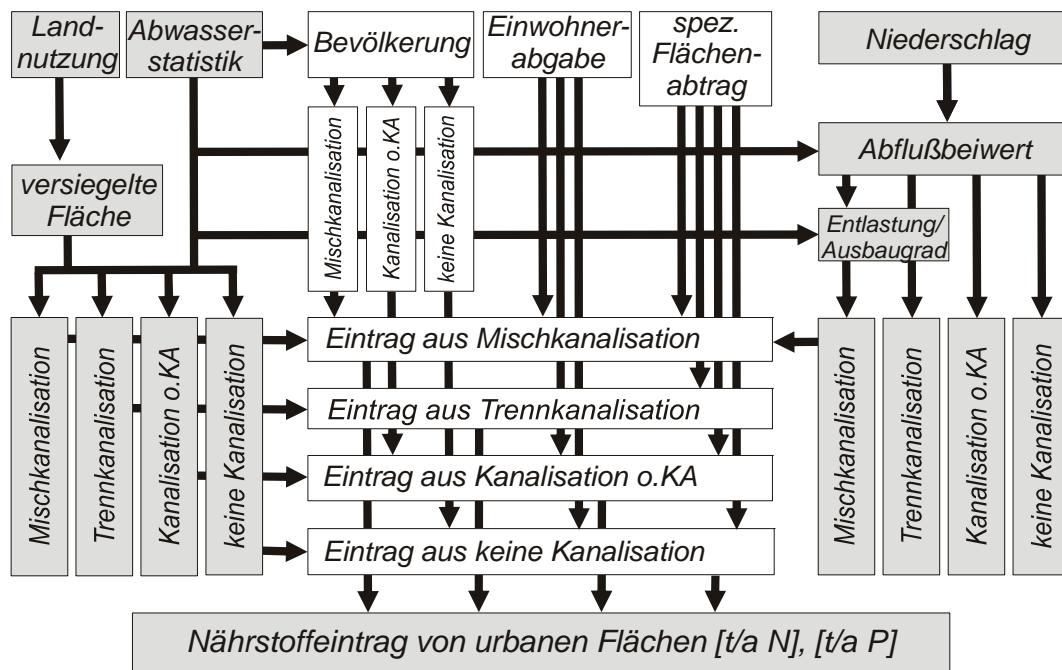
Innerhalb dieses Pfades stammt der Nährstoffeintrag aus vier separaten Eintragspfaden (Abbildung 17):

- 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 aufgrund des INFOTERRA-Landnutzungsdatensatzes 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 17: Nährstoffeinträge von urbanen Gebieten



Nährstoffeinträge über Trennkanalisationen

Nährstoffeinträge über die Trennkanalisation werden anhand der flächenspezifischen Einträge berechnet. Gemäß BROMBACH und MICHELBAACH (1998) wird die gebiets-spezifische P-Emission mit einem Wert von 2,5 kg P/ha·a angesetzt. Die gebiets-spezifische N-Emission wird aus der Summe der atmosphärischen N-Deposition, den Werten für Laubfall und Exkrementen von Tieren (4 kg N/ha·a) berechnet.

Der N- und P-Eintrag wird durch Multiplikation der gebiets-spezifischen 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 MICHELBAACH (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 MEIBNER (1991) entwickelten Methode berechnet (Entlastungsrate). Sie ist vom jährlichen Niederschlag sowie vom Speicher-Volumen 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 g N/m³ und 0,5 g P/ m³ verwendet (BEHRENDT et al., 2000).

Nährstoffeinträge von Kleinkläranlagen, die mit der öffentlichen Kanalisation, jedoch nicht mit einer Kläranlage verbunden sind

Weiterhin sind die Einträge von versiegelten Flächen und von Einwohnern 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. Hinsichtlich des Stoffeintrags können diese Flächen wie die Flächen mit Trennkanalisation betrachtet werden. Dasselbe gilt für die spezifischen Werte der Nährstoffeinträge aus diesen Flächen.

Es wird angenommen, dass der partikuläre Anteil der Nährstoffabgaben des Menschen nur von den Einwohnern zu den Kläranlagen gelangt, die an die Kanalisation angeschlossen sind. Für die gelöste Fraktion wird angenommen, dass dieser in die Kanäle gelangende Anteil der in einer Kleinkläranlage gereinigten Fracht entspricht 10 % (wenn Technische Normen, Gütevorschriften und Lieferbedingungen - TGL angewendet werden) bzw. 15 % (wenn Deutsches Institut für Normen - DIN angewendet wird) für Stickstoff und 7 % (TGL) bzw. 13 % (DIN) für Phosphor.

Die spezifische gelöste Nährstoffabgabe des Menschen beträgt für gelösten Stickstoff 9 g N/(in h·Tag). Für Phosphor werden länderspezifische Phosphorgehalte für die einwohnerspezifischen Abgaben und für Waschmitteln abgeleitet und in MONERIS angewendet.

Nährstoffeinträge von Kleinkläranlagen von Einwohnern ohne Anschluss an die öffentliche Kanalisation

Zusätzlich zum Eintrag aus Trenn- und Mischkanalisation müssen die Nährstoffeinträge in Flusssysteme aus versiegelten urbanen Flächen und von Einwohnern ohne Anschluss an die Kanalisation betrachtet werden. Die können entweder an eine Kleinkläranlage angeschlossen sein oder sie entwässern in Abflusslose Gruben. Dabei wird bei beiden - je nachdem, ob sie die Richtwerte nach TGL oder DIN einleiten - halten eine Retention angenommen von 10 % bzw. 15 % für Stickstoff und 7 % bzw. 13 % für Phosphor.

3.3.2 Nährstofffrachten der Flüsse

Bei der Berechnung der Frachten müssen die Datensätze der verfügbaren Beobachtungszeiträume der Teileinzugsgebiete verwendet werden. Wie bei KELLER et al. (1997) und ZWEYNERT et al. (2004) gezeigt, kann die Anwendung von verschiedenen Berechnungsmethoden zu abweichenden Ergebnissen führen. Insbesondere bei kleinen Einzugsgebieten können sich Unter- oder Überschätzungen ergeben. In Hinblick auf die mittlere Nährstofffracht kann dies eher als eine Schätzung und nicht als ein sicheres Ergebnis angesehen werden (KELLER et al., 1997). Von allen Methoden führte die OSPAR Methode zu der vertrauenswürdigsten Berechnung der beobachteten Nährstofffrachten (LITTLEWOOD, 1995). Daher fand die Berechnung der mittleren, jährlichen Nährstofffracht durch die Benutzung der OSPAR Methode statt (OSPAR, 1996) (Gleichung 15).

Gl. 15

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

mit	Ly	= jährliche Belastung (t/Jahr)
	Qd	= arithmetische Mittel des täglichen Abflusses (m ³ /s)
	Qmeas	= arithmetische Mittel von allen täglichen Abflussdaten mit Konzentrationsmessungen (m ³ /s)
	Ci	= Konzentration(mg/l)
	Qi	= Messungen des täglichen Abflusses (m ³ /s)
	Uf	= Korrekturfaktor für die unterschiedlichen Standorte der Abfluss- und Gütemessstellen innerhalb desselben Einzugsgebietes (-)
	n	= Anzahl der Daten mit Messungen innerhalb des Untersuchungszeitraumes (-)

3.3.3 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.

Stickstoff-Retention wurde mit dem THL-Ansatz von VENOHR (2006) unter Berücksichtigung von Temperatur und hydraulischer Belastung (Quotient aus jährlichem Gesamtabfluss und Gewässeroberfläche) modelliert. Für die Berechnung der Gewässeroberfläche sei auf das Kapitel 3.3.1.4 verwiesen. Die Ermittlung der Stickstoffretention basiert auf der Annahme, dass gelöster organischer 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 Phosphor-Retention 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.

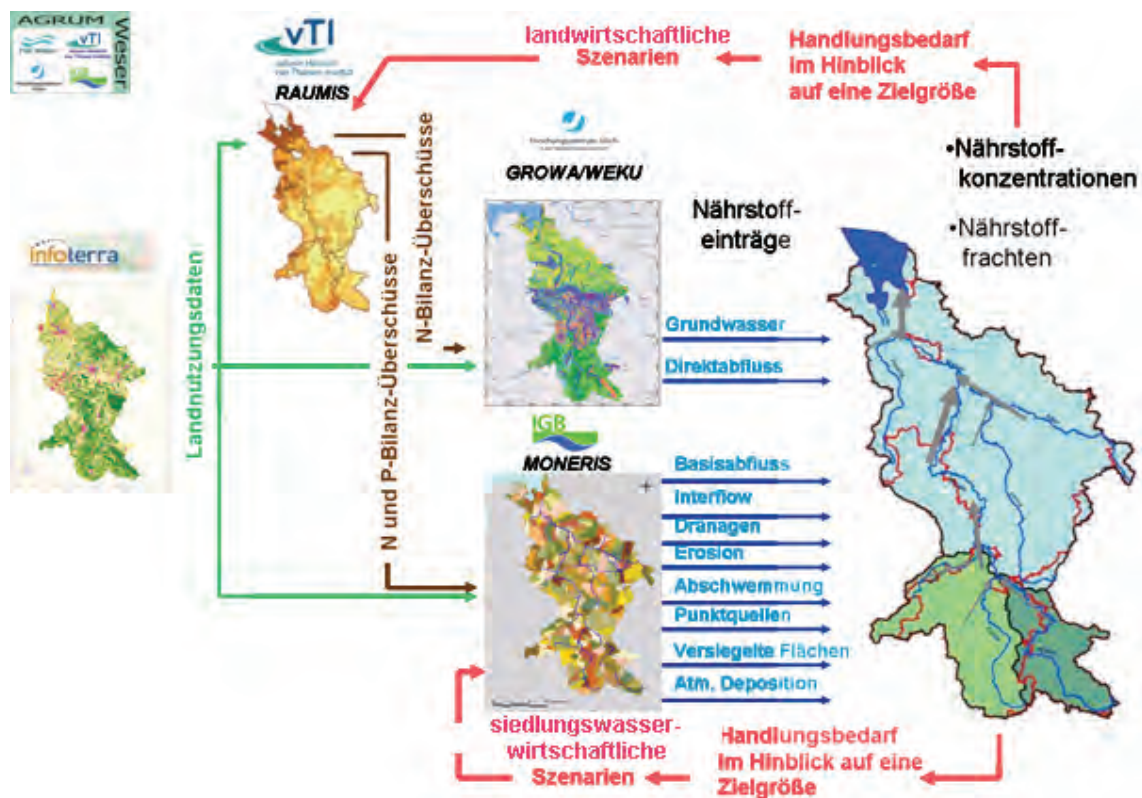
3.4 Zusammenspiel der Modelle im Modellverbund

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 Gemeindeebene klassifizierte Fernerkundungsdaten der Firma Infoterra verwendet (vgl. Kapitel 4.1). Die verbleibenden Unterschiede zwischen den Modellen hinsichtlich ihrer regionalen Abbildung (Verwaltungsgrenzen versus Raster bzw. Teileinzugsgebieten) wurden mit Hilfe einer Schnittstelle, mit der die Gemeindeergebnisse der konkreten Rasterfläche bzw. dem jeweiligen Teileinzugsgebiet zugeordnet werden, angepasst.

Das Zusammenspiel der Modelle wird in Abbildung 18 schematisch dargestellt.

Abbildung 18: Integrativer/Interdisziplinärer Modellverbund



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/WEKU bzw. MONERIS, an die die Ergebnisse der Stickstoff- bzw. Stickstoff- und Phosphorbilanzierung übergeben werden.

Sowohl in Bezug auf die Höhe der Einträge als auch im Bezug auf die im Rahmen des Projektes analysierten N-Reduktionsmaßnahmen spielen die diffusen Stickstoffeinträge durch mineralische und organische Düngung bei der landwirtschaftlichen Nutzung der Böden eine entscheidende Rolle. Diese Stickstoffeinträge wurden von dem vTI mit dem RAUMIS-Modell für die landwirtschaftlich genutzten Flächen ermittelt. Dieses ist in Kapitel 3.1 detailliert beschrieben. Durch Anrechnung der N-Entzüge mit den Ernteprodukten ergibt sich ein in der Regel positiver N-Bilanzsaldo, der N-Überschuss der landwirtschaftlich genutzten Flächen.

Räumlich betrachtet spiegelt diese Situation jedoch nicht die Realität wider, da sich die N-Bilanzierung 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 liegenden Landwirtschaftsflächen zugeordnet. Dies erfolgt auf Basis der in Kapitel 6 beschriebenen Landnutzungs- bzw. Bodenbedeckungsdaten.

Im Ergebnis dieses Schrittes ergeben sich daraus die N-Überschüsse aus der landwirtschaftlichen Flächennutzung pro Hektar und Jahr. Zusätzlich wurden die atmosphärischen N-Einträge (siehe Kapitel 6.3) berücksichtigt. Für die nicht landwirtschaftlich genutzten Flächen wird unterstellt, dass dies die einzige N-Austragsquelle aus dem Boden darstellt. Als Ergebnis liegt damit ein flächendeckender Datensatz der aus dem Boden auswaschbaren N-Mengen (Brutto-N-Überschuss) vor. Die Kopplung des Modells RAUMIS mit den Modellen GROWA/WEKU und MONERIS erfolgt über diesen Datensatz.

Die Kopplung der RAUMIS Modellergebnisse mit den Modellen GROWA/WEKU erfolgt dabei auf Basis der elementaren Grundflächen des GROWA-Modells, d. h. auf Basis der 100 x 100 m-Raster. Für die einzelnen Rasterzellen erfolgt zunächst eine Modellierung des Nitratbaus in der durchwurzelten Bodenzone. Die ermittelten N-Überschüsse 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 N-Austräge mit dem Direktabfluss in die Oberflächengewässer bzw. mit der Grundwasserneubildung ins Grundwasser und über den Grundwasserabfluss in die Oberflächengewässer ausgewiesen. Die auf diese Weise ermittelten N-Frachten werden als Grundlage für die landwirtschaftliche Szenarienentwicklung an das vTI übergeben. Die Auswirkungen der im vTI entwickelten, möglichen landwirtschaftlichen Reduktionsmaßnahmen und 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 FZ Jülich modellierten Nitrateinträge in die Oberflächengewässer beziehen sich auf die Einträge über den Direktabfluss und den Grundwasserabfluss. Eine direkte Validitätsüberprüfung der modellierten Werte anhand der im Oberflächengewässer gemessenen Frachten oder Konzentrationen ist hierdurch unmöglich, da hierzu die N-Einträge aus Punktquellen sowie die Retention im jeweiligen Oberflächengewässer berücksichtigt werden müssten. Letztere wurden jedoch vom IGB auf Ebene der Oberflächenwasserkörper des Einzugsgebiets der FGE Weser abgebildet. Diese Werte wurden dem FZ Jülich zur Verfügung gestellt, im FZJ mit den dort berechneten diffusen Einträgen verrechnet und mit den beobachteten Werten im Gewässer verglichen.

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 der INFORTERRA-Daten) 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 N- und P-Bilanzüberschüsse (RAUMIS), bzw. auf die Höhe der diffusen Nährstoffeinträge in das Grundwasser und die Oberflächengewässer (GROWA/WEKU, 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“ Eintragshöhe 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.

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.

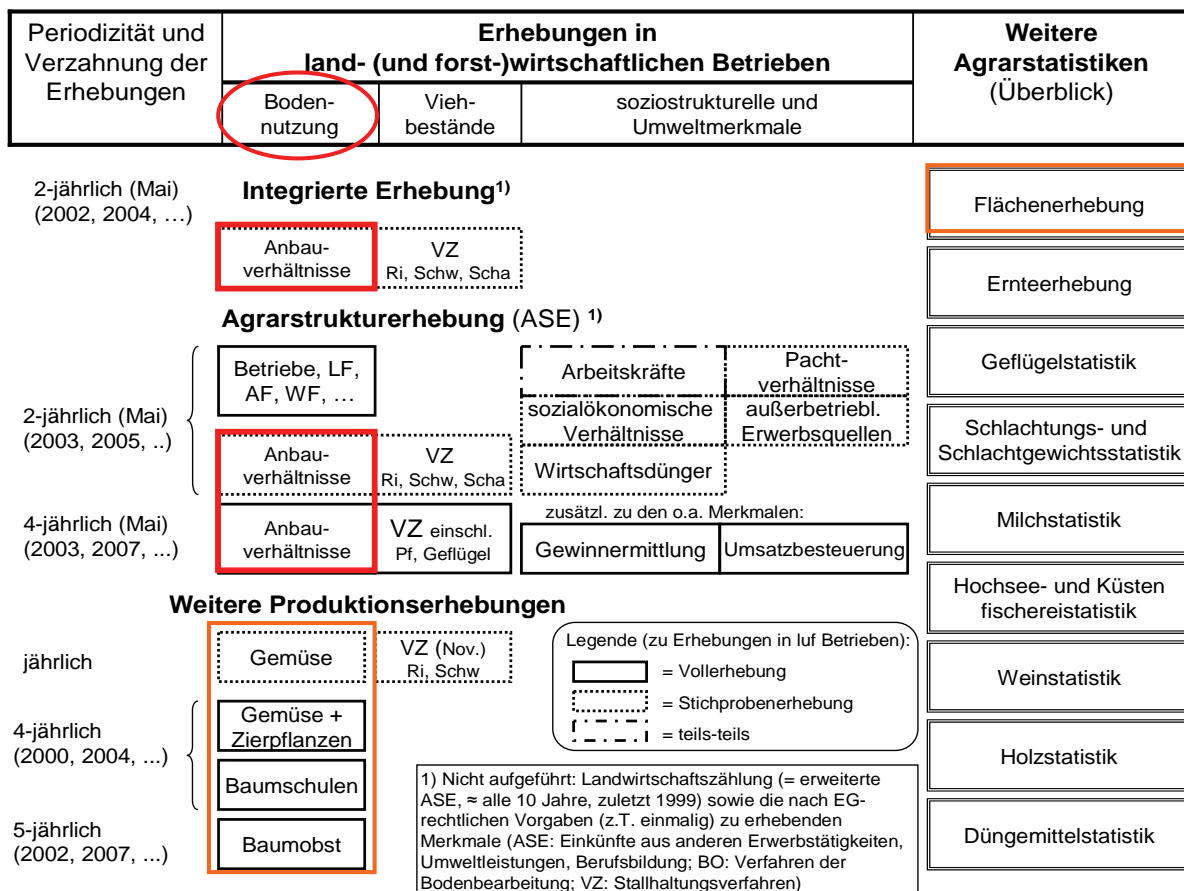
Das im AGRUM-Projekt bearbeitete Einzugsgebiet der FGE Weser erstreckt sich über eine Gesamtfläche von 49.000 km². Hieran haben die Bundesländer Niedersachsen und Bremen 61 %, Hessen 18 %, Nordrhein-Westfalen 10 %, Thüringen 9 %, Sachsen-Anhalt 1,4 % und Bayern 0,1 % Anteil (vgl. Kapitel 2), sodass für die Eingabedatensätze bis zu fünf 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 Agrarstatistik

In der Abbildung 19 wird das System der deutschen Agrarstatistik dargestellt. Auf betrieblicher Ebene werden die Bodennutzung, Viehbestände sowie soziostrukturelle und Umweltmerkmale erhoben. Darüber hinaus gibt es noch eine Vielzahl von Einzelerhebungen. Die für die Projektanalysen wichtigsten Statistiken werden nachfolgend detaillierter beschrieben.

Abbildung 19: System der deutschen Agrarstatistik

Quelle: BMELV (APPEL, 2007).

4.1.1 Agrarstrukturerhebung

Berichtszeitraum

„Im Rahmen der Agrarstrukturerhebung werden alle Merkmale der Bodennutzung, Viehbestände und Arbeitskräfte sowie die weiteren Strukturmerkmale zeitgleich erfasst“ (StBA, 2008).

Periodizität

Die Agrarstrukturerhebung wird im zwei-jährlichen Abstand als repräsentative Erhebung durchgeführt. Ein Teil der Merkmale werden zusätzlich als Totalerhebung alle vier Jahre erfasst.

Regionaler Erhebungsbereich

Bundesgebiet, Bundesländer, Regierungsbezirke, Kreise und Gemeinden.

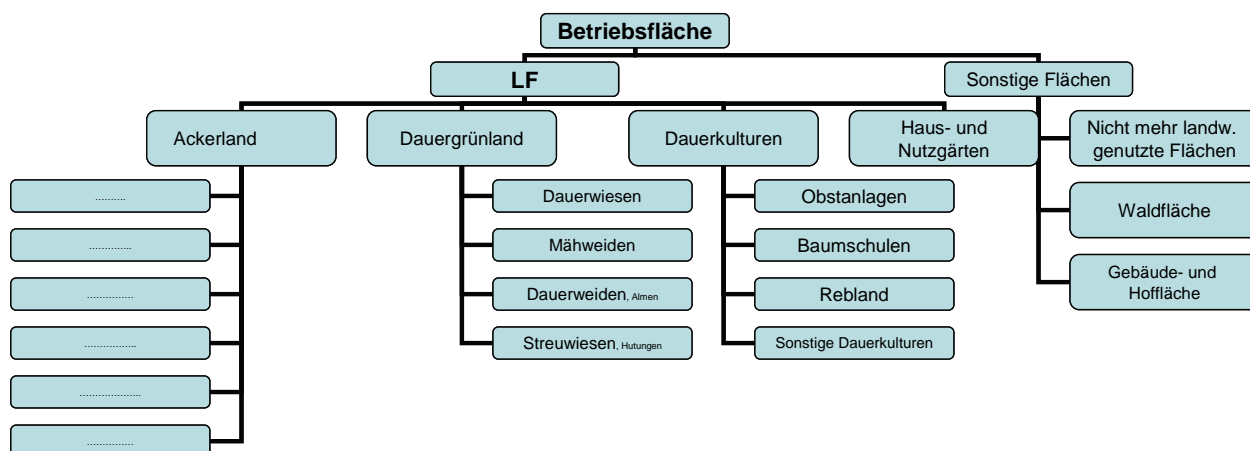
Erhebungsgesamtheit, Zuordnungsprinzip der Erhebungseinheiten

„Zur Erhebungsgesamtheit der Agrarstrukturerhebung gehören seit 1999 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 dreißig 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. Die Erhebung aller Angaben erfolgt nach dem Ort des Betriebssitzes, nicht nach der Belegenheit der vom Betrieb bewirtschafteten Flächen. Betriebssitz des gesamten Betriebes ist die Gemeinde, in der sich die wichtigsten Wirtschaftsgebäude des Betriebes befinden“ (StBA, 2008).

4.1.2 Bodennutzungshaupterhebung

Im Rahmen der Bodennutzungshaupterhebung werden Merkmale zur Nutzung der betrieblichen Gesamtflächen, zur Nutzung der Bodenflächen sowie zum Zwischenfruchtanbau erhoben (siehe Abbildung 20).

Abbildung 20: Gliederung der Betriebsflächen



Sie dient der Gewinnung aktueller, kohärenter und konsistenter Informationen über die Anbauverhältnisse in der Landwirtschaft als eine Grundlage für die Berechnung und Vorausschätzung der Erntemengen, der volkswirtschaftlichen Gesamtrechnung sowie für Versorgungsbilanzen. Die Bodennutzungshaupterhebung wurde als Vollerhebung zuletzt 1999, 2003 und 2007 erhoben. Dabei wurden alle landwirtschaftlichen Betriebe mit einer landwirtschaftlich genutzten Fläche (LF) von mindestens 2 Hektar oder festgelegten Mindestgrößen an Tierbeständen oder Spezialkulturen sowie Betriebe mit einer Waldfläche von mindestens zehn Hektar durchgeführt (StBa, 2007).

4.1.3 Viehzählung

Die Erhebung über die Viehbestände findet halbjährlich (Mai und November) jeden Jahres statt. Dabei werden die Bestände an Rindern und Schweinen im Mai und im November halbjährlich erfasst, die Bestände an Schafen einmal im Jahr (im Mai). Die Bestände an Geflügel und Pferden werden alle vier Jahre (im Mai) allgemein erhoben, im Jahr 2005 zusätzlich repräsentativ (StBa, 2008).

„Allgemeine Erhebungen werden sowohl bei der Bodennutzungshaupterhebung als auch bei der Viehzählung nur noch in vierjährigem Abstand durchgeführt. Die übrigen Erhebungen erfolgen repräsentativ. Die letzte allgemeine Erhebung fand zusammen mit der Agrarstrukturhebung im Mai 2003 statt.

Die Daten der Bodennutzungshaupterhebung und die Erhebung über die Viehbestände dienen unter anderem als Grundlage für die Erstellung der landwirtschaftlichen Gesamtrechnung sowie für die Bewertung agrarpolitischer Maßnahmen, insbesondere auf EU-Ebene“ (StBa, 2008).

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

Bei der Ernteberichterstattung handelt es sich um eine freiwillige Erhebung auf der Grundlage von § 46 AgrStatG wobei die Erhebungseinheiten die Ernte- und Betriebsberichtersteller sind. Der Erhebungszeitraum ist April bis Dezember eines jeden Jahres. Zweck und Ziele der Statistik sind Schätzungen über den Wachstumsstand und wachstumsbeeinflussende Bedingungen sowie über voraussichtliche und endgültige Naturalerträge, der Aussaatflächen und Vorratsbestände wichtiger Feldfrüchte sowie über die Verwendung von Milch im Betrieb. Sie dienen der Gewinnung aktueller Informationen als Grundlage für die Vorausschätzung und Berechnung der Erntemengen, der Erstellung der Versorgungsbilanzen sowie zur Beurteilung der Marktsituation. Die regional

differenzierten Erträge sind wichtige Informationen um u. a. die Nährstoffentzüge bei der Berechnung der Nährstoffbilanzen realitätsnah abschätzen zu können.

4.1.5 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 andere 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).

4.1.6 Statistik zum Düngemittelhandel

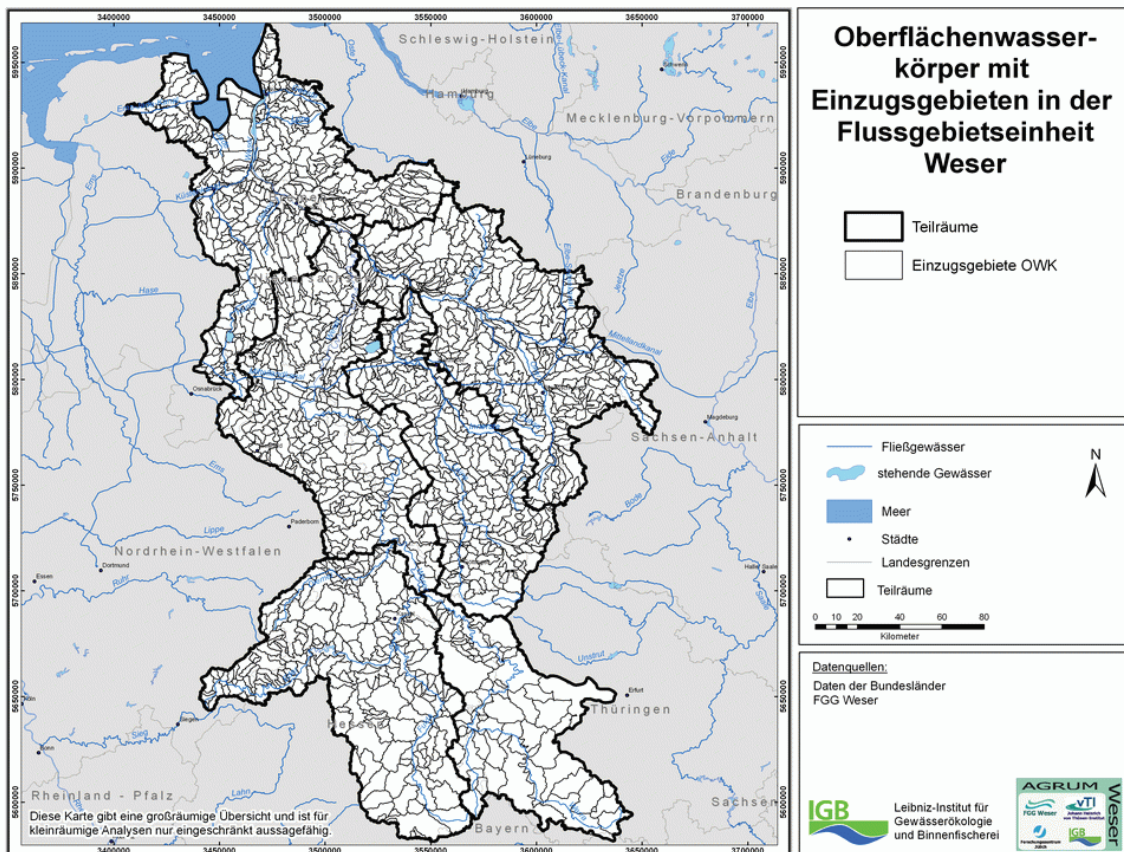
Auf Grundlage des Gesetzes über Agrarstatistiken in der Fassung der Bekanntmachung vom 19. Juli 2006 (BGBl. I S. 1662) wird vierteljährlich in den Unternehmen der im Inland ansässigen Produzenten und Importeure von mineralischen Düngemitteln der mengenmäßige Inlandsabsatz von mineralischen Düngemitteln nach Pflanzennährstoffen, Arten und Absatzgebieten erhoben. Die Erhebung dient der Gewinnung von Informationen für handels- und umweltpolitische Entscheidungen in Politik, Verwaltung und Wirtschaftsverbänden sowie für die Einschätzung der Marktlage in Industrie, Handel, Land- und Forstwirtschaft, für die Steuerung der Produktionsprozesse und für Investitionsentscheidungen in den Unternehmen.

4.1.7 KTBL-Daten

Das KTBL erarbeitet Kalkulationsmöglichkeiten, die zur regionalen Spezifizierung der landwirtschaftlichen Produktionsverfahren in RAUMIS benötigt werden. 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 Biogas-erzeugung oder Biomassenutzung.

4.2 Oberflächenwasserkörper

Karte 10: Oberflächenwasserkörper mit Einzugsgebieten (IGB)



Die FGE Weser wird in 1.395 Oberflächenwasserkörper unterteilt, die das oberirdische Einzugsgebiet abgrenzen (siehe hierzu Karte 10). Die Daten hierzu wurden von den Bundesländern in unterschiedlicher räumlicher Auflösung zur Verfügung gestellt. Von der FGG Weser wurde freundlicherweise 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.

4.3 Klimadaten

Die Vorgehensweise zur Bearbeitung der Klimadaten ist modellbedingt unterschiedlich und wird deshalb in den folgenden Absätzen vom FZJ und vom IGB getrennt dargestellt. Karten werden nur doppelt dargestellt, wenn wesentliche Unterschiede vorliegen oder es aus anderen Gründen sinnvoll erscheint.

a. Vorgehensweise FZJ

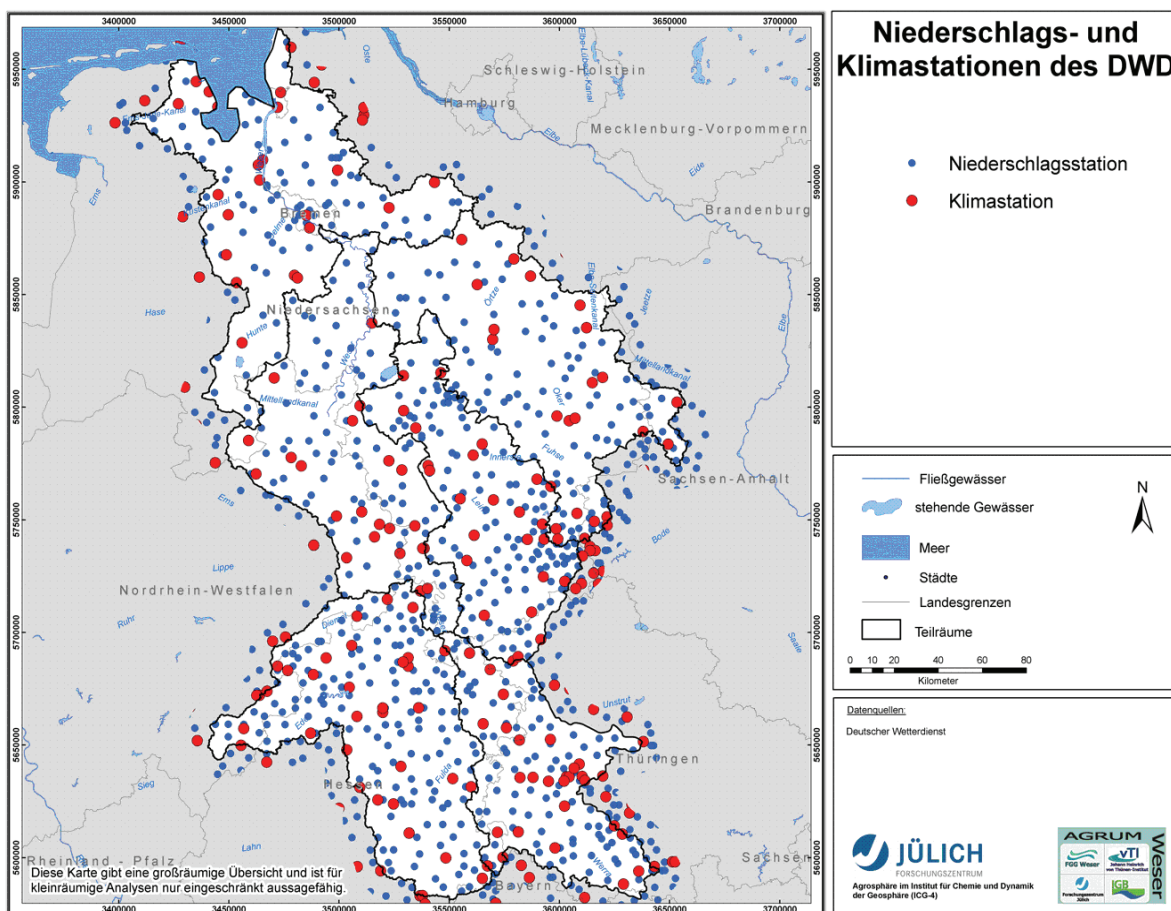
Aus den vom DWD bereitgestellten **Klimadaten** wurden durch Regionalisierung der Stationsdaten flächendeckende Datensätze der Niederschlagshöhe im Winter- und Sommerhalbjahr sowie der potenziellen Verdunstung nach WENDLING (FAO-Standard) ermittelt. Da es sich bei dem von dem vTI für die Erstellung der Nährstoffbilanzen ausgewählten Referenzjahr 2003 um ein extremes Trockenjahr und damit um einen für mittlere Verhältnisse nicht-repräsentativen Basiszustand handelt, wurde beschlossen, die hydrologische Periode 1961 bis 1990 als klimatisch-hydrologischen Bezugsrahmen zu verwenden. Diese Zeitreihe wird von den bereitgestellten Klimadaten miterfasst.

Sämtliche für die Modellierung benötigten Klimadaten (Niederschlagshöhe, Lufttemperatur und -feuchte) wurden in täglicher Auflösung vom Deutschen Wetterdienst als Stationsdaten für die Zeitreihe 1950 bis 2005 zur Verfügung gestellt. Insgesamt lagen für das AGRUM-Projektgebiet 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 (siehe Karte 11). Bezogen auf das gesamte Einzugsgebiet der FGE 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 1961 bis 1990 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, wobei unterstellt wird, 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.

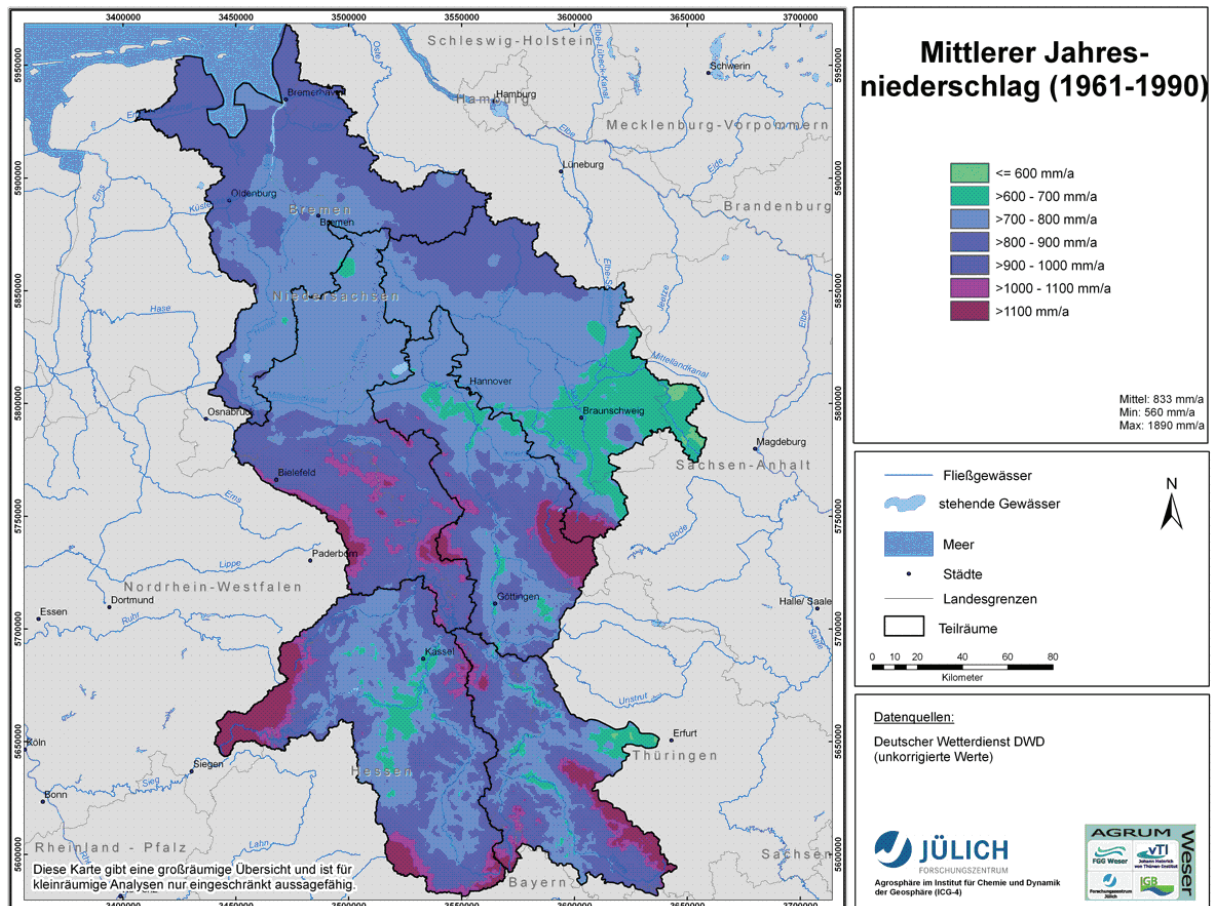
Karte 11: Lage der im AGRUM-Projekt verwendeten Klima- und Wetterstationen des Deutschen Wetterdienstes



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 12).

Karte 12: Mittlerer Jahresniederschlag im Einzugsgebiet der FGE Weser 1961 bis 1990

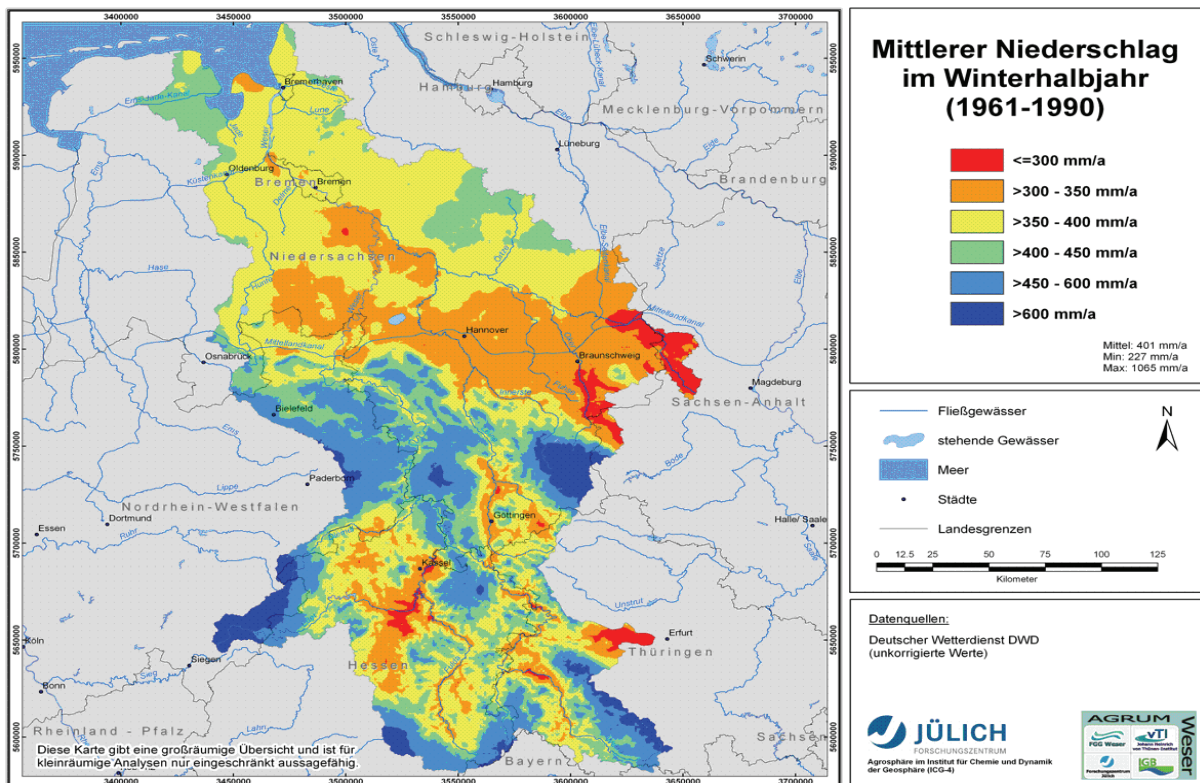
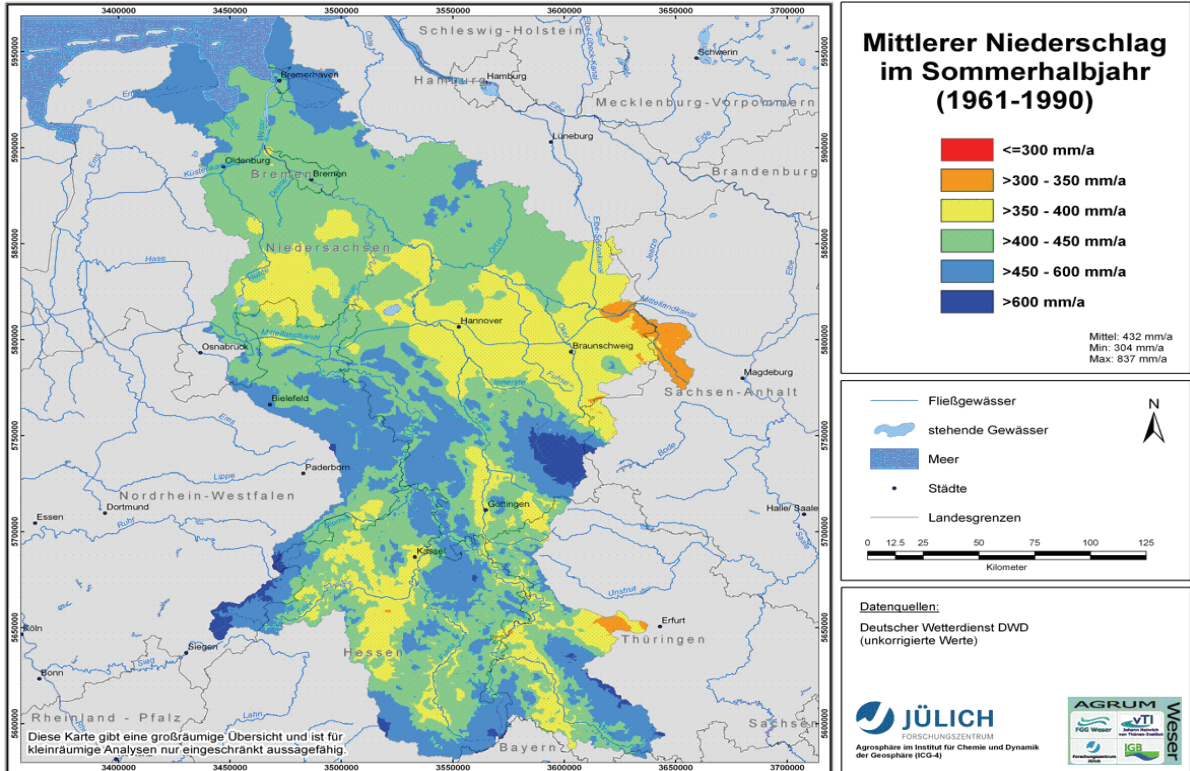


Die Spannweite der Niederschlagshöhe ist mit weniger als 550 mm/a und mehr als 1.100 mm/a sehr groß. Grundsätzlich nimmt die Niederschlagshöhe von den Küsten in Richtung des Landesinneren ab, was sich z. B. im Vergleich der Marschregion mit dem Wendland zeigt. Dies ist eine Folge der binnenwärts zunehmenden hygrischen Kontinentalität. Im Süden des Einzugsgebietes der FGE Weser wird diese jedoch durch den Einfluss der Orographie stark überprägt, sodass sich sämtliche Kammlagen der Mittelgebirge (z. B. Harz, Rorhaargebirge) 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.

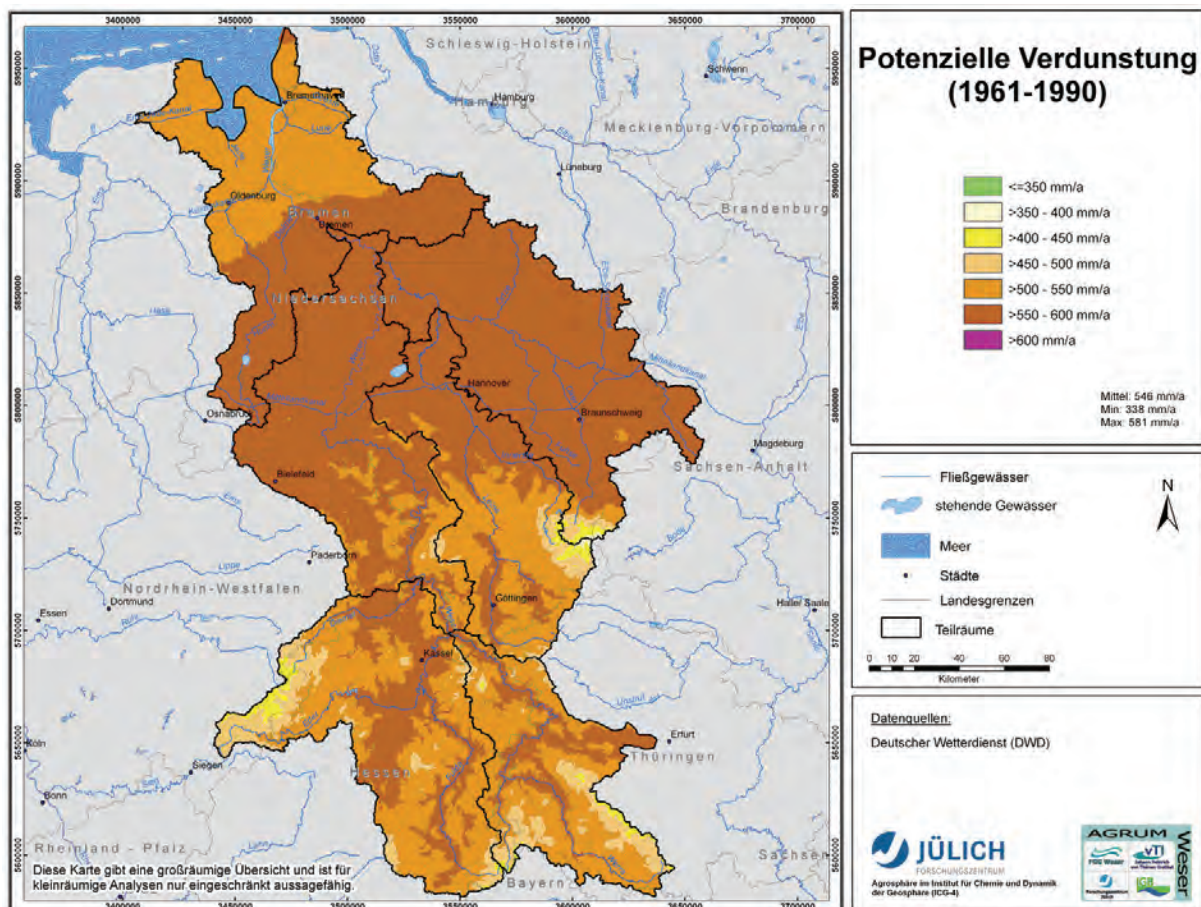
Das Verhältnis von Sommer- zu Winterniederschlägen geht aus Karte 13 hervor. Sie zeigt, dass das Relief dominierenden Einfluss auf die Höhe des Quotienten besitzt. Im Tiefland überwiegt der Anteil des Niederschlags im Sommerhalbjahr grundsätzlich den des Winterhalbjahres und umgekehrt. Zonen mit geringem Anteil an Winterniederschlägen treten daher vor allem im nördlichen Teil des Weser-Einzugsgebiets auf. Deutlich heben sich die Kammlagen des Harzes, des Rothaargebirge sowie des Thüringer Waldes als Regionen überwiegender Winterniederschläge ab. 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 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 einen Tageswert von 7 mm aus energetischen Gründen nicht überschreiten kann (DVWK 1996). Die punktuellen Verdunstungswerte nach HAUDE werden dann ebenfalls mittels IDW regionalisiert. Auch die Höhenkorrektur der Temperatur und der Feuchte erfolgt analog zur oben beschriebenen Vorgehensweise. Karte 14 zeigt die nach dem HAUDE-Verfahren berechnete Höhe der potenziellen Verdunstung. Sie definiert sich nach DIN 4049-3 (1994) als diejenige Wassermenge, die bei unbegrenztem Wasserangebot aus dem Boden und der Vegetationsschicht verdunstet, d. h. das Strahlungsangebot bzw. die Temperatur ist der limitierende Faktor der potenziellen Verdunstung. So ergibt sich wie beim Niederschlag eine Abhängigkeit von der topographischen Höhe, was dazu führt, dass sich das Relief in der Verteilung der potenziellen Verdunstungshöhe durchpaust. Dies geschieht in der Weise, dass die potenzielle Verdunstung mit zunehmender topographischer Höhe im Allgemeinen abnimmt. Darüber hinaus sind die Lufttemperatur im Sommerhalbjahr und die Luftfeuchte weitere wichtige Einflussfaktoren für die Höhe der potenziellen Verdunstung. Je geringer die Lufttemperatur und je höher die Luftfeuchte, desto geringer ist die Verdunstung. In Küstennähe erreicht sie daher ihr Minimum mit 500-550 mm/a.

Karte 13: Mittlere Halbjahresniederschläge im Einzugsgebiet der FGE Weser 1961 bis 1990



Karte 14: Potenzielle Verdunstungshöhe im Einzugsgebiet der FGE Weser 1961 bis 1990



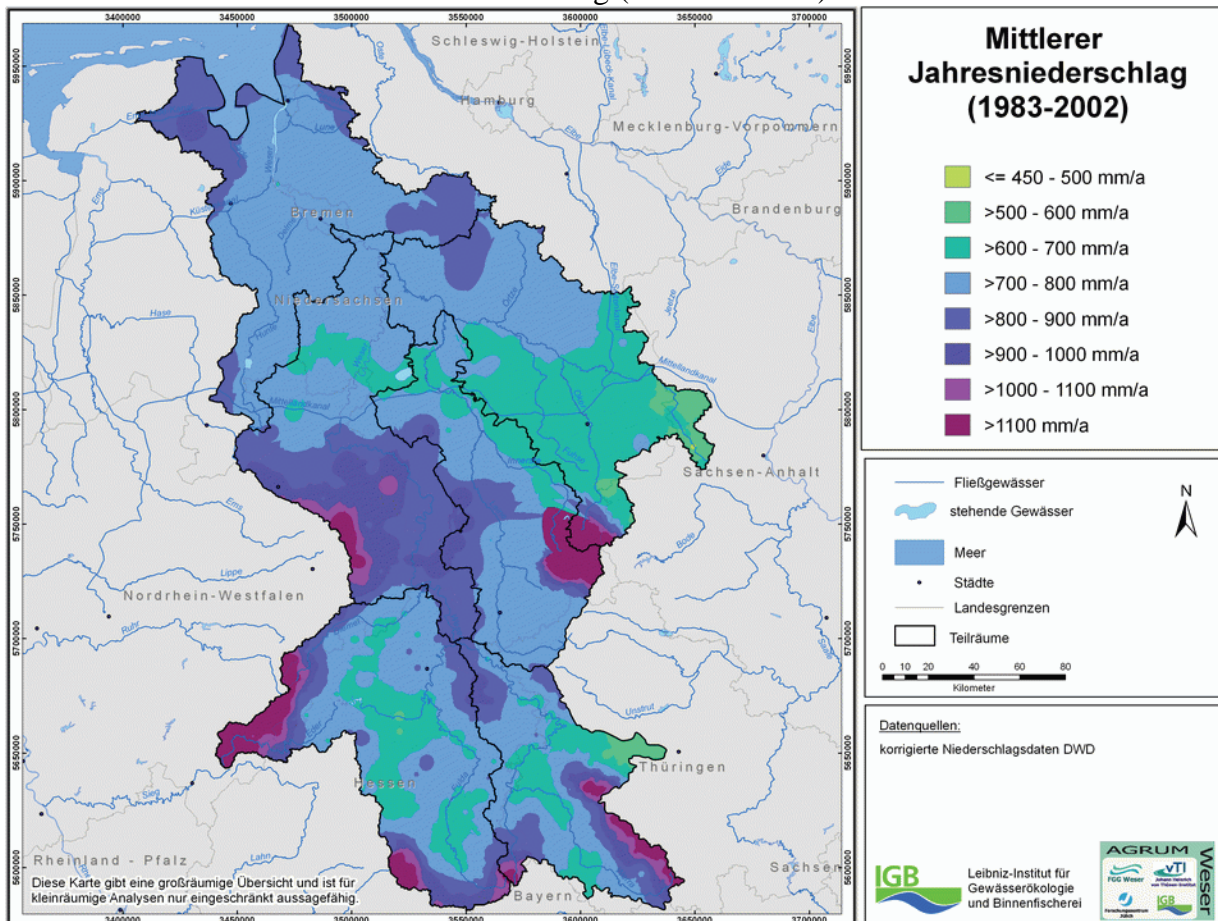
Des Weiteren zeigt die Karte 14, dass die potenzielle Verdunstung landeinwärts bis zur Bördenzone zu- und im Berg- und Hügelland wieder abnimmt. Im Gegensatz zum Niederschlag schwankt die potenzielle Verdunstung jedoch nur großräumig und zeigt lediglich in den Übergangsbereichen zwischen Berg- und Flachland kleinräumige Variationen.

b. Vorgehensweise IGB

Ein Datensatz mit täglichen Niederschlägen der Stationen in der FGE Weser wurde im Rahmen des AGRUM-Weser Projektes über den Deutschen Wetterdienst (DWD) bezogen. Da diese Daten unkorrigierte Niederschlagswerte sind, wurden im Rahmen einer generellen Korrektur der Niederschlagswerte für das Modell MONERIS für ca. 1.400 Stationen in Deutschland korrigierte Niederschlagswerte vom DWD bezogen. Aus dem Vergleich der korrigierten mit den unkorrigierten Werten wurde ein höhenabhängiger Faktor ermittelt, mit dem unkorrigierte Niederschlagswerte im Modell höhenabhängig korrigiert werden können. Die Differenz zu den unkorrigierten Niederschlagswerten beträgt im Mittel ca. 9 %; mit der Höhe nimmt die Abweichung zu.

Für die Berechnung der mittleren Jahresniederschläge wurden Jahressummen gebildet und mit Hilfe des Geographischen Informationssystems (GIS) ARCVIEW interpoliert. In Gebieten mit einer geringen Stationsdichte (bzw. Fehlwerten für bestimmte Jahre) wurden bei großen Höhendifferenzen (z. B. Harz zum Harzvorland) mit Hilfe der Barrierefunktionen im GIS erreicht, dass die Interpolation der Werte auch in diesen Gebieten zu plausiblen Ergebnissen führt. Für die Modellierung des Status Quo wurden Niederschlagsmittelwerte der Jahre 1983 bis 2002 verwendet (siehe Karte 15). Es wurde darauf geachtet, dass der Datensatz einerseits möglichst aktuell, aber andererseits auch möglichst vollständig ist (dieses wurde bis zum Jahr 2002 gewährleistet). Mit dieser 20-jährigen Periode wird erreicht, dass der Einfluss der jährlichen Schwankungen der Niederschläge für die Modellierung des Status Quo möglichst gering gehalten wird.

Karte 15: Mittlerer Jahresniederschlag (1983 bis 2002)

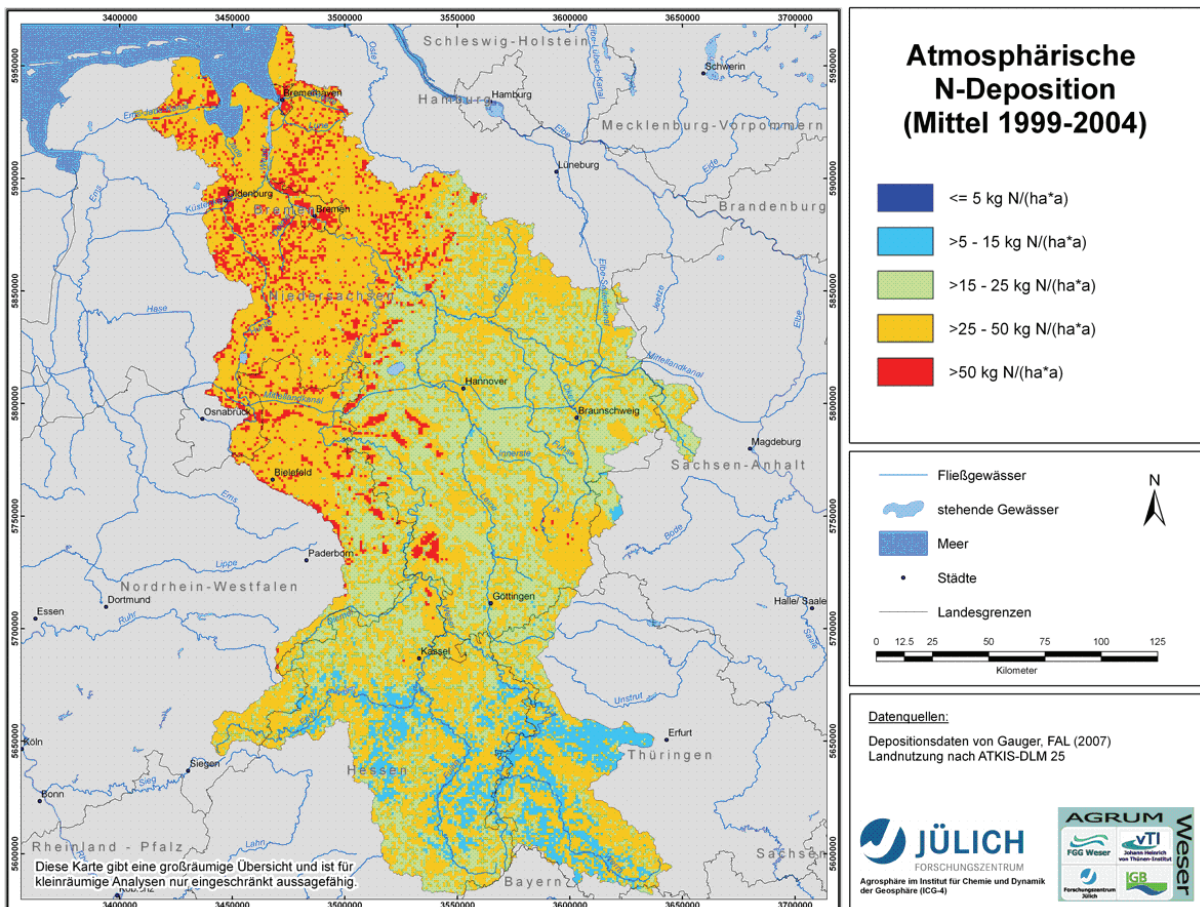


4.4 Atmosphärische Deposition

4.4.1 Stickstoff-Deposition

Daten zur atmosphärischen Deposition liegen einerseits mit den Modellergebnissen vor, die vom *DNMI* im Rahmen des EMEP-Programmes für Europa berechnet wurden (TSYR O, 1998a,b; BARTNICKI et al., 1998). Die EMEP-Daten liegen in Form von Rasterkarten mit einer Kantenlänge von 50 km als NO_x-N- und NH₄-N-Deposition in m/m² vor. Andererseits steht ein nationaler Datensatz des Institutes für Navigation der Universität Stuttgart zur Verfügung (Gauger et al., 2008), welcher landnutzungsbezogen in einem 1x1 km-Raster als NO_x-N- und NH₄-N-Deposition als Äquivalente vorliegt (siehe Karte 125 und Karte 126). Da die nationalen Daten nach GAUGER et al. (2008) einerseits in einer höheren Auflösung vorliegen, andererseits einen Landnutzungsbezug aufweisen, wurden diese Daten für die Modellierung des Jahres 2003 verwendet (Karte 16).

Karte 16: Atmosphärische N-Deposition



Da das Jahr 2003 ein Trockenjahr war und somit nicht repräsentativ für die Berechnungen ist, wurde ein Mittelwert (1999 bis 2004) für die Modellberechnungen verwendet. Dieser liegt umgelegt auf das gesamte Einzugsgebiet der FGE Weser bei ca. 30 kg N/ha·a, jedoch ist die regionale Differenzierung zwischen <5 und >50 kg N/ha·a zu beachten. 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 N-Emissionen eine besondere Rolle spielen. Ebenso kommen hohe Werte in waldreichen Regionen aufgrund des Auskämmungseffekts der Waldflächen vor (z. B. Harz), während niedrigere Werte im Süden des Einzugsgebiets auf nicht bewaldeten Flächen vorkommen.

Während die Werte für die Modellierung mit GROWA/WEKU als Rasterwerte landnutzungsbezogen verwendet wurden, wurde in MONERIS eine Veränderung des Programmcodes zur Berücksichtigung der landnutzungsbezogenen Deposition vorgenommen, sodass die Depositionsdaten für jeden Pfad und jeden Oberflächenwasserkörper mit unterschiedlichen Werten eingehen konnten.

Prognosen für Depositionsdaten 2015 liegen vom Institut für Navigation jedoch nicht vor. EMEP hat eine Prognose der N-Emissionen für die Jahre 2010 und 2020 vorgelegt. Deshalb wurde die prozentuale Veränderung im Vergleich zum Jahr 2003 auf Grundlage der EMEP-Daten berechnet (Mittelwert 2010 und 2020, Karte 127 und Karte 128 im Anhang). Es zeigt sich, dass die NH_x-Werte im Schnitt um 5 % niedriger liegen im Vergleich zum Jahr 2003, während die NO_y-Werte mit einer Reduktion von ca. 40 % angegeben werden. Die deutlichen Verminderungen von NO_y werden vor allem einer verbesserten Verbrennungstechnik in Kraftwerken und Verkehr zugeschrieben. Damit liegt eine Ausgangsbasis der Depositionswerte im Jahr 2015 vor.

Die Depositions-Rasterkarten wurden für die Modellierung in MONERIS mit den Grenzen des Einzugsgebietes der FGE Weser verschnitten und so die mittlere NO_x-N- und NH₄-N-Deposition in jedem Oberflächenwasserkörper mit Landnutzungsbezug ermittelt. Es berechnet sich ein mittlerer Wert der Stickstoffdeposition von 25 kg/ha·a für das Einzugsgebiet der FGE Weser im Jahr 2003 und 21 kg/ha·a im Jahr 2015.

4.4.2 Phosphordeposition

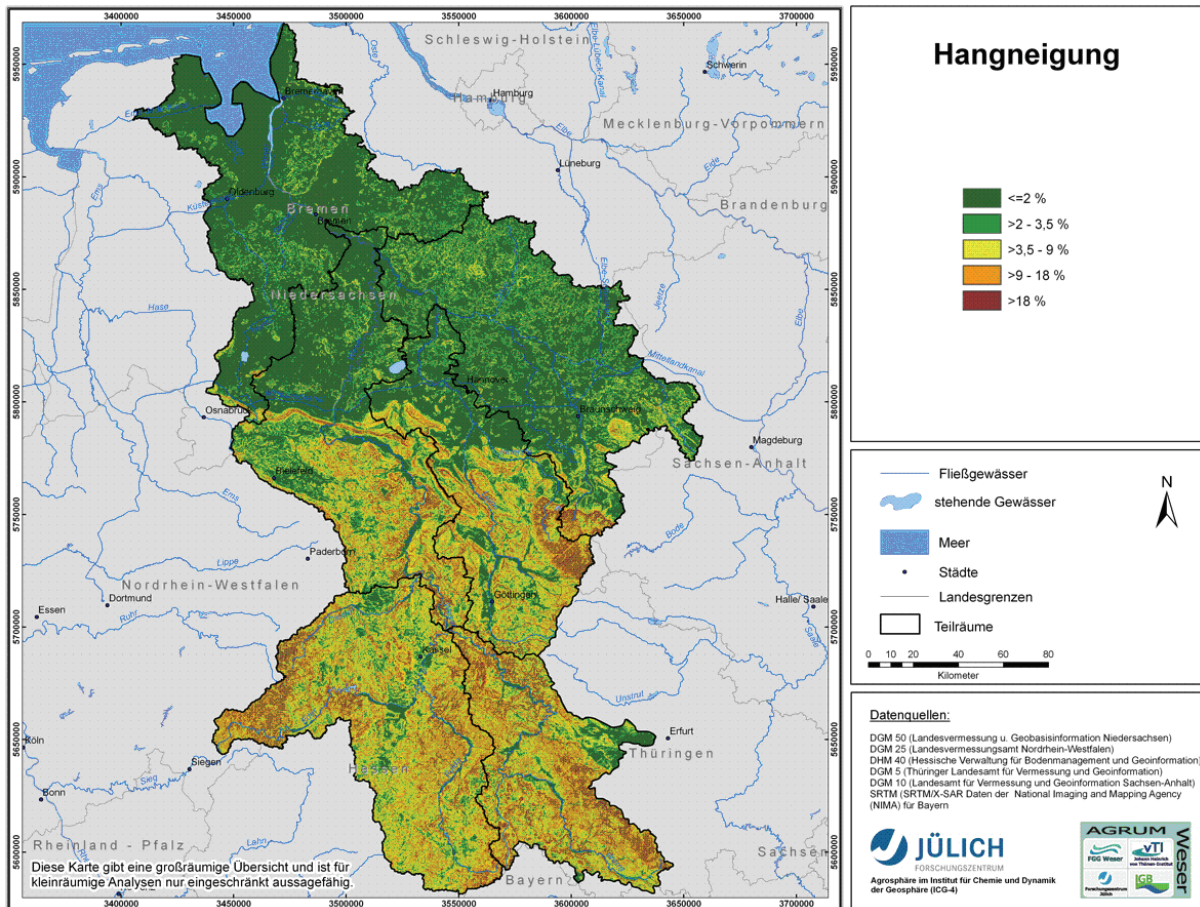
Die gesamte P-Depositionsrate, die von der Landnutzung der betrachteten Fläche abhängig ist, liegt erfahrungsgemäß im Bereich zwischen 0,3 und 3,0 kg P/ha·a. Anhand der Analyse statistischer Daten (BEHRENDT et al., 2002) lässt sich für europäische

Einzugsgebiete ein Mittelwert von 0,37 kg P/ha-a ableiten, der für die Berechnungen der FGE Weser verwendet wurde.

4.5 Digitales Geländemodell

In Kapitel 2.1 findet sich bereits eine Reliefkarte des Einzugsgebiets der FGE Weser. Die dieser Karte zugrunde liegenden Reliefdaten wurden aus sechs digitalen Geländemodellen der beteiligten Bundesländer zusammengesetzt. Für den größten Teil der FGE Weser konnten hierbei die in den Ländern vorliegenden DGM 50 genutzt werden, die aufgrund ihrer räumlichen Auflösung und ihrer Höhengenaugigkeit als gute Grundlage für die Ableitung von Reliefparametern angesehen werden können. Aus dem zusammengesetzten digitalen Geländemodell wurden dann die Reliefparameter Hangneigung und Exposition im GIS abgeleitet. Hierzu wurde eine Auflösung von 50x50 m als kleinstem gemeinsamem Nenner aller beschafften Datensätze gewählt. Die abgeleiteten Parameter gehen in die Wasserhaushaltsmodellierung ein und beeinflussen sowohl die Höhe der realen Verdunstung als auch die der Zusickerung zum Grundwasser. In MONERIS wird die Hangneigung (siehe Karte 17) als Basis für die Erosionsberechnung verwendet.

Karte 17: Hangneigung im Einzugsgebiet der FGE Weser



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 FGE Weser durchgängig Hangneigungen von weniger als 2 % aufweist, dominieren im Weserbergländ Hangneigungen zwischen 3,5 % und 18 %. Im Harz sowie in den Kammlagen des Rothargebirges und des Thüringer Waldes sind dabei Hangneigungen >18 % keine Seltenheit.

4.6 Landnutzungsdaten

4.6.1 Infoterra

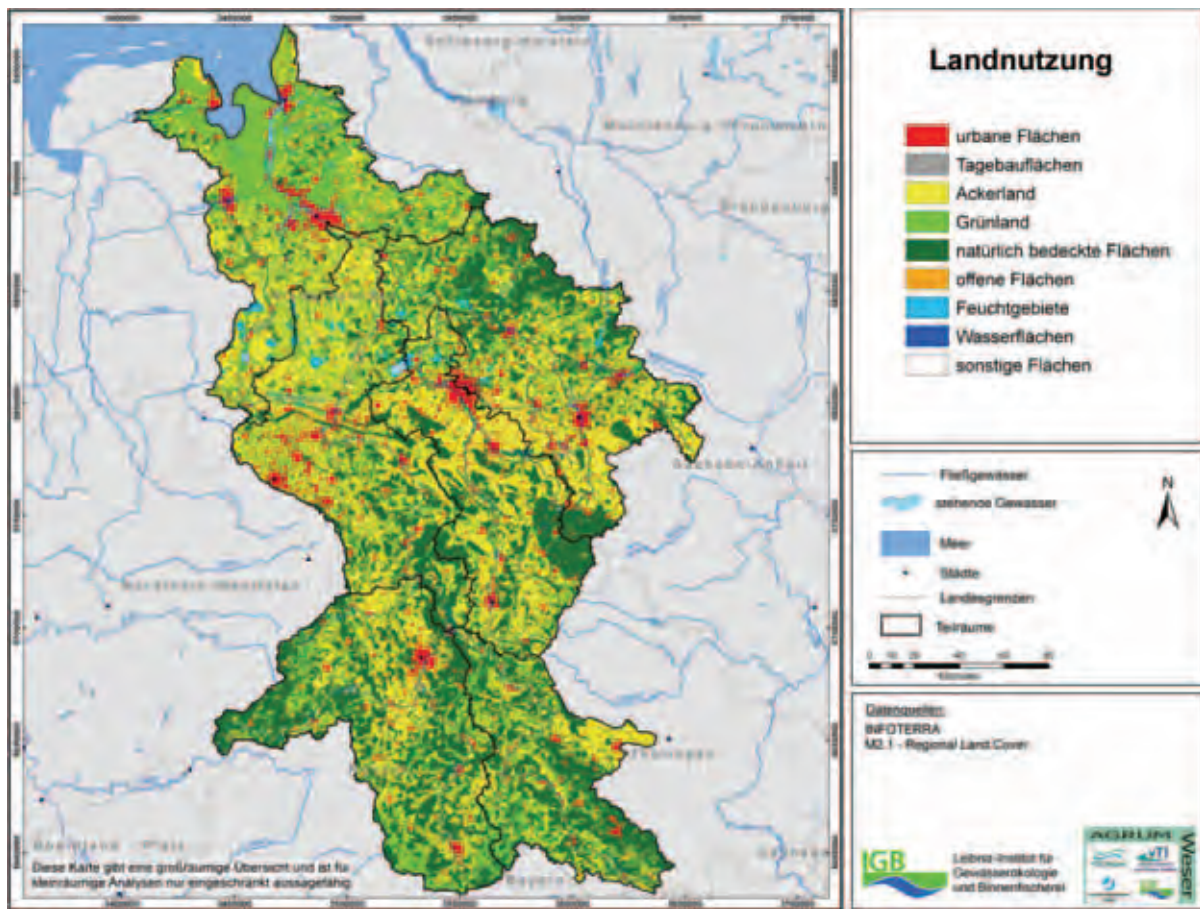
Mit dem Produkt Regional Land Cover von der Firma INFOTERRA (Karte 18) liegen aus Satelliten-Bildern abgeleitete Landbedeckungs- und Landnutzungsinformationen mit einer geometrischen Genauigkeit von < 30 m (Maßstab 1:25.000) aus der Vegetationsperiode

2005 vor. Die Datengrundlage beruht auf multispektralen SPOT 5 Satellitenbildern mit einer Pixelauflösung von 10 m.

Da die Daten von der Firma Infoterra auf der Grundlage der europäischen Flusseinzugsgebiete erhoben wurden, stimmte das Einzugsgebiet an den Grenzen nicht mit dem endgültigen Datensatz überein, und auch das Gebiet der Jade wurde erst nachträglich in die Flussgebietseinheit Weser übernommen. Deshalb wurden diese fehlenden Daten vom IGB mit Corine-Daten ergänzt, sodass die Berechnungen schließlich mit einem kompletten Datensatz durchgeführt werden konnten (die CORINE–Bodenbedeckungsdaten wurden durch eine europaweit harmonisierte Auswertung von Satellitenbildern des Landsat-5 und -7 gewonnen. Erfasst wurden Flächen mit homogener Bodenbedeckung und einer Mindestgröße von 25 ha, lineare Strukturen werden ab einer Breite von 100 m abgebildet).

Der Ausgangsdatsatz enthält 18 thematische Klassen und wurde für die Modellierung in MONERIS auf neun Klassen reduziert (siehe Karte 18).

Ein Vergleich der unterschiedlichen Landnutzungsdatensätze (Corine, Atkis, Infoterra) ist in Kapitel 4.12 angeführt.

Karte 18: Landnutzung im Einzugsgebiet der FGE Weser (Datenquelle: Infoterra)

4.6.2 ATKIS

Eine Karte der Landnutzungsklassen für beide Untersuchungsgebiete 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). Um eine größtmögliche räumliche Differenzierung für die Modellierung zu gewährleisten, wurden dort insgesamt 24 Nutzungsklassen unterschieden. Aufgrund der unvollständigen Überdeckung des INFOTERRA-Datensatzes mit dem der FGE Weser bereitgestellten Einzugsgebiets-Umriss, wurde am FZJ auf den ATKIS-Datensatz zurückgegriffen.

Mit dem Digitalen Landschaftsmodell DLM 25 (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 DLM 25 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 vorgenommene Grünlandumbruch zum Zwecke des Maisanbaus in den Datenbeständen des DLM 25 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.

4.7 Bodendaten im Einzugsgebiet der FGE Weser

An Bodendaten werden für die Modellierung im FZJ die pflanzenverfügbare Bodenwassermenge, der Grundwasserflurabstand sowie die Staunässestufe verwendet. Am IGB werden die Bodenarten zur Modellierung benötigt. Die Bodendaten entstammen unterschiedlichen Datengrundlagen der Länder. Die Aufbereitung dieser sehr heterogenen Datenbestände war mit großem Zeitaufwand verbunden. So waren z. B. die Geometrien an den Ländergrenzen abzugleichen. Im Maßstab 1:50.000 lagen die Bodendaten der BÜK 50 (Niedersachsen), der BK 50 (NRW), der BFD 50 (Hessen) und der BK 50 (Sachsen-Anhalt) vor. Die Bodendaten für Bayern sowie die Parameter Flurabstand und Staunässestufe für Thüringen wurden in Ermangelung höher aufgelöster Daten der Bodenübersichtskarte 1:1.000.000 (BÜK 1000) entnommen.

Der *niedersächsische Teil* wird durch die Bodenübersichtskarte 1:50.000 (BÜK 50) abgedeckt, die durch das Niedersächsische Landesamt für Bergbau, Energie und Geologie (LBEG) erarbeitet worden ist. Die BÜK 50 für Niedersachsen stellt eine digitale Kartenserie dar, deren Erstellung 1996 abgeschlossen worden ist. Die Erarbeitung der Karte folgte dem Konzept des Bodenkatasters von Niedersachsen in der Weise, dass bodenkundliche Daten nicht allein durch Landesaufnahme und Kartierung, sondern auch durch systematische Auswertung bodenkundlich relevanter Unterlagen zu gewinnen sind. Als Grundlage stehen Kartenwerke und Einzelarbeiten der Maßstäbe 1:5.000 bis 1:200.000 zur Verfügung. Pro Bodenareal wird ein Leitprofil angenommen, das in den Kartenwerken des genannten Maßstabbereichs dokumentiert ist. Der Maßstab der BÜK 50 bedingt eine Mindestgröße von 25 ha bei Flächen und 100 m bei linienhaften Elementen. In Gebieten mit ausgeprägt heterogenen Bodenverhältnissen nimmt die Genauigkeit der BÜK 50 daher maßstabsbedingt ab. Zu jedem Leitbodenprofil können anhand der digitalen Generallegende der BÜK 50 Detailinformationen in Form bodenkundlicher Parameter abgefragt werden, z. B. Bodentyp, Bodenart, nutzbare Feldkapazität, pflanzenverfügbare Bodenwassermenge, Grundwasserflurabstand, Staunässestufe. Diese entstammen teilweise der Beschreibung des Leitprofils, teilweise wurden sie nach den Regeln der digitalen Methodendatenbank von Niedersachsen (MeMaS) berechnet (MÜLLER und RAISSI, 2002).

Für *Nordrhein-Westfalen* konnte die Bodenkarte ebenfalls im Maßstab 1:50.000 (BK 50) durch den Geologischen Dienst bereitgestellt werden. Im Gegensatz zur niedersächsischen Bodenübersichtskarte ist die BK 50 durch flächendeckende Kartierung entstanden. Dabei wurden die Böden und ihr Profil bis in 2 m Tiefe bzw. bis zur Obergrenze des Festgesteins aufgenommen. Der Bohrpunktabstand betrug je nach Komplexität der bodenkundlichen Verhältnisse im Gelände ca. 100-300 m (Arbeitsgruppe BK 50, 2001). Kartographisch wird der Bodenaufbau durch Bodeneinheiten beschrieben, die Böden gleichartiger oder ähnlicher Entwicklung sowie mit vergleichbarem Substrataufbau erfassen. Für die erfasste Bodenartenschichtung werden integrativ quantifizierte Angaben zu Mächtigkeit, Korngrößenzusammensetzung und Humusgehalt gemacht, sodass eine Berechnung bodenhydrologischer Parameter möglich wird. Die BK 50 enthält ebenfalls sehr detaillierte Angaben zu den für die Wasserhaushaltsmodellierung erforderlichen Parametern (siehe oben).

Für den nordrhein-westfälischen Anteil am AGRUM-Untersuchungsgebiet liegen die Angaben zur nutzbaren Feldkapazität ebenfalls nutzungsspezifisch vor. Gleiches gilt für die Einzugsgebietsanteile in Hessen und Sachsen-Anhalt, für die ebenfalls auf Bodenkarten im Maßstab 1:50.000 zurückgegriffen werden konnte.

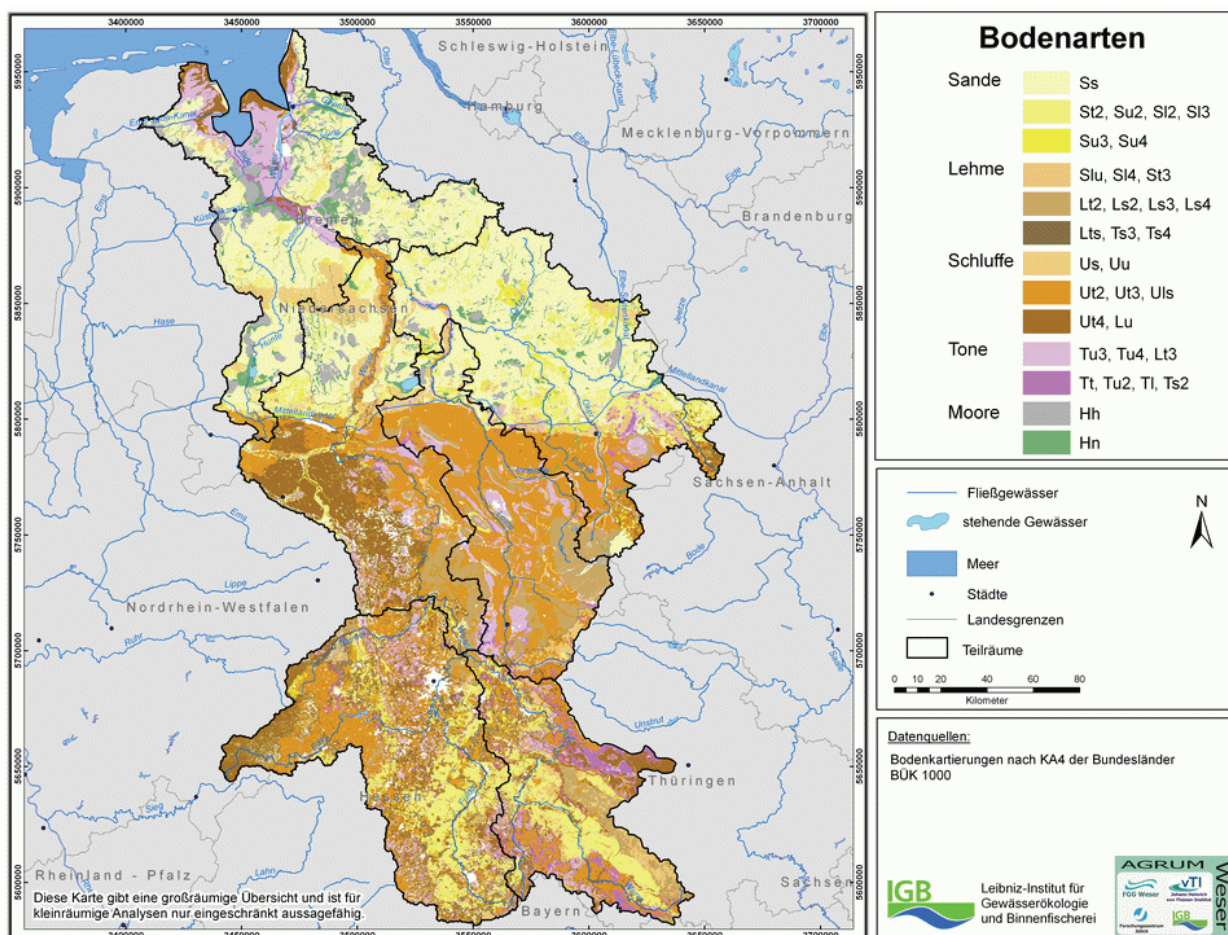
Für die *thüringischen und bayerischen Anteile* des Weser-Einzugsgebiets liegen keine Bodenkarten im Maßstab 1:50.000 vor. Da höher aufgelöste Bodendaten nicht zur Verfügung standen, wurde dort auf die Bodenübersichtskarte 1:1 Mio. (BÜK 1000) der Bundesanstalt für Geowissenschaften und Rohstoffe zurückgegriffen. Die Bodenübersichtskarte 1:1 Mio. (BÜK 1000) beschreibt die Böden Deutschlands in einheitlicher Weise auf Basis von 72 Bodeneinheiten. Pro Bodeneinheit wird ein typischer Leitboden beschrieben und parametrisiert, dessen Profil nach Auswertung von Karten größeren Maßstabs als charakteristisch angesehen wird. Zu den einzelnen Leitbodenprofilen werden ebenfalls Angaben u. a. zu Bodenart, Flurabstand, nutzbarer Feldkapazität und kapillarer Aufstiegshöhe gemacht. In der BÜK 1000 werden zwar Angaben zur Höhe von nutzbarer Feldkapazität und kapillarem Aufstieg gemacht, nicht jedoch zur Mächtigkeit des effektiven Wurzelraums. Diese Informationen wurden daher nach einer Verschneidung der Bodendaten mit den Landnutzungsdaten im GIS gemäß den Regeln der Methodendokumentation Bodenkunde abgeleitet.

Die Aufbereitung der Bodendaten der Bundesländer (BK 50) zur Ermittlung der Bodenart wurde am IGB folgendermaßen durchgeführt: Die Angaben zur Bodenart sowie Hochmoor und Niedermoorflächen wurden über die Attributtabelle zu einer einheitlichen Ausgangsdatenbasis zusammengestellt. Lag die Bodenart für das gesamte Bodenprofil vor, wie z. B. in Niedersachsen, wurde diese Angabe verwendet. Bei anderen Bundesländern lag die Angabe zur Bodenart horizont- oder schichtbezogen vor und es wurde, wie z. B. in

Hessen, der zweite Horizont bzw. wie in Nordrhein-Westfalen die erste Schicht, als der/die maßgebliche herausgefiltert und die jeweilige Angabe zur Bodenart verwendet.

Nicht vorhandene Angaben der Bodenkarten von Sachsen-Anhalt wurden auf Nachfrage teilweise ergänzt. Weitere fehlende Angaben wurden mit Hilfe der Bodenübersichtskarte 1:1.000.000 (BÜK 1000) ergänzt. Dies war auch an den Grenzen der Bundesländer notwendig. Aufgrund der Verwendung unterschiedlicher Kartieranleitungen (KA3, KA4, KA5) der Bundesländer war eine Überführung nach einer einheitlichen Kartieranleitung (KA5) notwendig. Für die Modellierung in MONERIS fanden die fünf Bodenartenhauptgruppen (Karte 19) nach Bodenkundlicher Kartieranleitung (KA5) Verwendung.

Karte 19: Bodenarten



Die Karte der Bodenarten zeigt eine deutliche Zweiteilung: im Norden herrschen Sande vor, während im südlichen Teil der FGE Weser eine differenziertere Verteilung mit Schluffen, Lehmen und Sanden vorzufinden ist. Tone finden sich vorwiegend in den Marschen und inselartig über den mittleren und südlichen Teil der FGE Weser verteilt. Moore kommen hingegen im nördlichen Teil der FGE Weser vor.

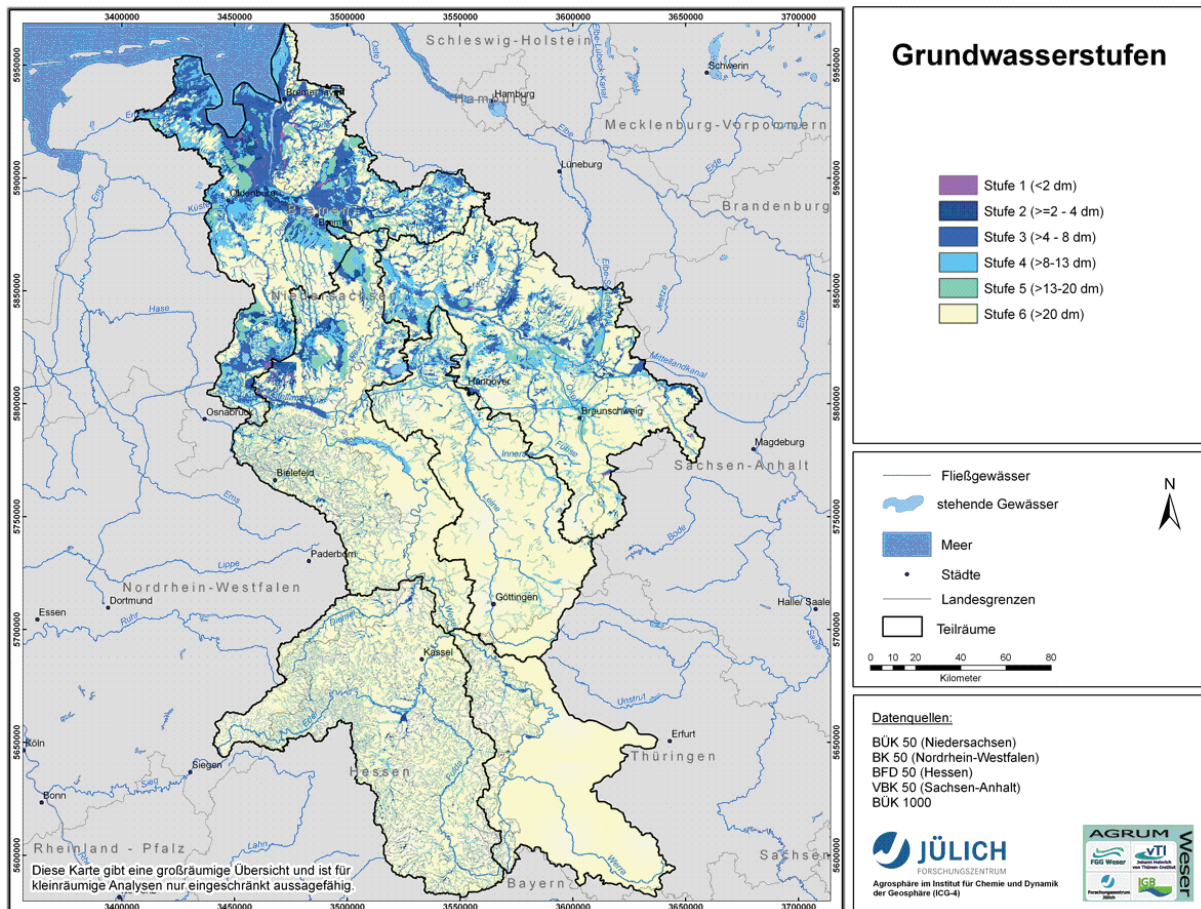
Für die Berechnung des Gesamtabflusses und seiner Komponenten benötigt das Modell GROWA die Höhe der nutzbaren Feldkapazität des effektiven Wurzelraums, die kapillare Aufstiegshöhe, den Flurabstand sowie den Staunässegrad als Eingangsdaten. Für Niedersachsen stehen diese Daten flächendeckend zur Verfügung. Die Berechnung der nutzbaren Feldkapazität des effektiven Wurzelraums sowie der pflanzenverfügbaren Bodenwassermenge erfolgt nach den Methoden des Niedersächsischen Bodeninformationssystems (NIBIS) separat für die Landnutzungs-Haupttypen 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 das Einzugsgebiet der FGE 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 angesehen. Im Vergleich mit Untersuchungen anderer Autoren weisen diese Daten eine deutlich höhere Auflösung als die bei Wasserhaushalts- und Nitrateintragsuntersuchungen für makroskalige Untersuchungsgebiete üblicherweise eingesetzten Daten auf. Dagegen weicht die räumliche und inhaltliche Differenzierung der BÜK 1000 zwar von den übrigen Bodendatensätzen ab, jedoch wird in Anbetracht des Flächenanteils von weniger als 10 %, für den diese Daten benötigt werden, der Gesamtfehler als gering eingeschätzt.

Aus Karte 20 gehen die dem Datenbestand entnommenen Flurabstände bzw. die hieraus abgeleiteten Grundwasserstufen hervor, deren Klassierung gemäß der Bodenkundlichen Kartieranleitung KA 4 (AG Boden 1994) vorgenommen wurde.

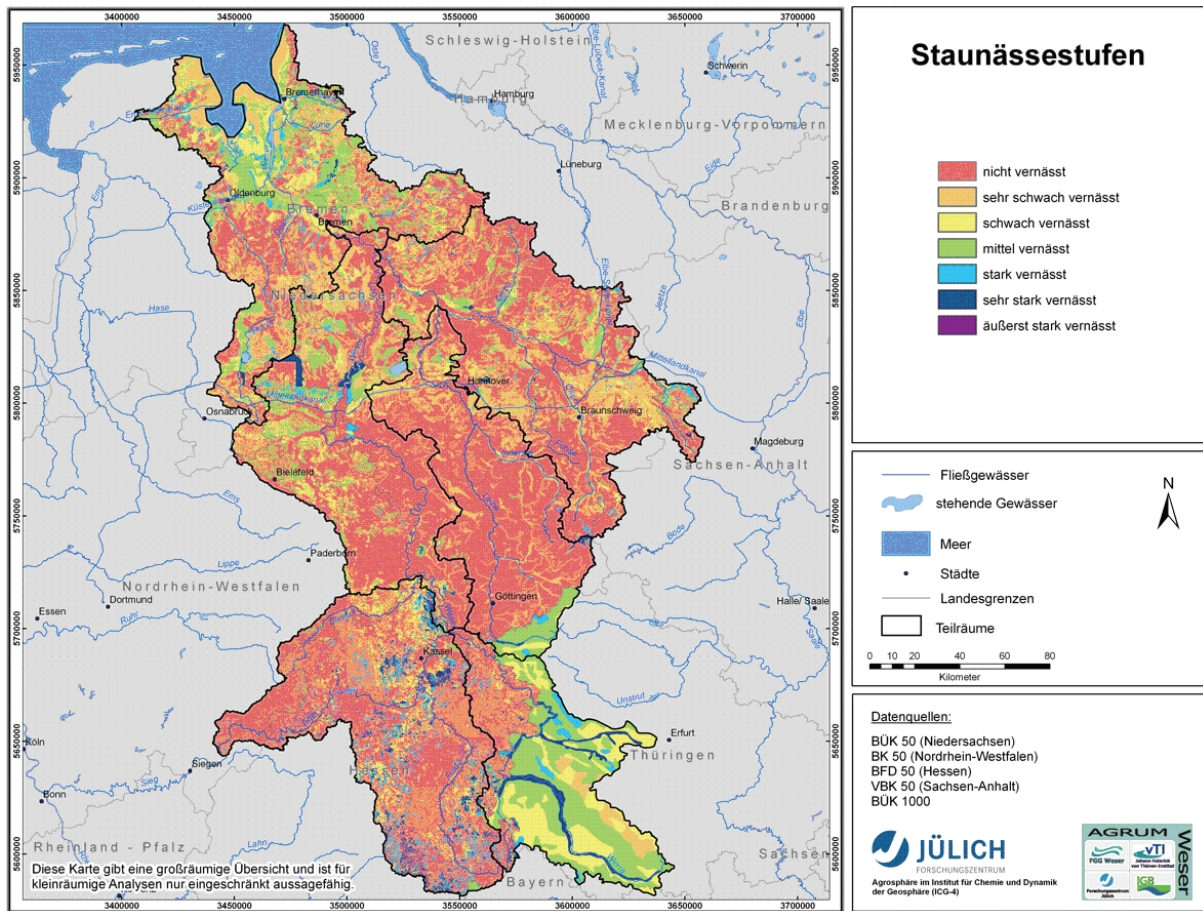
Die für die Ausgliederung grundwassernaher Standorte relevanten Flächen mit einem Flurabstand bis zu 4 dm Tiefe treten sehr vereinzelt auf und sind auf Flussauen, Moorgebiete und die Marschen beschränkt. Überwiegend sind im gesamten Einzugsgebiet der FGE Weser Grundwasserflurabstände über 4 dm zu finden, 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.

Karte 20: Grundwasserstufen

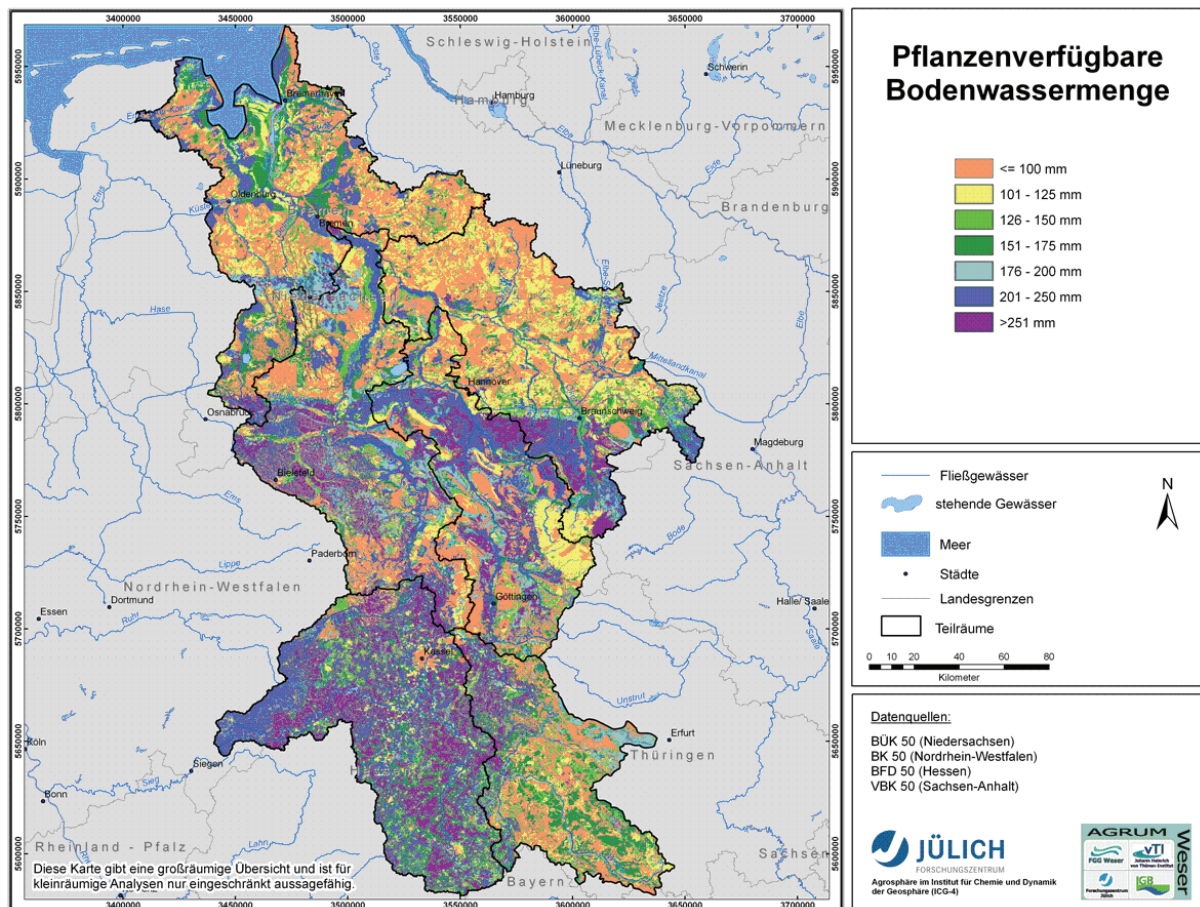
Die Verwendung der BÜK 1000 für Teile des thüringischen Anteils des Weser-Einzugsgebiets äußert sich im Kartenbild durch eine im Vergleich zum Maßstab 1:50.000 weniger detaillierte Darstellung der Bodenareale. Das Spektrum der Grundwasserstufen entspricht hierbei nicht immer dem im angrenzenden Hessen.

Die Karte des Staunässegrades (Karte 21) weist aus, dass der überwiegende Teil des Einzugsgebietes der FGE 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 21: Staunässeinfluss



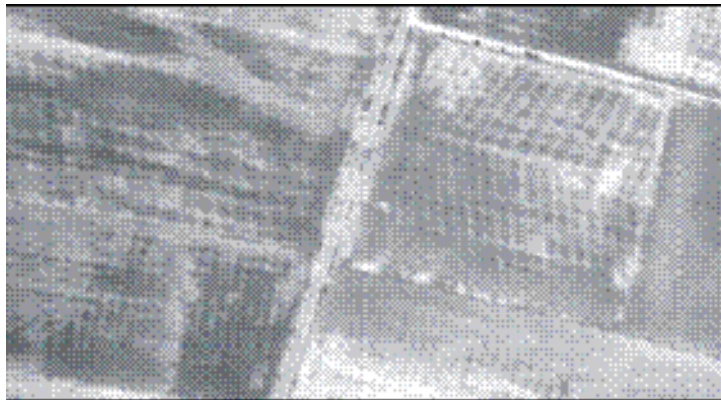
Karte 22 zeigt die Höhe der pflanzenverfügbaren Bodenwassermenge. Werte von weniger als 100 mm finden sich in weiter Verbreitung auf den grundwasserfernen Podsolen im Nordteil des Einzugsgebietes der FGE Weser. Die Tendenz zu höheren Werten besteht dort nur bei Böden mit geringen Flurabständen, da die Bodenwassermenge aufgrund des höheren kapillaren Aufstiegs zunimmt. Höhere pflanzenverfügbare Bodenwassermengen von >150 mm verzeichnen im Nordteil des Einzugsgebiets der FGE Weser nur die Auenböden und die Marschen. Die pedologisch relativ gering differenzierte Bördelandschaft nördlich der Mittelgebirge zeichnet sich großflächig durch mittlere pflanzenverfügbare 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 Bodenwassermenge liegt dort mit Werten > ca. 200 mm relativ hoch. Einflüsse der Landnutzung (effektive Durchwurzelungstiefe) sind dort von untergeordneter Bedeutung.

Karte 22: Pflanzenverfügbare Bodenwassermenge

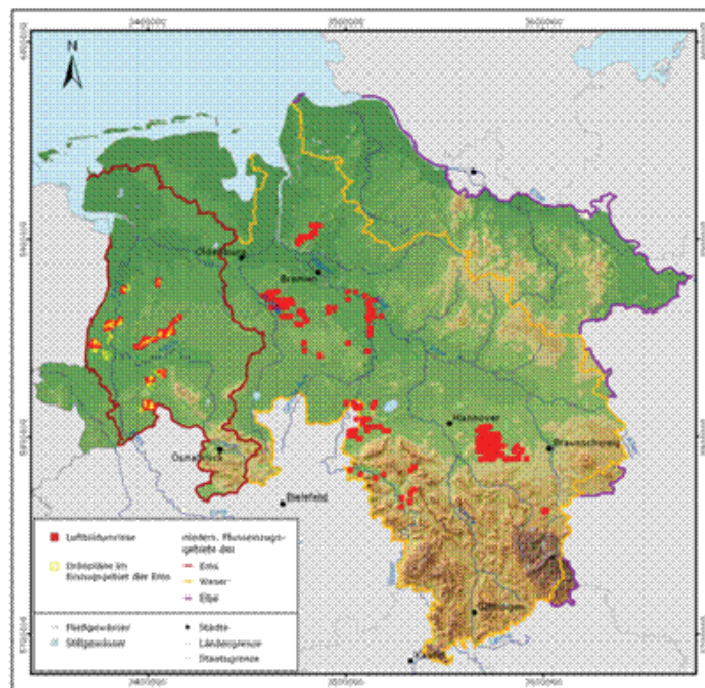
Die Verwendung der BÜK 1000 für Teile des thüringischen Anteils des Weser-Einzugsgebiets äußert sich im Kartenbild durch eine im Vergleich zum Maßstab 1:50.000 weniger detaillierte Darstellung der Bodenareale. Das Spektrum der pflanzenverfügbaren Bodenwassermenge entspricht hierbei nicht immer dem im angrenzenden Hessen.

4.8 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 21 zeigt einen Ausschnitt aus einem Luftbild nahe Hohenhameln, auf dem Ackerflächen mit einem für systematische Rohrdrainagen typischen Fischgrätenmuster zu sehen sind.

Abbildung 21: 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 22 hervorgeht, liegen 172 der 231 verwendeten Luftbilder im Einzugsgebiet der Weser.

Abbildung 22: Lage der ausgewerteten Luftbilder in Niedersachsen

Quelle: KUHR (2006).

Tabelle 15 zeigt einige Beispiele für Kombinationen aus Bodeneigenschaften und Landnutzungstypen, wie sie auch für das Einzugsgebiet der Weser typisch sind. Die

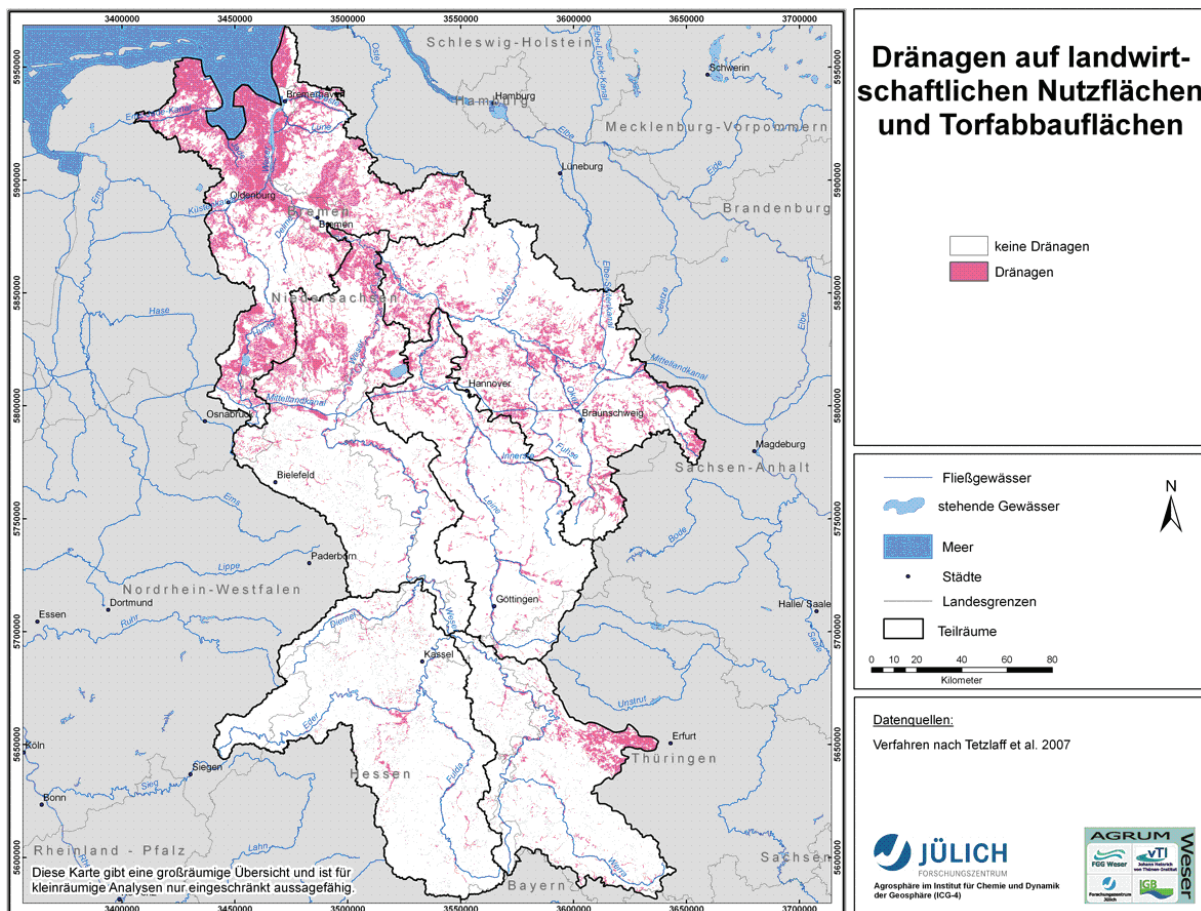
Tabelle zeigt große Unterschiede der Dränhäufigkeiten zwischen den Bodentypen. Als gut durchlässige Sandböden in meist flacher Lage und einem mittleren Grundwasserhochstand sind Podsole mit 9 bzw. 17 % am seltensten von allen Beispielen gedränt. Deutlich häufiger sind Auenböden und Pseudogleye gedränt, wobei die ungefähr doppelt so große Häufigkeit bei Ackerflächen im Vergleich zum Grünland durch die intensivere Nutzungsform begründet ist.

Tabelle 15: Ausgewählte Parameterkombinationen und Anteil gedränkter Flächen an den Parameterkombinationen

Bodentyp	Vernässungs-grad nach KA4	Mittlerer Grundwasser-hochstand (dm)	Land-nutzung	Fläche der Parameterkom-bination (ha)	Anteil gedränkter Flächen an Parame-terkombination (%)
Podsole	n.v.	>20	Ackerland	5.078	9
Podsole	n.v.	>20	Grünland	842	17
Auenböden	n.v.	10	Ackerland	5081	64
Auenböden	n.v.	10	Grünland	24176	34
Pseudogleye	1	n.v.	Ackerland	6.829	58
Pseudogleye	1	n.v.	Grünland	698	27
Niedermoore	n.v.	1	Ackerland	457	51
Niedermoore	n.v.	1	Grünland	548	71
Niedermoore	n.v.	3	Ackerland	1.511	55
Niedermoore	n.v.	3	Grünland	2.335	64

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/Jahr größer ist und langfristig zum Verlust der Bewirtschaftungsgrundlage führt (KUNTZE, 1986).

Karte 23 zeigt die nach dem hier beschriebenen Verfahren abgeleitete Karte der potenziell gedrännten Flächen. Es ergibt sich eine deutliche Abnahme der potenziell gedrännten Flächen in Nord-Süd- und West-Ost-Richtung. Während die Verbreitung von Dränflächen entlang der Küste fast lückenlos ist, sind gedrännte Areale mit zunehmender Entfernung von der Küste kleinflächiger und disperser verteilt. Die räumlichen Verbreitungsmuster im Binnenland sind stark durch das Auftreten von Niederungen geprägt.

Karte 23: Karte der potenziell gedrännten Flächen in der FGE Weser (2003)

Als Ursache für das in Karte 23 zu sehende Verteilungsmuster kann das Zusammenspiel der drei für den Dränbedarf sehr wesentlichen Einflussfaktoren Landnutzung, Klima und Boden gelten. Der maritime Einfluss und damit die Jahresniederschlagshöhe nehmen in den beschriebenen Himmelsrichtungen ab. Vom Klima mit beeinflusst ist das Auftreten dränbedürftiger Bodentypen, d. h. hydromorpher terrestrischer Böden sowie von Mooren. Hinzu kommt die durchgehende Verbreitung weitgehend vernässter Marschböden entlang der Küste.

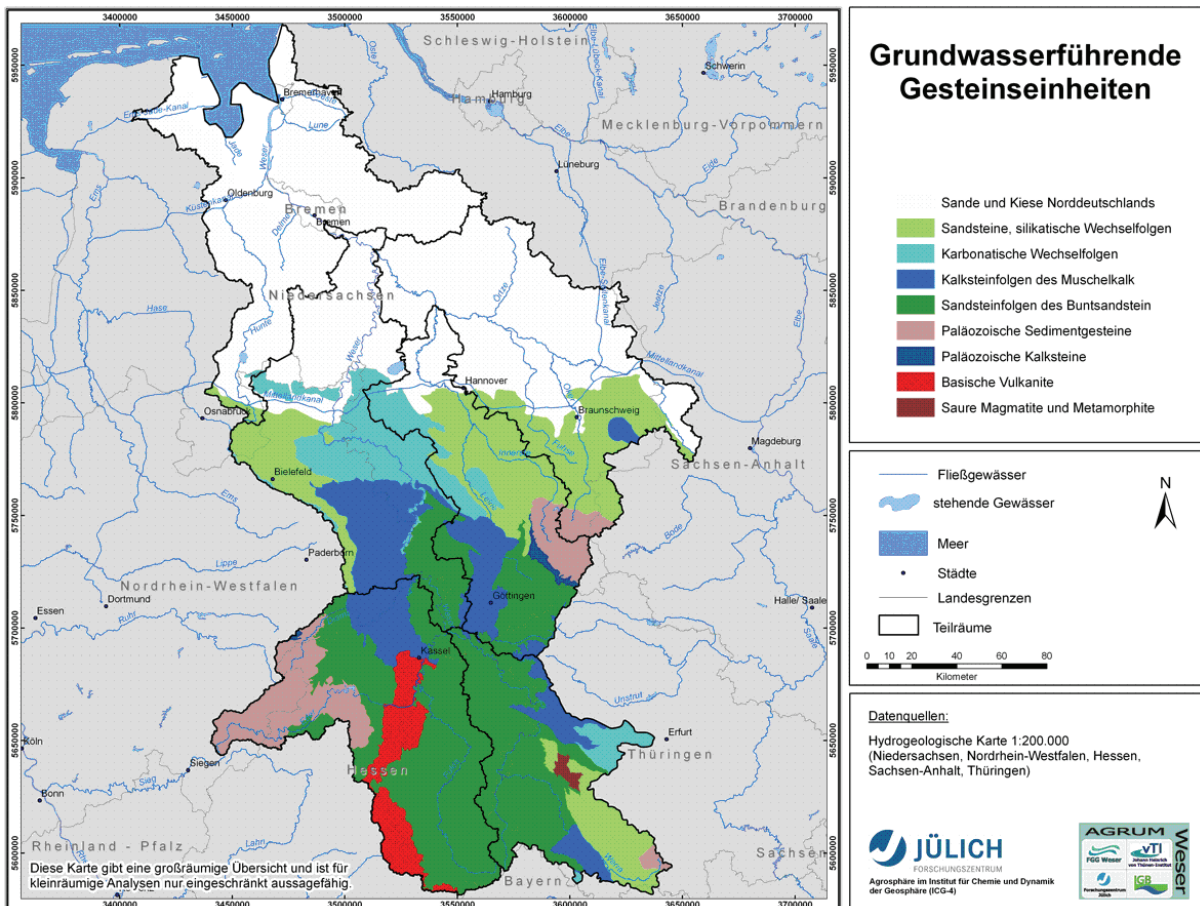
Aus der Karte 23 kann ein Anteil potenziell gedrännter Flächen an der landwirtschaftlichen Nutzfläche im Weser-Einzugsgebiet von ca. 41 % abgeleitet werden. Unter Berücksichtigung der Marschen entspricht dies der in der Literatur genannten Größenordnung für den mittleren Entwässerungsbedarf in Deutschland 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.

4.9 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 24) und der hydraulischen Durchlässigkeit (Karte 25) ließen sich der bundesweit relativ einheitlich vorliegenden Hydrogeologischen Übersichtskarte 1:200.000 (HÜK 200) entnehmen. Für Nordrhein-Westfalen wurden aus dem Informationssystem Hydrogeologische Karte 1:100.000 (HK 100) vergleichbare Informationen in höherer Auflösung bereitgestellt.

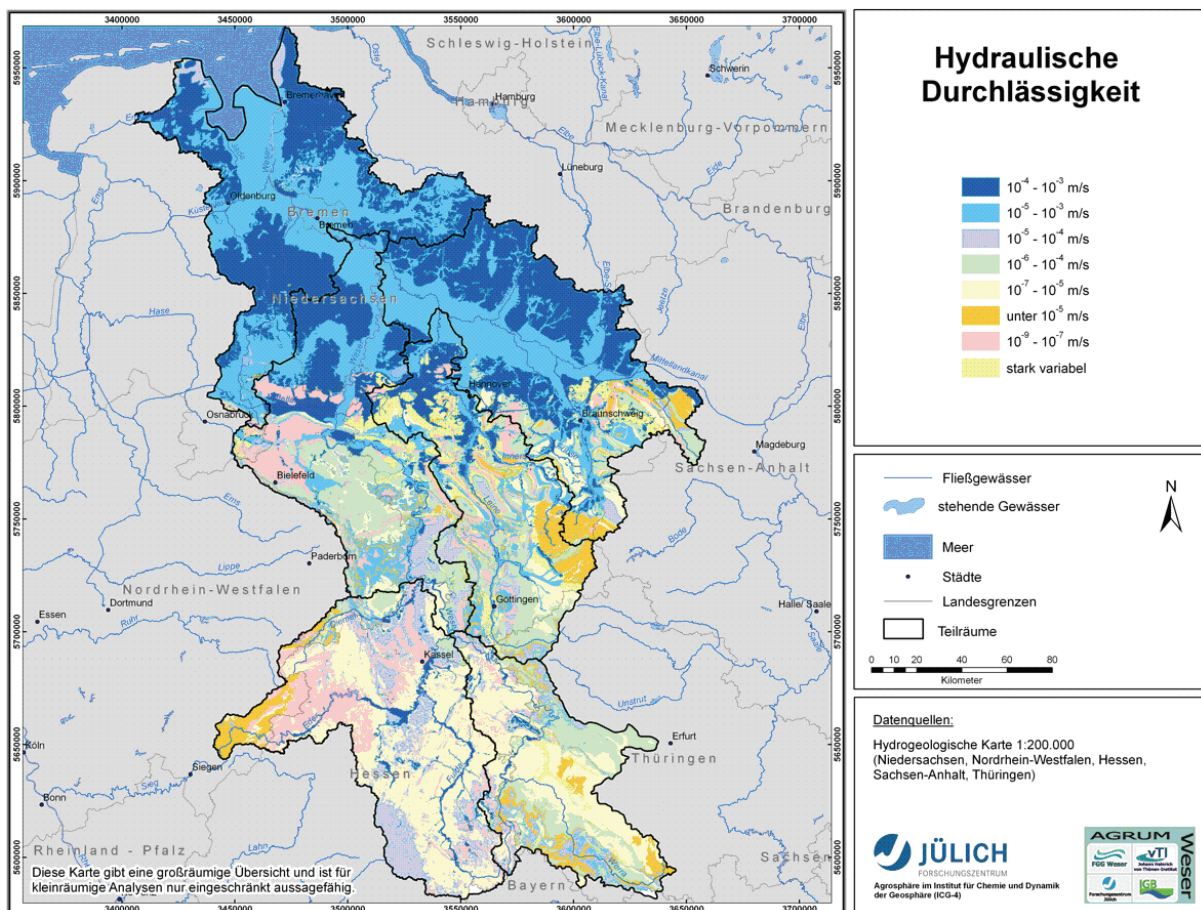
Karte 24: Karte der grundwasserführenden Gesteinseinheiten



Karte 24 zeigt eine stark verallgemeinerte Karte der Hydrogeologischen Gesteinseinheiten. Für die Erstellung dieser Karte wurden die Legendeneinheiten der HÜK 200 unter Berücksichtigung von Gesteinsbeschaffenheit, Genese und Grundwasserführung zusammengefasst. Im Nordteil des Einzugsgebiets der FGE 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 Rotheraargebirge 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 Festgesteinsaquifern recht heterogen (siehe Karte 25).

Karte 25: Hydraulische Leitfähigkeit im Einzugsgebiet der FGE Weser



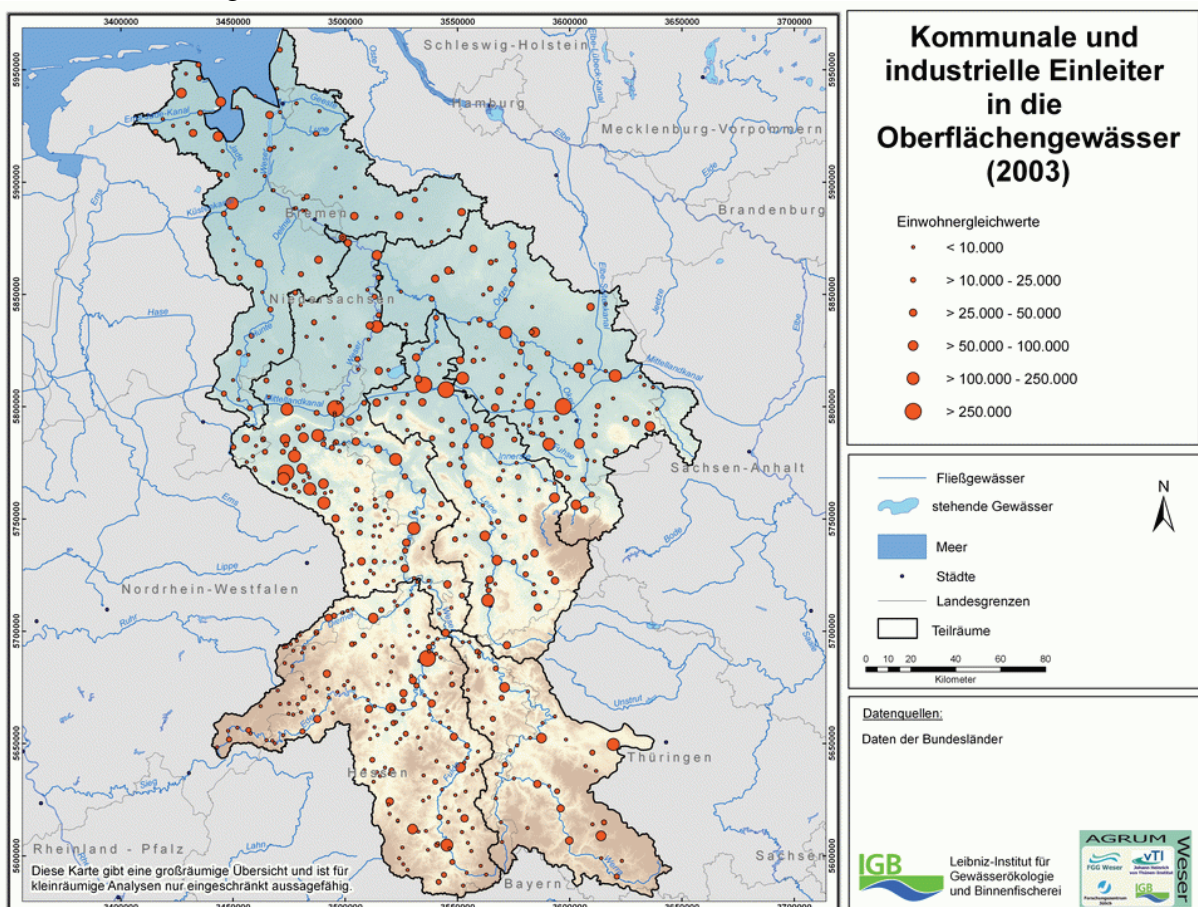
Im südlichen aus Festgesteinen aufgebauten Teil des Einzugsgebiets der FGE Weser treten daher großräumig variierende Durchlässigkeiten zwischen 10^{-4} und 10^{-9} m/s auf. Für die

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 Taltäler 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 des Einzugsgebiets der FGE Weser Durchlässigkeitsbandbreiten zwischen 10^{-3} und 10^{-5} m/s auf.

4.10 Urbane Gebiete

Der Datensatz zu Einträgen über kommunale Kläranlagen und industrielle Direkteinleiter aus dem Jahre 2004 (siehe Karte 26) wurde von den Bundesländern über die FGG Weser zur Verfügung gestellt.

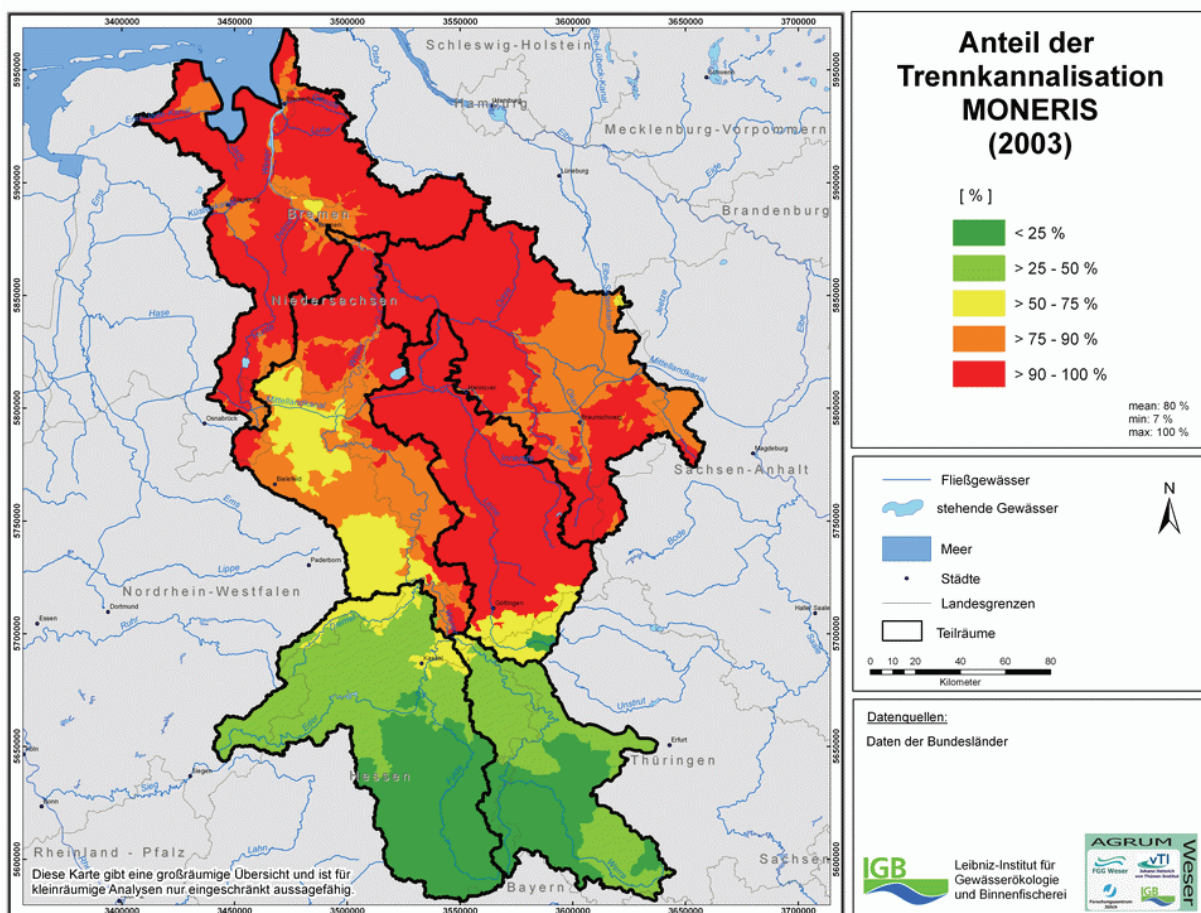
Karte 26: Lage der kommunalen und industriellen Einleiter mit Einwohnergleichwerten



Die GIS-Daten zur Lage der Anlagen und die chemischen Parameter in einem Tabellenkalkulationssystem wurden mit Hilfe von GIS verknüpft. Von Thüringen wurden zu-

sätzliche Informationen zu kommunalen und industriellen Einleitern bereitgestellt, um die Aktualität der Daten zu gewährleisten. Die Daten wurden hinsichtlich Doppelung überprüft und in der Struktur dem vorhandenen Datensatz angepasst. Danach wurden die Nährstofffrachten berechnet. Fehlende Angaben zu Hoch- und Rechtswerten wurden mittels GIS-Berechnungen ergänzt. Nicht zu allen Anlagen waren Informationen zu Abwassermengen vorhanden. Diese wurden unter Hinzuziehung von Anlagen gleicher Größenordnung ergänzt. In Einzelfällen lagen nicht zu allen kommunalen und industriellen Einleitern chemische Parameter vor und nicht alle Datensätze zu chemischen Parametern konnten einem kommunalen und industriellen Einleiter zugeordnet werden. Die berechneten Nährstoffeinträge wurden dem Projektpartner am FZJ zur Verfügung gestellt.

Karte 27: Anteile der Trennkanalisation (2003)

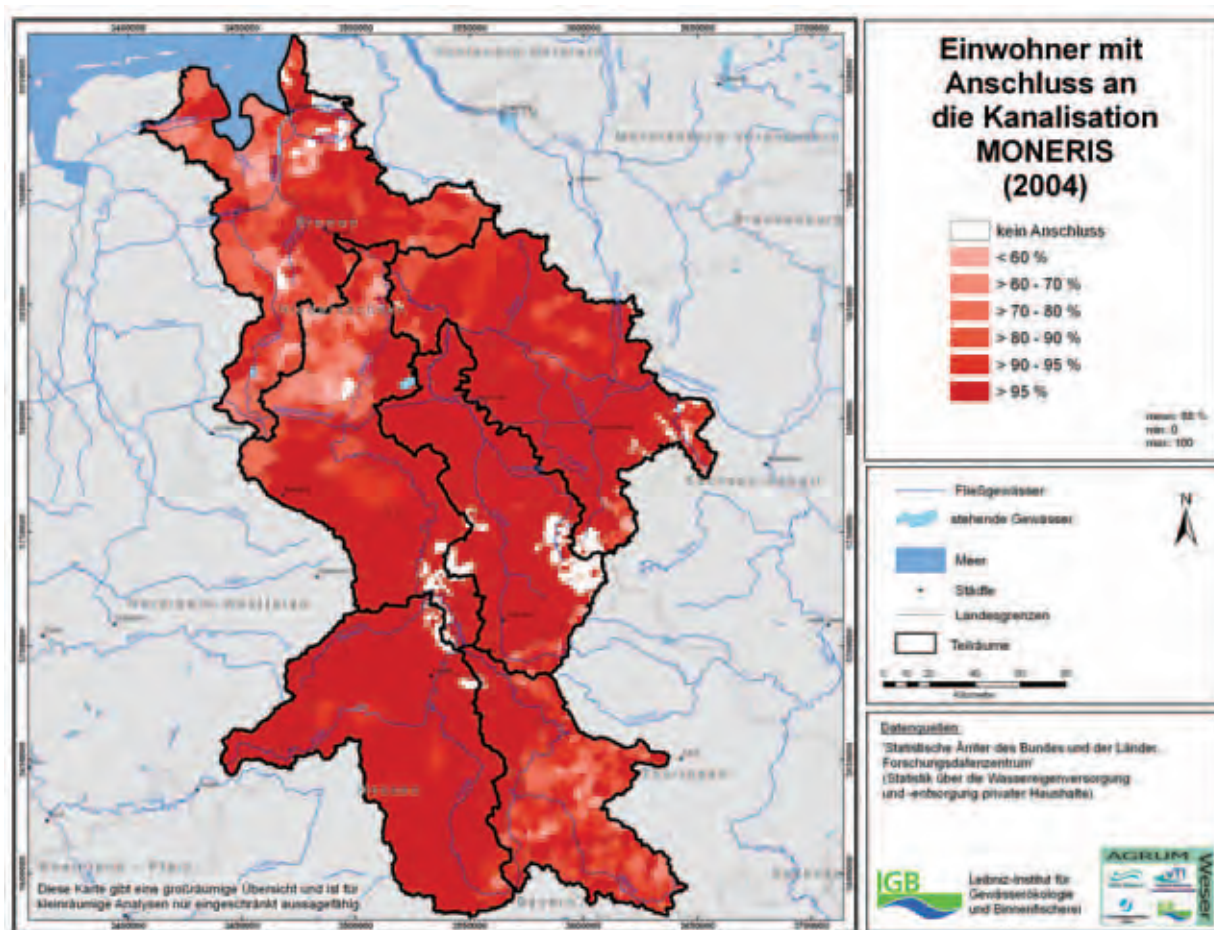


Die Datenaufbereitung zur Ermittlung des Anteils der Trennkanalisation (Karte 26) erfolgte anhand von zwei Datensätzen: einer Bundesversion mit der Angabe zum Sitz des Kanalnetzbetreibers auf Kreisebene und einer Länderversion mit der Angabe zur entsorgten Gemeinde auf Gemeindeebene für die Jahre 1998, 2001 und 2004. Da die Länderversion lediglich für 11 Bundesländer auf Gemeindeebene vorlag, wurde diese durch die Bundesversion mit Daten auf Kreisebene ergänzt. Aus den Datensätzen wurde ein einheitlicher Datensatz generiert, der letztlich für jede Gemeinde die Daten zu Misch-

und Trennkanalisation enthält. Die Karte der Anteile der Trennkanalisation in der FGE 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.

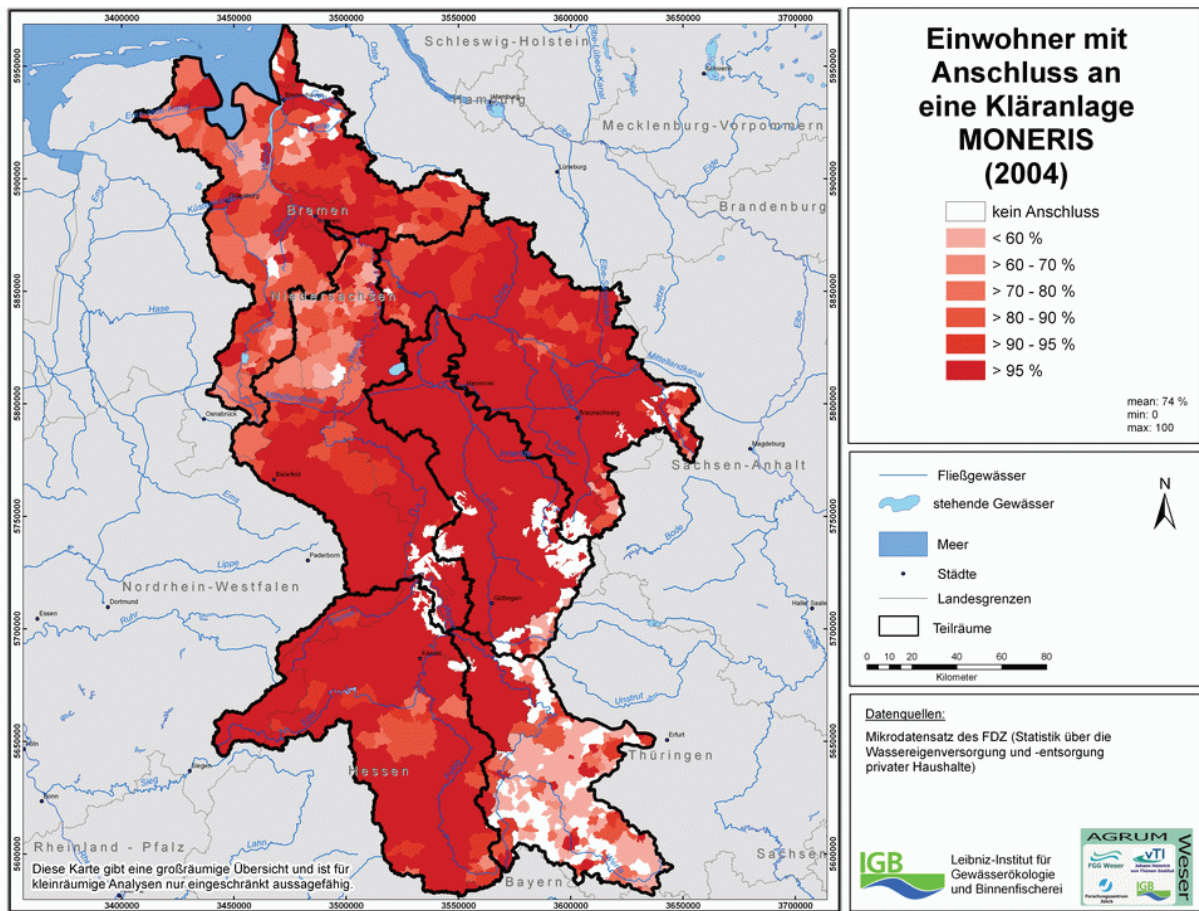
Angaben zu Einwohner mit Anschluss an die Kanalisation auf Gemeindeebene wurden durch eine Recherche beim Forschungsdatenzentrum beschafft (siehe Karte 28). Sie kommen bis auf die gemeindefreien Gebiete, die in der Regel keine Einwohner enthalten, in weiten Teilen der FGE Weser zu über 90 % vor. Im nordöstlichen Teil des Einzugsgebiets sowie in Thüringen sind auch Anschlussgrade von 60 % bis 90 % vorhanden.

Karte 28: Einwohner mit Anschluss an die Kanalisation



Karte 29 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 29: Einwohner mit Anschluss an eine kommunale Kläranlage

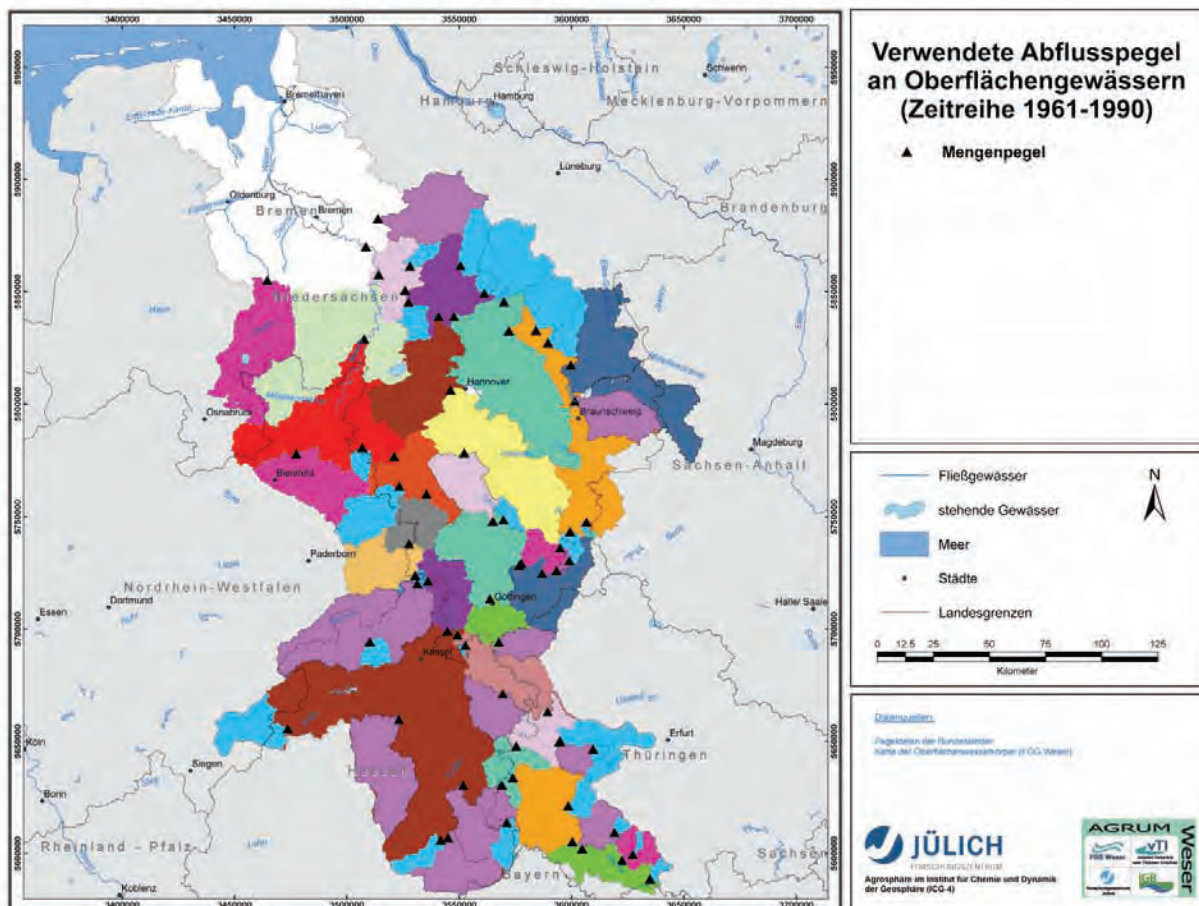


Karte 30 und Karte 31 geben den Anschluss an Kleinkläranlagen und abflusslose Gruben wieder. Hohe Anschlussgrade an Kleinkläranlagen sind vor allem im Nordosten der FGE Weser sowie in Thüringen ersichtlich. Einwohner mit Anschluss an abflusslose Gruben sind vor allem im Bearbeitungsgebiet Große Aue (östlicher Bereich des Mittellandkanals) sowie punktuell im Einzugsgebiet vorhanden. Große Bereiche des Einzugsgebietes weisen keinen Anschluss an abflusslose Gruben auf.

4.11 Monitoringdaten

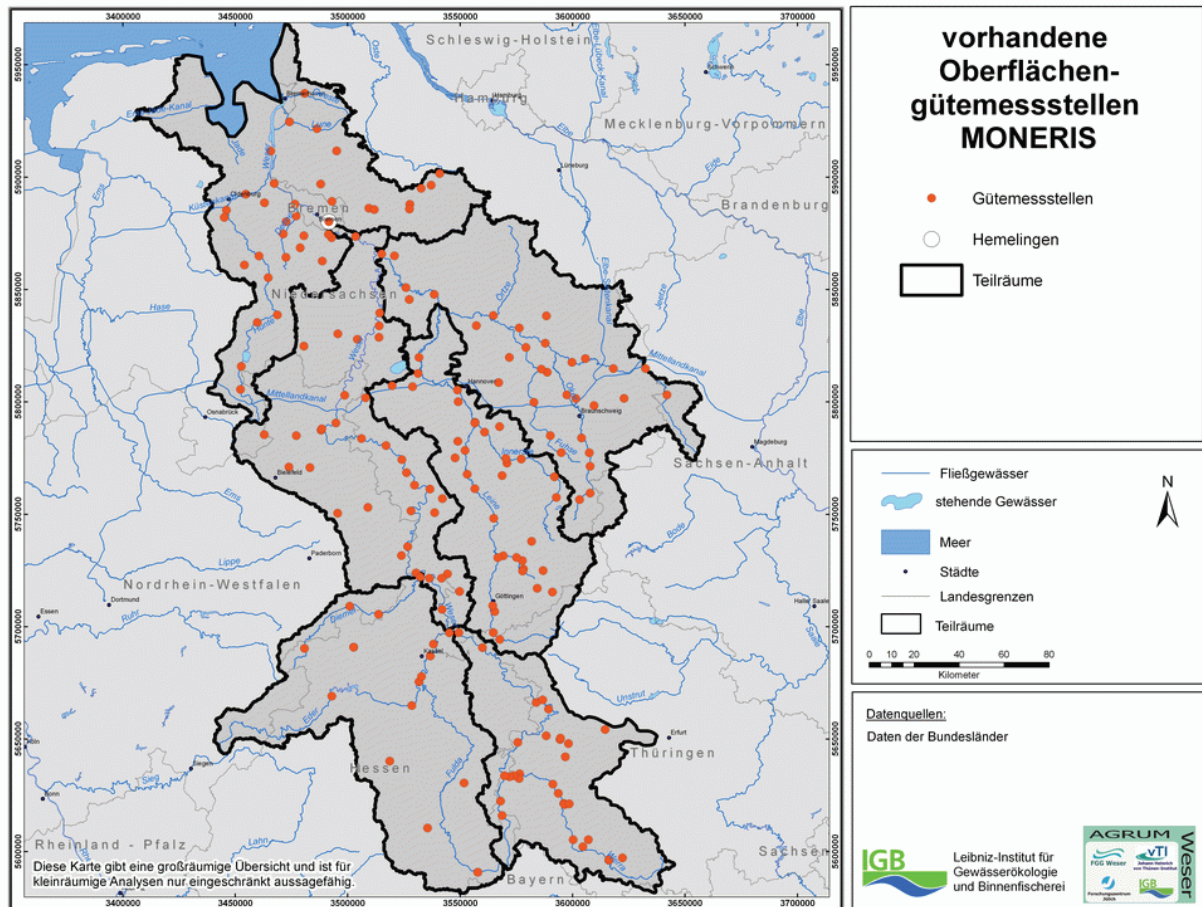
Für die Validierung der Wasserhaushaltsberechnungen standen Abflussdaten von 68 pegelbezogenen Teileinzugsgebieten zur Verfügung (siehe Karte 32).

Karte 32: Standorte Mengenpegel



Um die Eignung des Modells für unterschiedliche Landschaftsräume nachzuweisen, wurde bei der Auswahl der betrachteten Einzugsgebiete eine möglichst große Bandbreite unterschiedlicher Landnutzungen sowie verschiedener klimatischer, pedologischer und topographischer Verhältnisse angestrebt. Die Validierung wurde bei verschachtelten Einzugsgebieten immer bezogen auf das Gesamtgebiet des jeweiligen Pegels durchgeführt. Die für die Zeitreihe 1961 bis 1990 (FZJ) und 1983 bis 2002 (IGB) berechneten Gesamtabflusshöhen wurden mit den Mittelwerten der mittleren Tagesabflüsse (MQ) der gleichen Zeitreihe verglichen.

Die Validierung der modellierten Nährstoffeinträge in die Oberflächengewässer erfolgte anhand von Gewässergütepegeln (siehe Karte 33).

Karte 33: Vorhandene Oberflächengütemessstellen

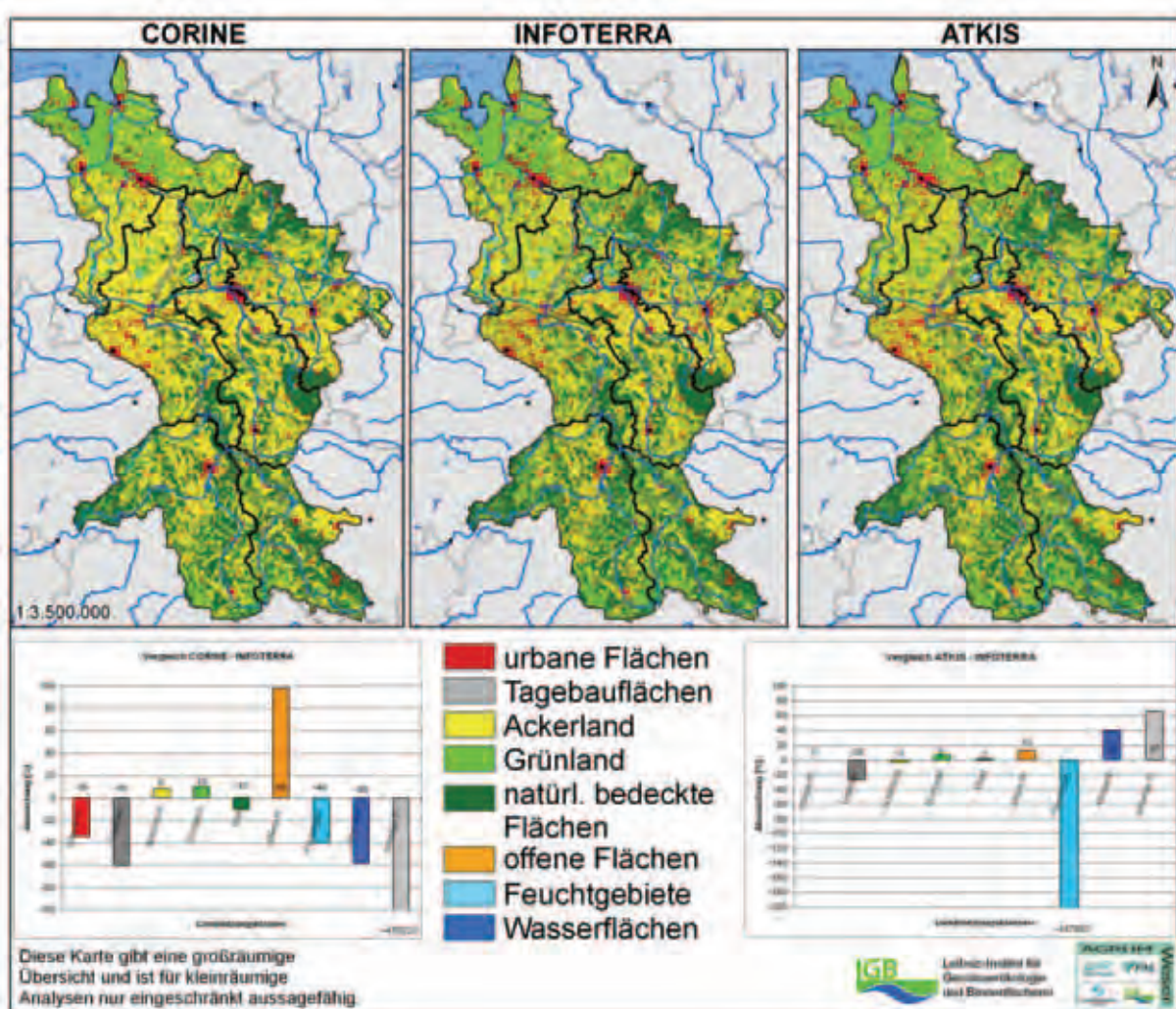
Die Daten zu den Oberflächengütemessstellen wurden von den Bundesländern und der FGG Weser zur Verfügung gestellt. Die unterschiedlich aufbereiteten Datensätze wurden in einem ersten Arbeitsschritt in ein einheitliches Format überführt. Da teilweise die Koordinaten oder die Einzugsgebietsgrößen fehlten, wurde bei den Ländern zu bestimmten Gütemessstellen eine Anfrage vorgenommen. Waren die Informationen nicht erhältlich, wurde die Einzugsgebietsgröße mit Hilfe von GIS berechnet. Schließlich wurden die vorhandenen Pegel auf ihre Lage hin überprüft und den Oberflächenwasserkörpern zugeordnet. Bei Oberflächenwasserkörpern, in denen mehrere Pegel lagen, wurde der Pegel zugeordnet, der dem Gebietsauslass am nächsten lag.

Die Oberflächengütemessstellen wurden einerseits zur Frachtberechnung unter Hinzuziehung der Daten der Abflusspegel verwendet, andererseits zur Validierung der in MONERIS berechneten Stickstoff- und Phosphorkonzentrationen im Oberflächengewässer bzw. der GROWA/WEKU-Ergebnisse. Die am IGB durchgeführte Frachtberechnung ist in Kapitel 3 beschrieben und wurde den Projektpartner (FZJ) zur Verfügung gestellt. Da 2003 ein hydrologisches Extremjahr war und mittlere hydrologische Bedingungen für die Modellierung des Status Quo herangezogen werden sollten, wurde zur Validierung der

Mittelwert aus den Jahren 2000 bis 2004 verwendet. Für diesen Zeitraum wurden solche Oberflächengütemessstellen herausgefiltert, die mindestens vier von fünf Werten aufwiesen. Für das gesamte Einzugsgebiet der Weser standen hierfür Werte von 188 Pegeln zur Verfügung, wovon für 58 Pegel Daten für Phosphor und für 47 Pegel Daten für Stickstoff in MONERIS verwendet wurden (siehe Karte 33). Die häufig vorhandene schwankende Kontinuität und geringe Aktualität der Messungen (häufig fehlten für unterschiedliche Jahre die Gütwerte, die Anzahl der Messungen pro Jahr schwankten; teilweise wurde eine unterschiedliche Unterteilung der anorganischen Stickstoffwerte vorgenommen) erschwerten die Datenaufbereitung und erhöhten die Unsicherheiten bei der Validierung der berechneten Werte.

4.12 Sensivitätsanalysen der Eingangsdaten

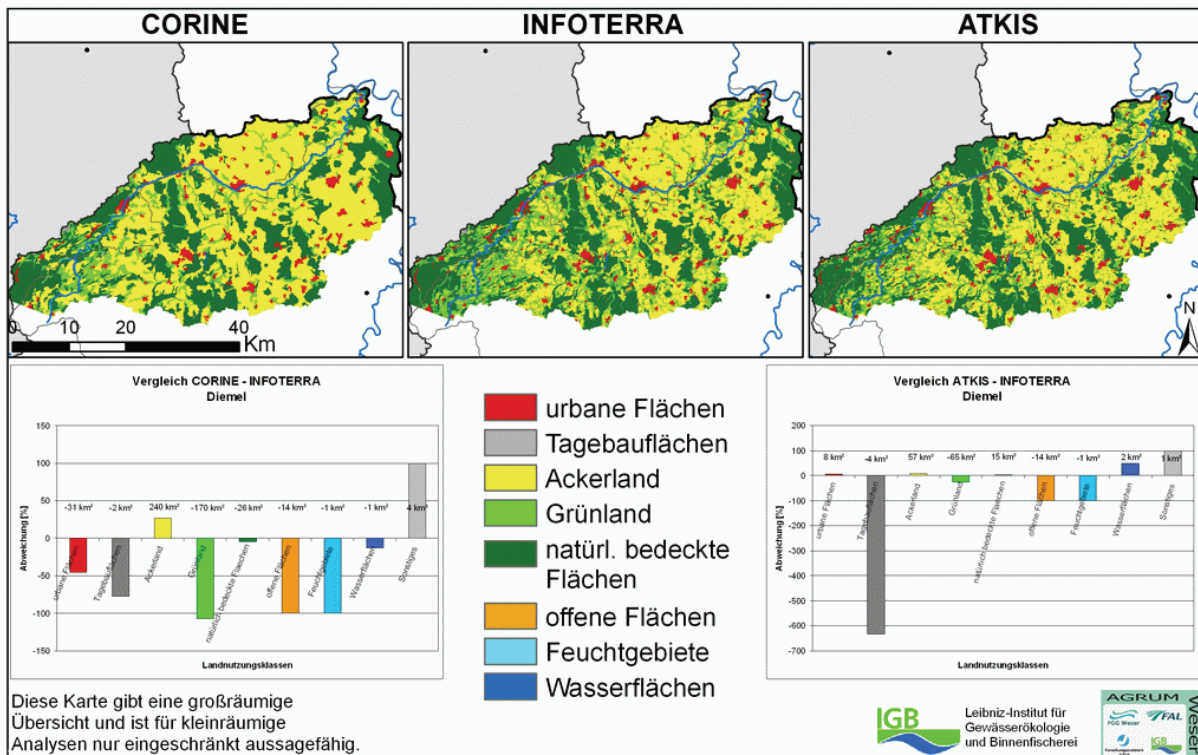
Karte 34: Vergleich der Landnutzungsdaten CORINE/INFOTERRA/ATKIS im Einzugsgebiet der FGE Weser



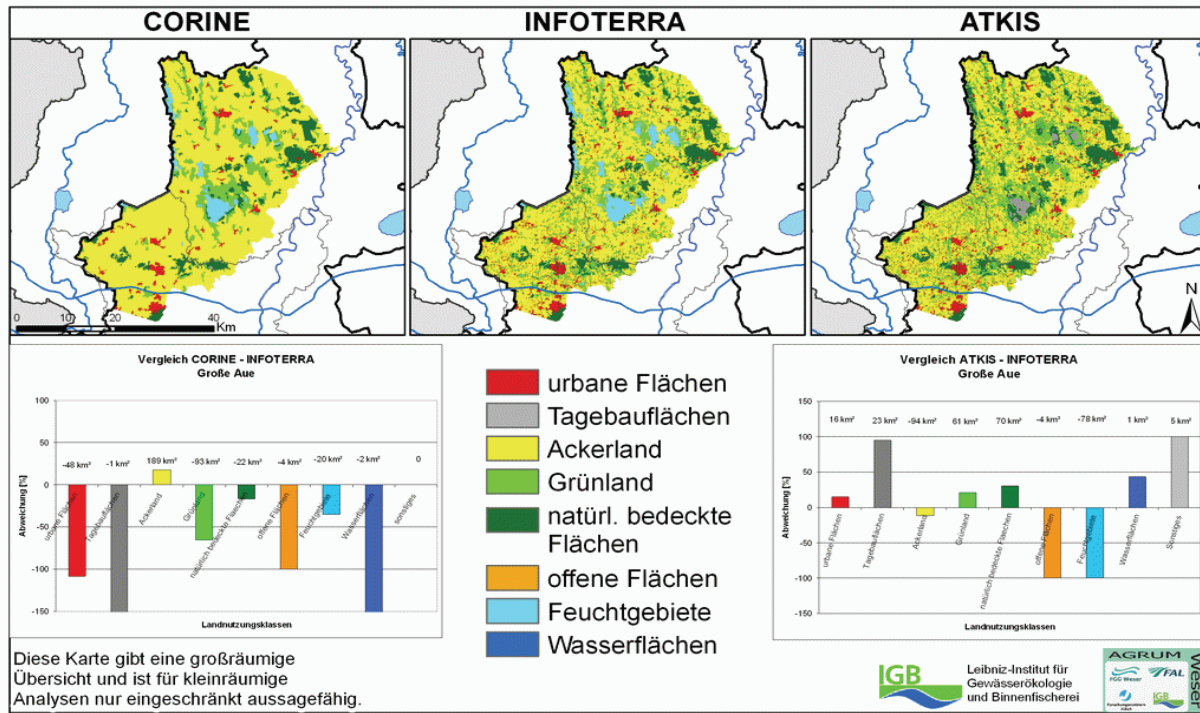
Beim Vergleich des INFOTERRA-Datensatzes mit den ATKIS- und CORINE-Daten für das Gesamtgebiet der FGE Weser (Karte 34) sind folgende Unterschiede herausgekommen: Der ATKIS-Datensatz weist im Vergleich zu INFOTERRA weniger Ackerflächen (~449 km²) und weniger Feuchtgebiete (~668 km²) auf, hingegen mehr Grünland (~599 km²) und mehr natürlich bedeckte Flächen (~232 km²). Der CORINE-Datensatz weist weniger urbane Flächen (~1.209 km²) und weniger natürlich bedeckte Flächen (~1.349 km²) auf, hingegen mehr Ackerflächen (~1564 km²), mehr Grünland (~938 km²) und mehr offene Flächen (~ 460 km²).

Die errechneten Unterschiede werden in erster Linie durch die unterschiedlich hohen Auflösungen der einzelnen Datensätze verursacht. Zum Beispiel werden beim Corine Datensatz die häufig recht kleinräumigen Grünlandflächen mit dem 25 km-Raster nicht als vorrangige Landnutzung erfasst.

Karte 35: Vergleich der Landnutzungsdaten CORINE/INFOTERRA/ATKIS im Einzugsgebiet der Diemel



Karte 36: Vergleich der Landnutzungsdaten CORINE/INFOTERRA/ATKIS im Einzugsgebiet der Großen Aue



Die Auswirkungen der unterschiedlichen Landnutzungsdatensätze ergab bei der Modellierung in MONERIS für Stickstoff eine Abweichung von 2 % beim ATKIS-Datensatz und 0 % beim CORINE-Datensatz im Vergleich zum INFOTERRA-Datensatz. Für Phosphor ergab sich eine Abweichung von 5 % beim CORINE-Datensatz und 1 % beim ATKIS-Datensatz zum INFOTERRA-Datensatz.

Für die Bearbeitungsgebiete Große Aue und Diemel wurde ein detaillierter Vergleich der drei Landnutzungsdatensätze vorgenommen (siehe Karte 35 und Karte 36).

5. Wasserhaushalt und Eintragspfade

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

5.1 Ergebnisse der Wasserhaushaltsmodellierung mit GROWA

5.1.1 Berechnete Wasserhaushaltskomponenten

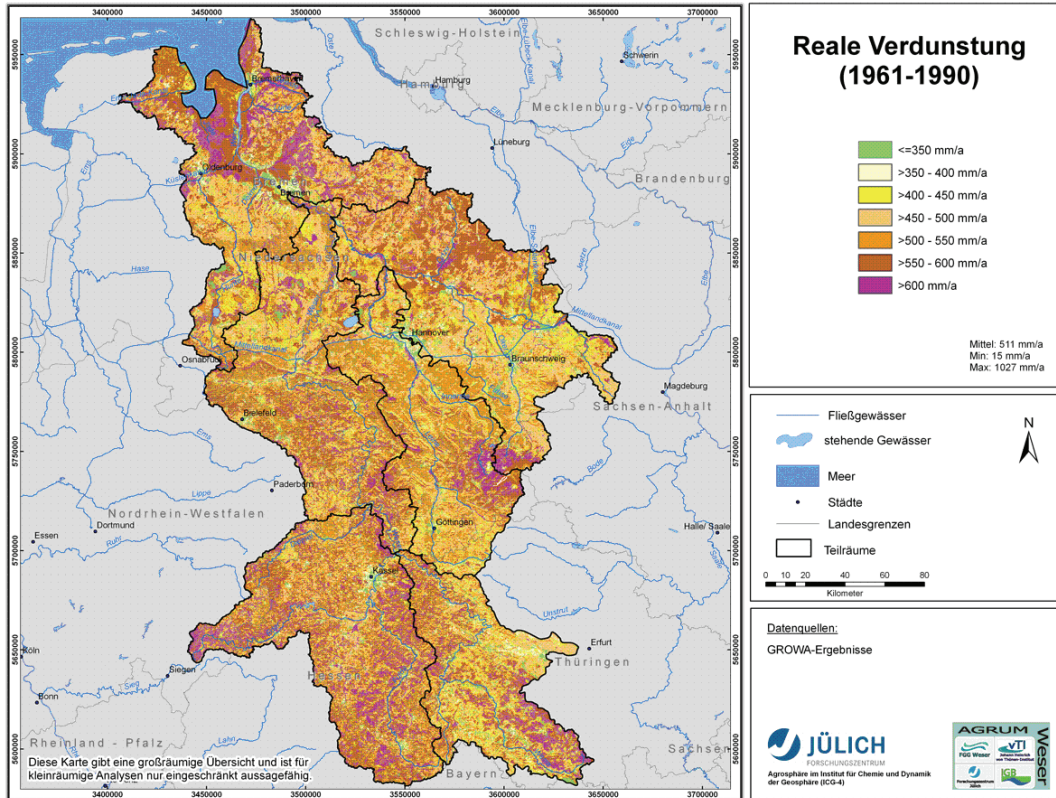
Im FZ Jülich wird zur Wasserhaushaltsmodellierung das Modell GROWA eingesetzt (vgl. Kapitel 2). Für das GROWA-Modell werden umfangreiche klimatische, topographische, pedologische und hydrogeologische Datengrundlagen sowie ein flächendeckender Datensatz zur Bodennutzung benötigt. Diese Daten wurden den in Kapitel 4 beschriebenen digitalen Datenbeständen der Länder entnommen. Bei der Auswahl der Datensätze war entscheidend, dass sie einerseits flächendeckend für das Einzugsgebiet der FGE Weser verfügbar waren und andererseits eine hohe räumliche Auflösung aufwiesen. Aus den Eingangsdaten wird mit dem Modell GROWA zunächst die reale Verdunstung und dann über die Differenz zum Niederschlag der Gesamtabfluss ermittelt.

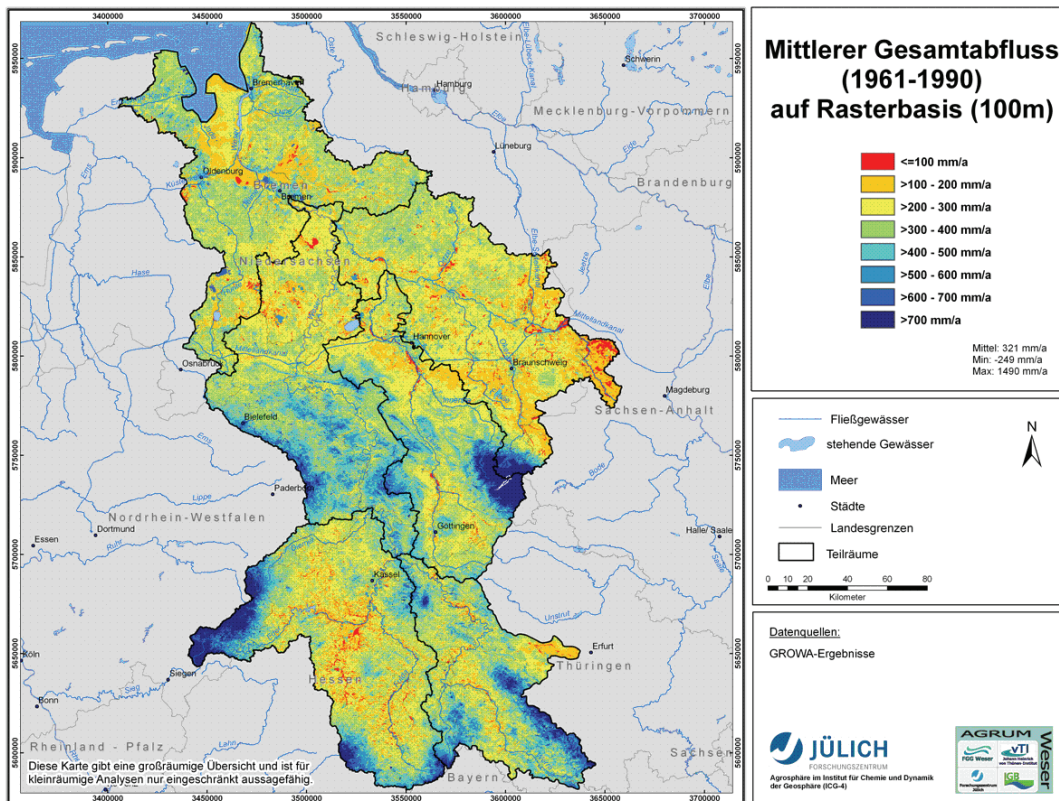
Karte 37 zeigt die mittleren realen Verdunstung im Weser-Einzugsgebiet. Die reale Verdunstung schwankt nur gering und beträgt meist ca. 450 mm/a. Höhere Verdunstungswerte können einerseits durch forstliche Nutzung, z. B. im Harz, bedingt sein. Andererseits können sie auch auf höhere pflanzenverfügbare Bodenwassergehalte, z. B. in der lössbedeckten Hildesheimer Börde oder in der Marsch mit tonig-schluffigen Böden, zurückgeführt werden.

Karte 38 zeigt den mittleren Gesamtabfluss (1961 bis 1990), 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

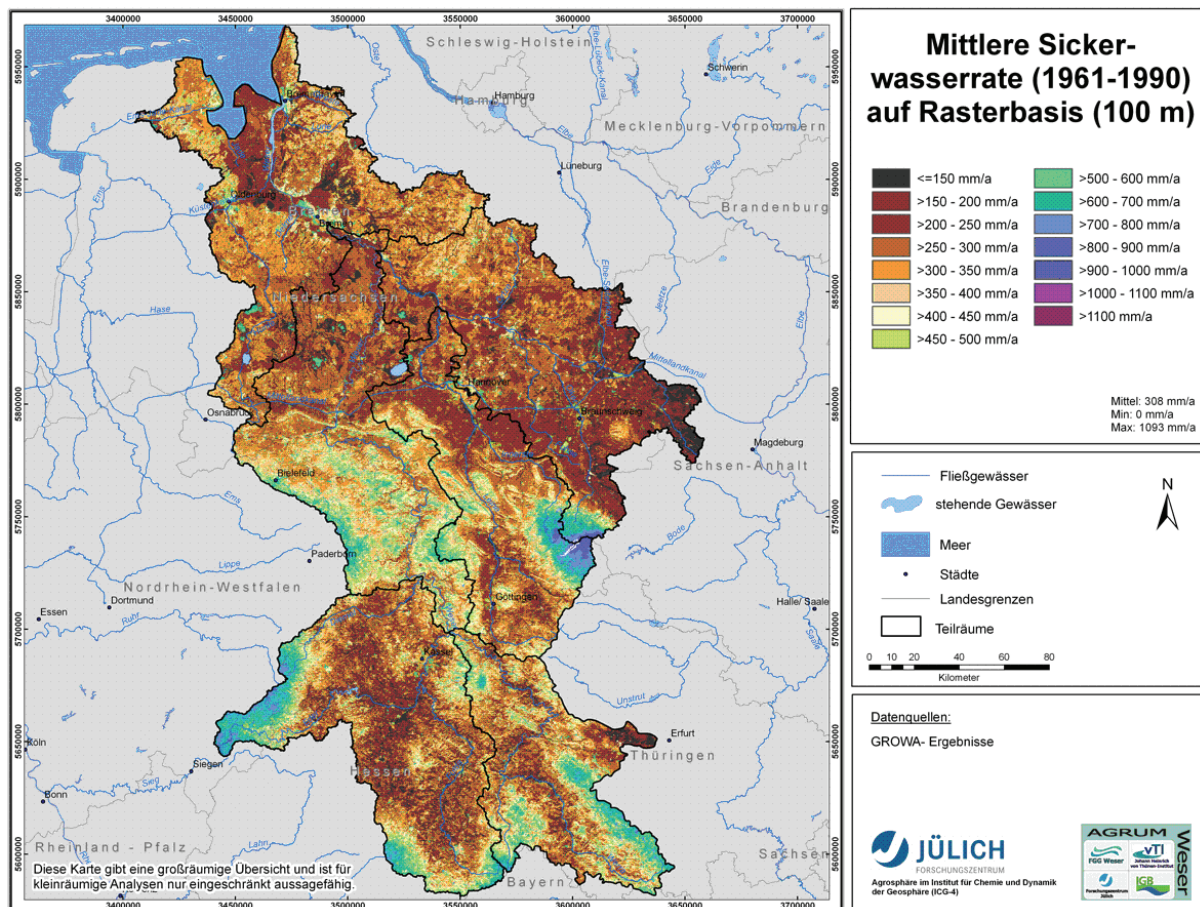
mm/a sind im Nordosten des Einzugsgebiets zu finden, in dem die klimatischen Einflüsse einer zunehmenden Kontinentalität unterliegen.

Karte 37: Mittlere reale Verdunstung



Karte 38: Mittlerer Gesamtabfluss

Die Sickerwasserhöhe, die maßgeblich die Nitratkonzentration im Sickerwasser bestimmt, ist in Karte 39 dargestellt. Sie ergibt sich aus der Differenz der Gesamtabflusshöhe und der Höhe des Oberflächenabflusses (vgl. Kapitel 3.2).

Karte 39: Mittlere Sickerwasserhöhe

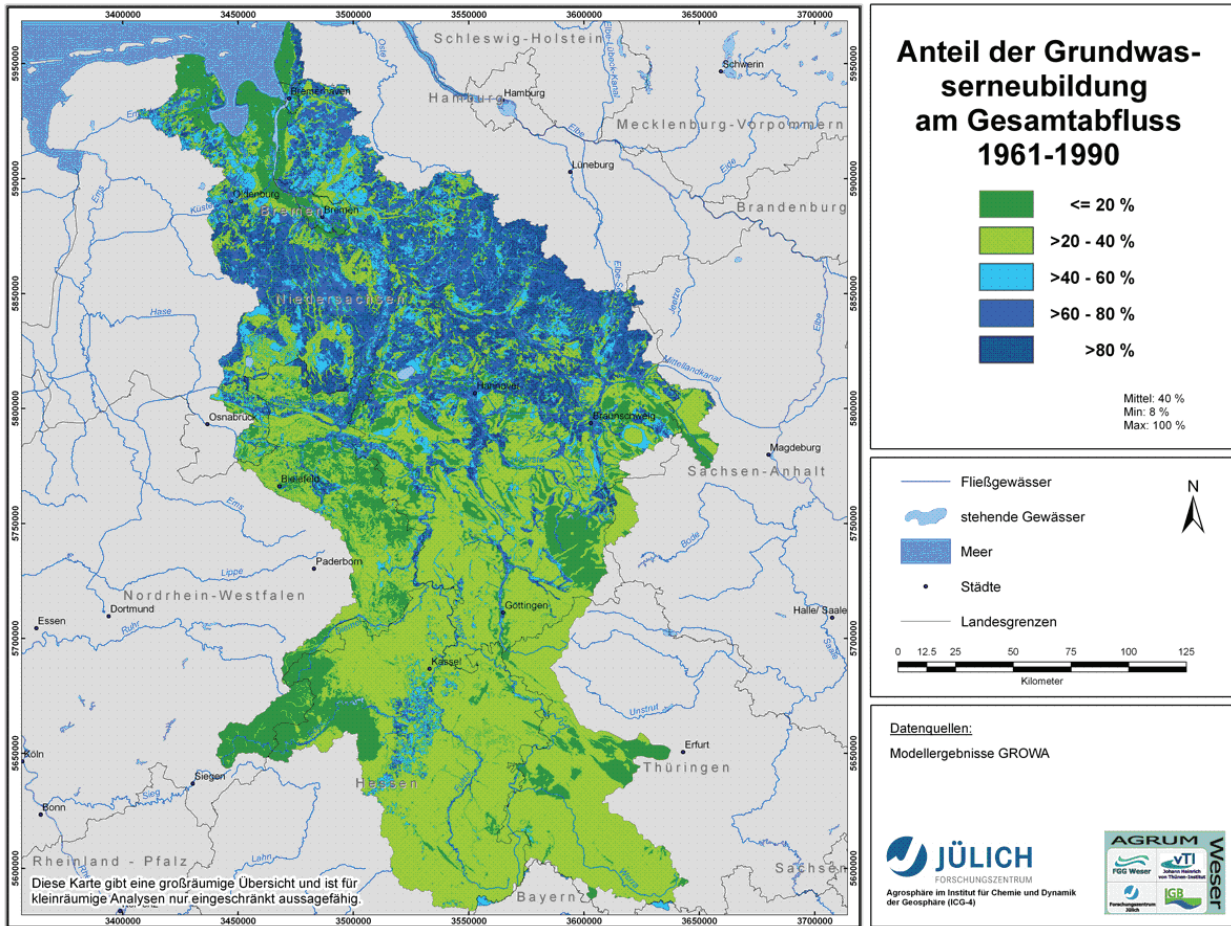
Wie aus Karte 39 hervorgeht, liegt die mittlere jährliche Sickerwasserrate (1961 bis 1990) für weite Teile der Untersuchungsregion im Bereich zwischen ca. 150 mm/a und 350 mm/a. In den Kammlagen der Mittelgebirge steigen die Werte auf 700 mm/a und mehr an. Dies entspricht den hohen Gebietsniederschlägen in diesen Regionen.

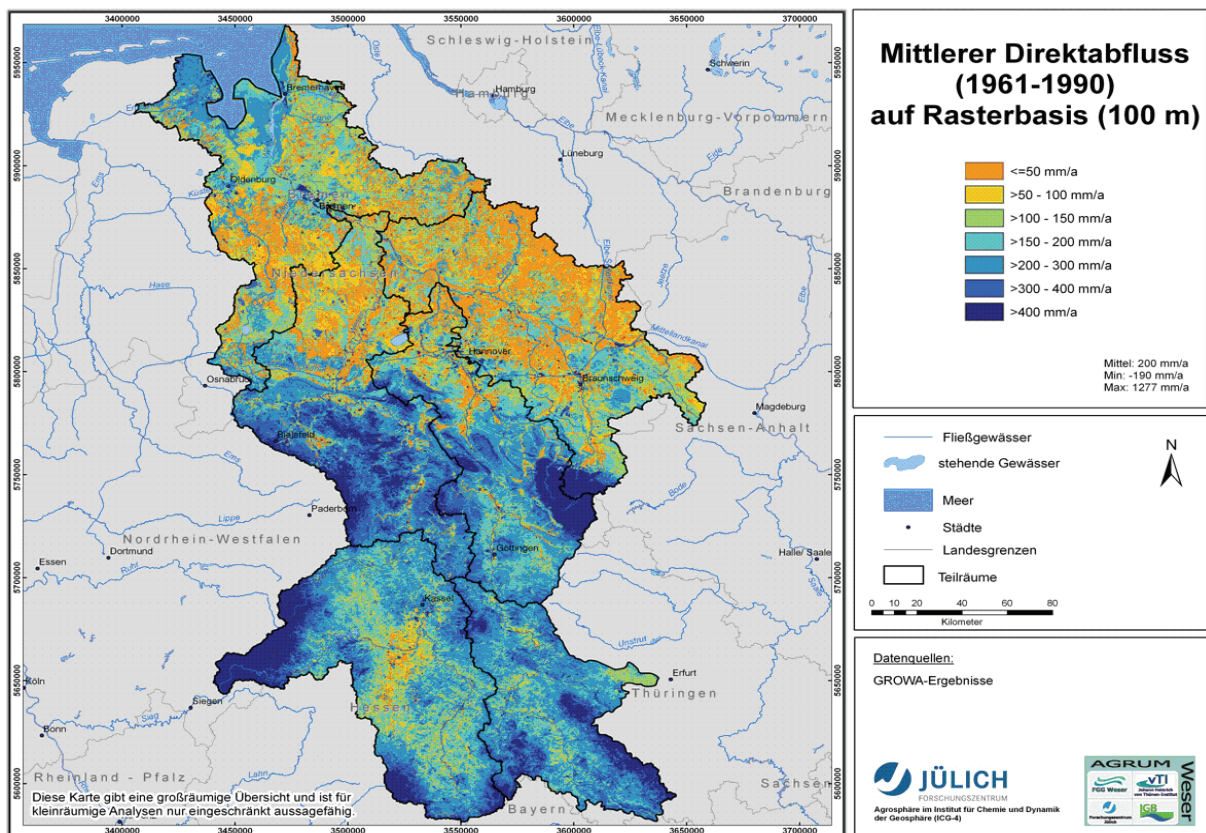
Auf Basis von 30 ausgewählten, repräsentativen Abflusspegeln wurde das Wasserhaushaltsmodell kalibriert und somit an die speziellen Bedingungen im Weser-Einzugsgebiet angepasst. Daraufhin wurde mittels einer Abfluss-Separation die Auftrennung des Gesamt-abflusses in Direktabfluss und Grundwasserneubildung 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 Drainagen oder über den natürlichen Interflow 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 40. Auffallend ist der große Unterschied zwischen Nord und Süd. Im Süden erfolgt die Gebietsentwässerung überwiegend über den Direktabfluss (natürlichen Interflow). 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.

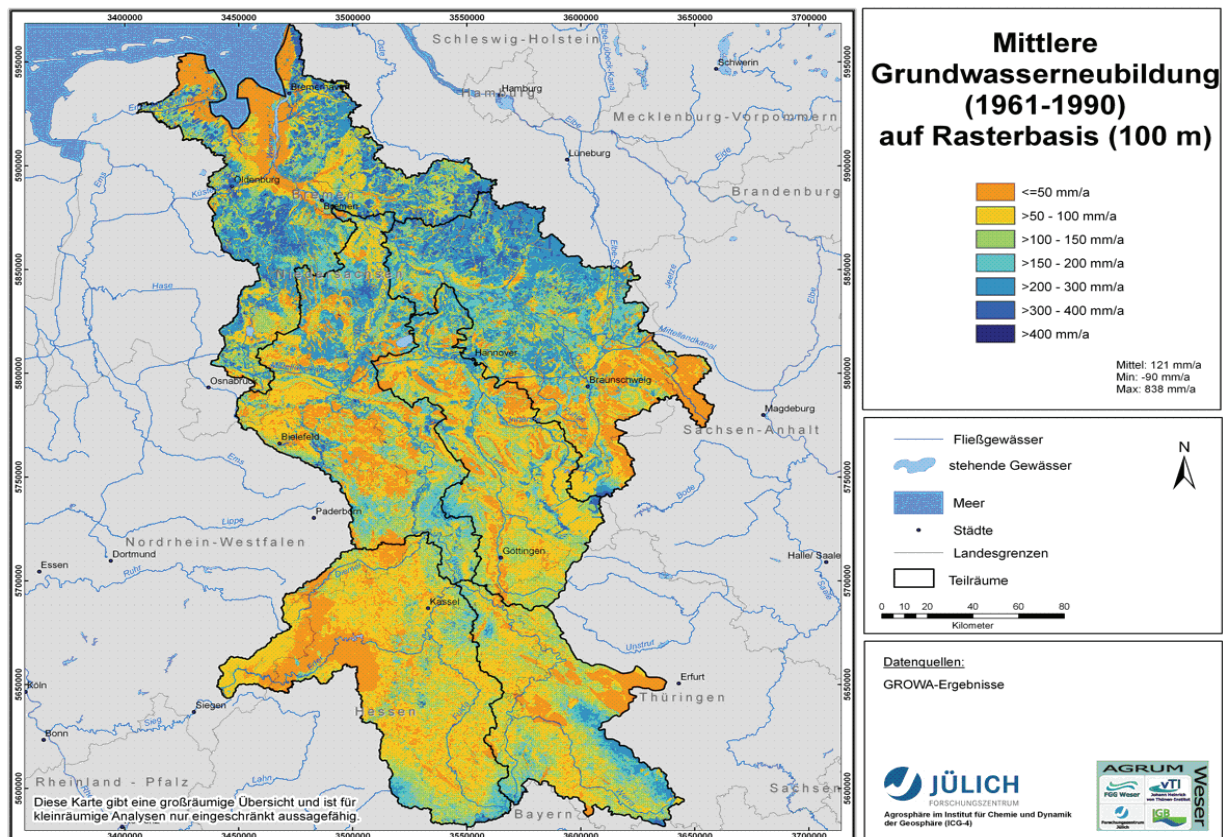
Karte 40: Anteil der Grundwasserneubildung am Gesamtabfluss



Karte 41: Mittlerer Direktabfluss

Als Folge der Separation des Gesamtabflusses (Karte 38) stellen die Karten der mittleren Direktabflusshöhe (Karte 41) und der mittleren Grundwasserneubildungshöhe (Karte 40) gewissermaßen Spiegelbilder dar.

Dementsprechend finden sich im Norddeutschen Flachland niedrige Direktabflüsse und hohe Grundwasserneubildungsraten von über 200 mm/a auf 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. Umgekehrt treten hohe Direktabflüsse und niedrige Grundwasserneubildungsraten z. B. in Gebieten mit hohem Grundwasserspiegel bzw. in stark gedränten Gebieten auf (Marschen, Region um den Dümmer). Die Grundwasserneubildung im südlichen Teil des Wesereinzugsgebiets ist dagegen mit Werten <100 mm/a relativ gering, während die Direktabflusshöhen dort häufig Werte von 400 mm/a übersteigen.

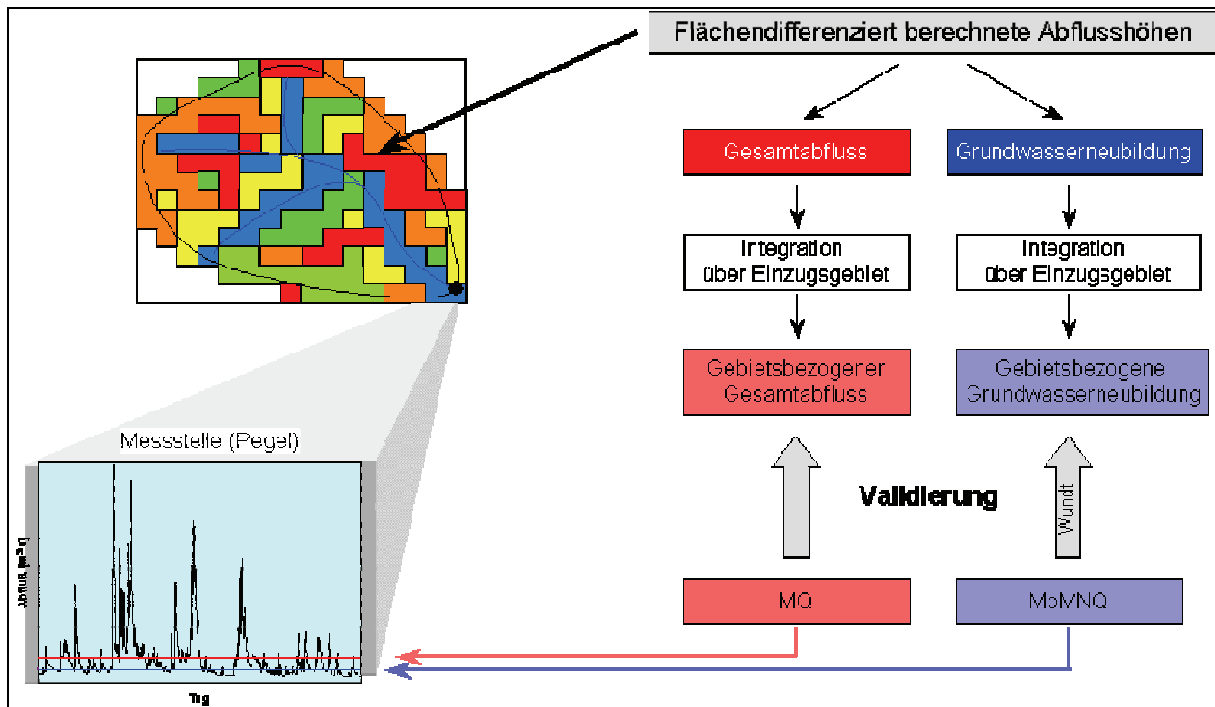
Karte 42: Mittlere Grundwasserneubildung

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).

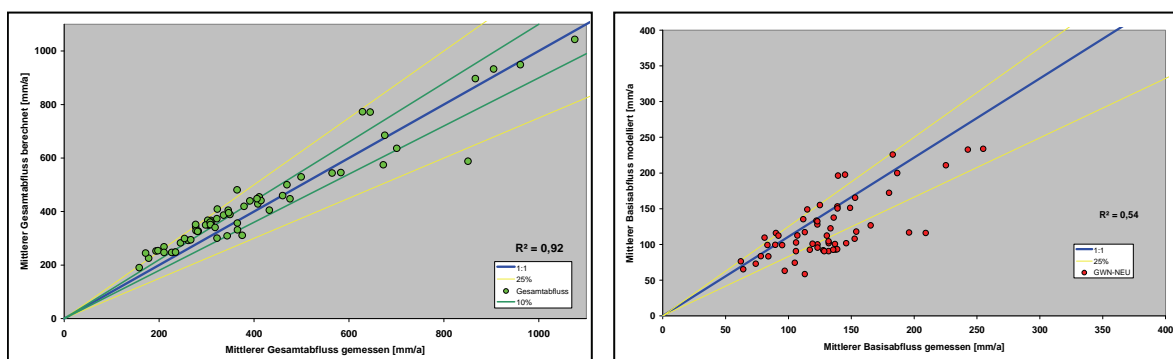
Zur Validierung werden die pegelbezogenen Einzugsgebiete zunächst mit den vom GROWA-Modell flächendifferenziert berechneten Abflusshöhen im GIS verschnitten. Die Werte der einzelnen Rasterzellen werden über die jeweiligen Einzugsgebiete integriert und den gemessenen Abflusshöhen, die auf dasselbe pegelbezogene Einzugsgebiet bezogen wurden, gegenübergestellt (siehe Abbildung 23). Wenn sich dabei für eine hinreichend große Zahl von pegelbezogenen Einzugsgebieten eine befriedigende Übereinstimmung ergibt, kann von einer Repräsentativität der Modellergebnisse ausgegangen werden.

Abbildung 23: Verfahrensgang zur Validierung der berechneten Wasserhaushaltsgrößen



Karte 32 in Kapitel 4 zeigt die Standorte der 68 verwendeten Abflusspegel (1961 bis 1990) und der dazugehörigen pegelbezogenen Teileinzugsgebiete. Im nördlichen Teil des Einzugsgebiets der FGE Weser wurden aufgrund des Tideeinflusses keine Pegel zur Validierung der berechneten Abflusshöhen herangezogen. Abbildung 24 (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. Lediglich 8 der 68 Pegel weisen größere Abweichungen auf, wobei in einem Fall der mittlere Abfluss unterschätzt wird.

Abbildung 24: Ergebnisse der Validierung der Gesamtabflusshöhen (links) und Grundwasserneubildungshöhen (rechts)



Die 7 weiteren Pegel mit Abweichungen über 25 % absolut zeigen einheitlich Überschätzungen des gemessenen mittleren Abflusses. Ursachen hierfür können z. B. hohe Entnahmen zur Trinkwasserversorgung oder für industrielle Zwecke sein. Da weitere Informationen zu den betroffenen Mess-Stellen nicht zur Verfügung stehen, können die spezifischen Gründe für die Abweichungen nicht näher angegeben werden.

Bei der Überprüfung der mittleren Grundwasserneubildungshöhen (Abbildung 24, 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 Abflusseparation aufgetreten sind. So zeigen von 68 Pegeln 24 eine Abweichung von weniger als 10 %. Im mittleren Bereich zwischen 11 und 25 % Abweichung liegen 28 Pegel und 16 Pegel zeigen hohe Abweichungen von mehr als 25 %. Inwieweit modell- bzw. datenbedingte Unsicherheiten oder anthropogene Einflüsse auf den Wasserhaushalt für die Abweichungen verantwortlich sind, konnte in Ermangelung von Informationen zu den betroffenen Einzugsgebieten nicht geklärt werden.

Angesichts der insgesamt guten Übereinstimmung zwischen gemessenen und berechneten Abflüssen werden die Modellergebnisse zur mittleren Gesamtabflusshöhe und zur mittleren Grundwasserneubildungshöhe (1995 bis 1999) 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 Interflow und im Norddeutschen Flachland durch den Drainageabfluss bedingt ist, als valide eingeschätzt werden.

5.2 MONERIS

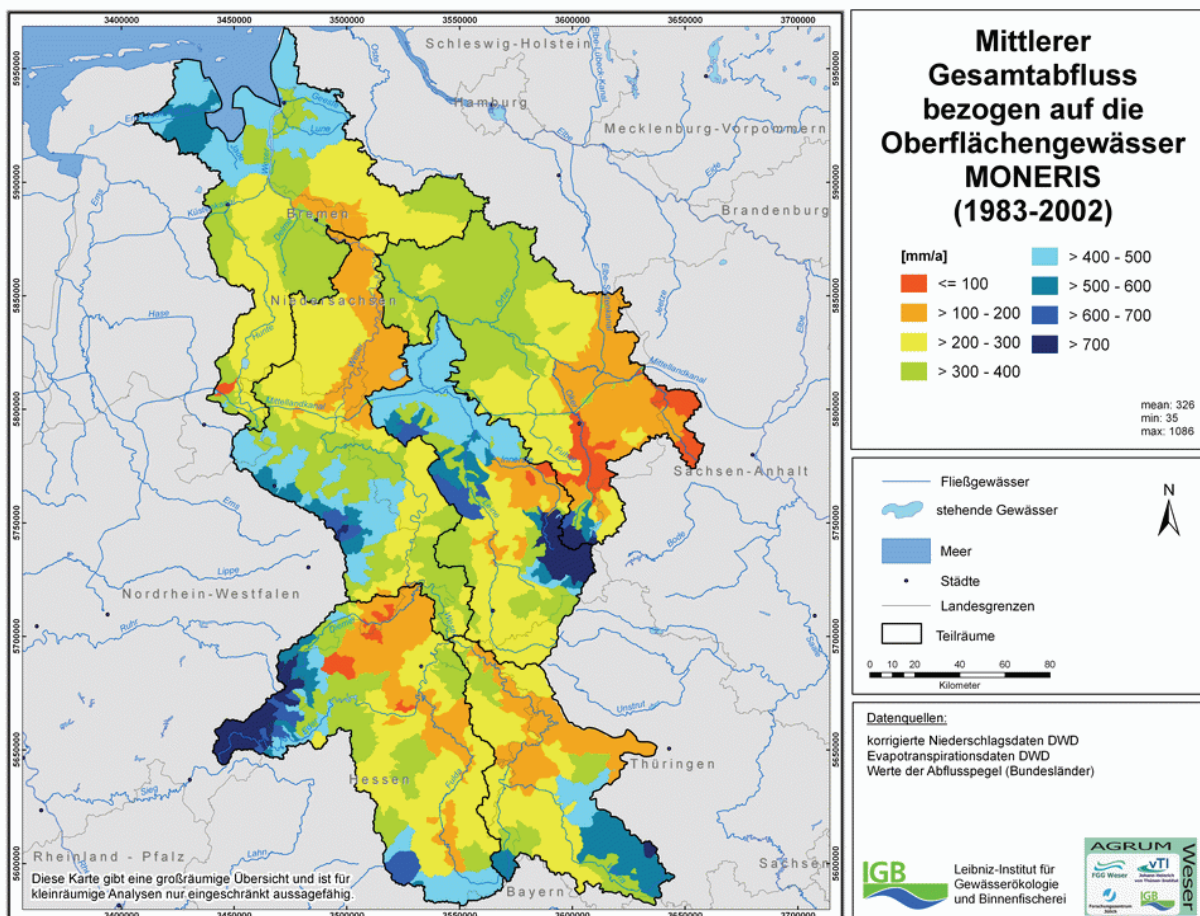
5.2.1 Wasserhaushalt

Im IGB wird der Gesamtabfluss über eine Abflusskalibrierung bestimmt. Alle weiteren Wasserhaushaltskomponenten (Oberflächenabfluss, Drainageabfluss, Grundwasserabfluss) werden in MONERIS selbst berechnet.

Karte 43 zeigt den mittleren Gesamtabfluss (1983 bis 2002) auf Ebene der Oberflächengewässerkörper. Die Spanne beträgt <100 bis über 700 mm/a. Die höchsten Gesamtabflüsse sind in Höhenlagen des Harzes und der anderen Mittelgebirge zu erkennen, als auch im

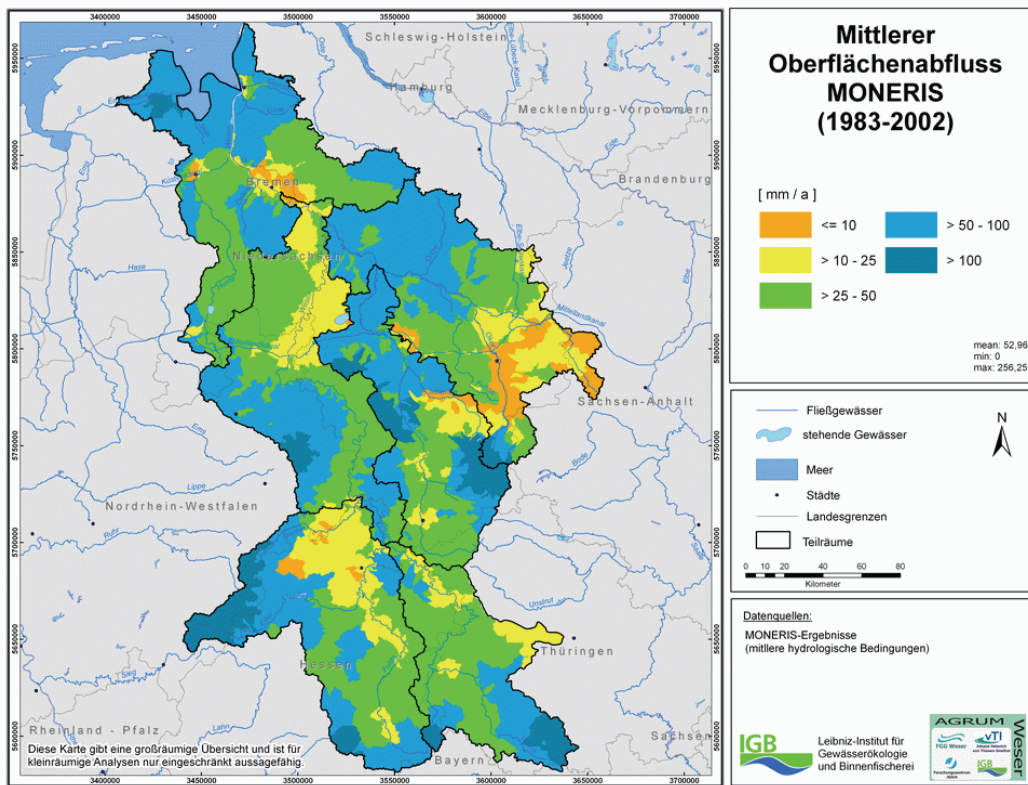
Küstenbereich. Niedrigere Gesamtabflüsse sind vor allem im östlichen Teil des Einzugsgebiets aufgrund erhöhter Kontinentalität als auch in Niederungsbereichen im mittleren und südlichen Teil des Einzugsgebiets festzustellen. Die höheren Abflüsse im mittleren Bereich des Einzugsgebiets sind wahrscheinlich zu hoch berechnet aufgrund zu hoher Pegelabflüsse in diesem Bereich.

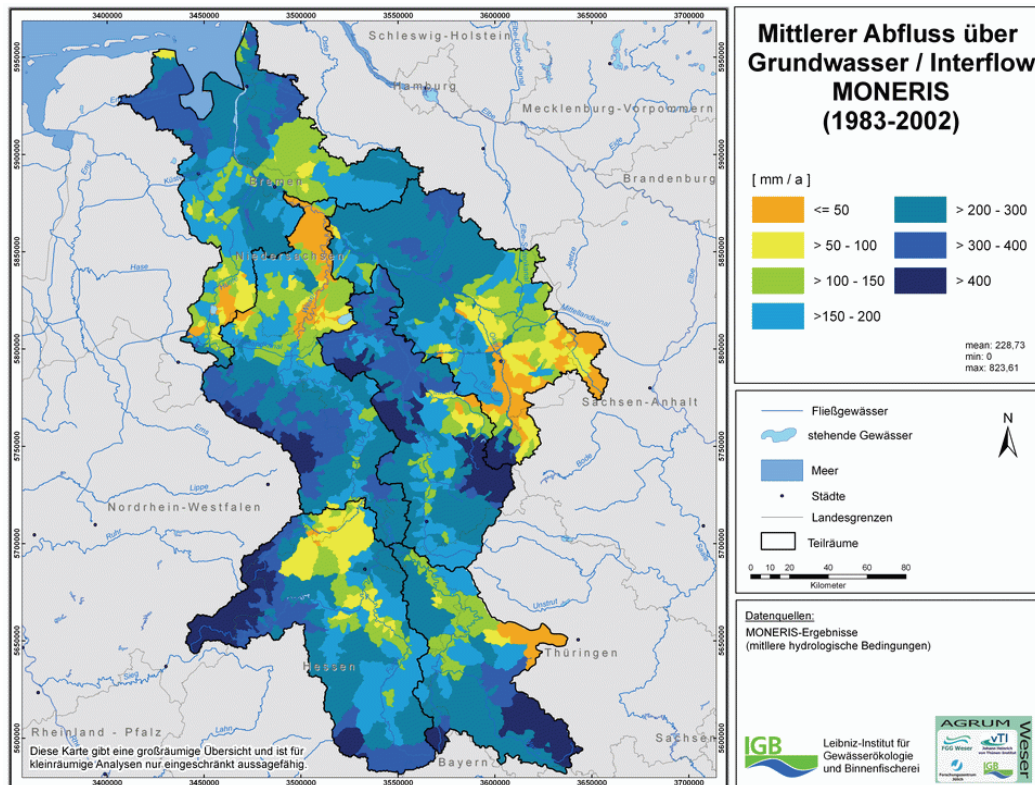
Karte 43: Mittlerer Gesamtabfluss bezogen auf die Oberflächengewässer 1983 bis 2002



Der Oberflächenabfluss (Karte 44) ist zum einen auf Flächen mit höherer Hangneigung relevant. Dies zeigt sich in den Mittelgebirgsbereichen im Süden und Südosten als auch im Harz. Zum Anderen ist der Oberflächenabfluss abhängig von der Landnutzung. So weisen Ackerflächen im Vergleich zu Grünland- und Waldflächen geringere Werte für den Oberflächenabfluss auf. Im östlichen Bereich des Einzugsgebiets und in den Niederungen liegen die niedrigsten Werte vor aufgrund der insgesamt niedrigen Niederschläge.

Karte 44: Mittlerer Oberflächenabfluss 1983 bis 2002

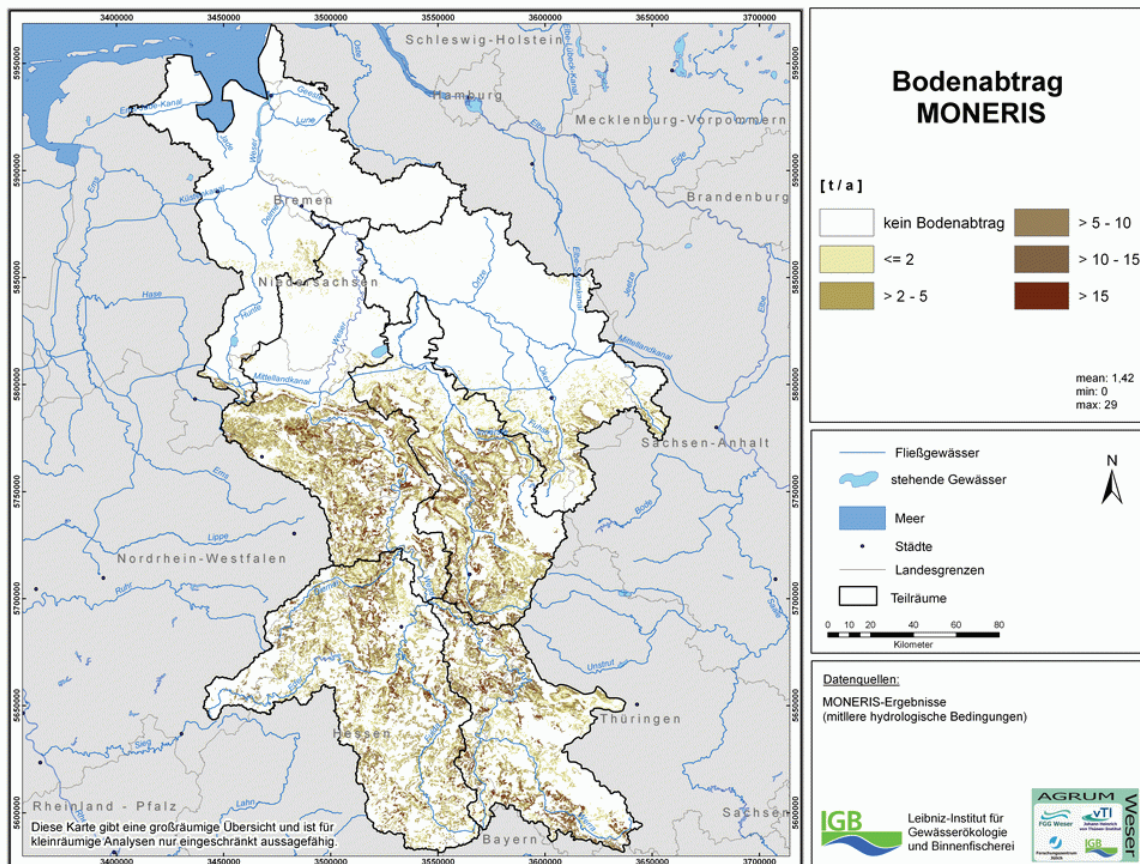


Karte 45: Mittlerer Grundwasserabfluss/Interflow 1983 bis 2002

Da der Abfluss über Grundwasser/Interflow sich als Differenz aus Gesamtabfluss und Oberflächenabfluss sowie Drainageabfluss berechnet, ist der Grundwasserabfluss/Interflow hoch in Gebieten mit hohem Gesamtabfluss und gering in Gebieten mit Dränagen. Dies ist der Fall z. B. in Gebieten mit Abflusswerten von unter 50 mm/a in Thüringen, als auch im Norden des Einzugsgebietes, wo ein hoher Drainageflächenanteil vorliegt. Ebenso ist der Abfluss über Grundwasser/Interflow etwas geringer in Gebieten mit hohem Oberflächenabfluss (siehe Karte 45).

5.2.2 Erosion

Die Karte zum Bodenabtrag wurde nach der in Kapitel 3.3.1.6.2 beschriebenen Verfahrensweise berechnet (Karte 46).

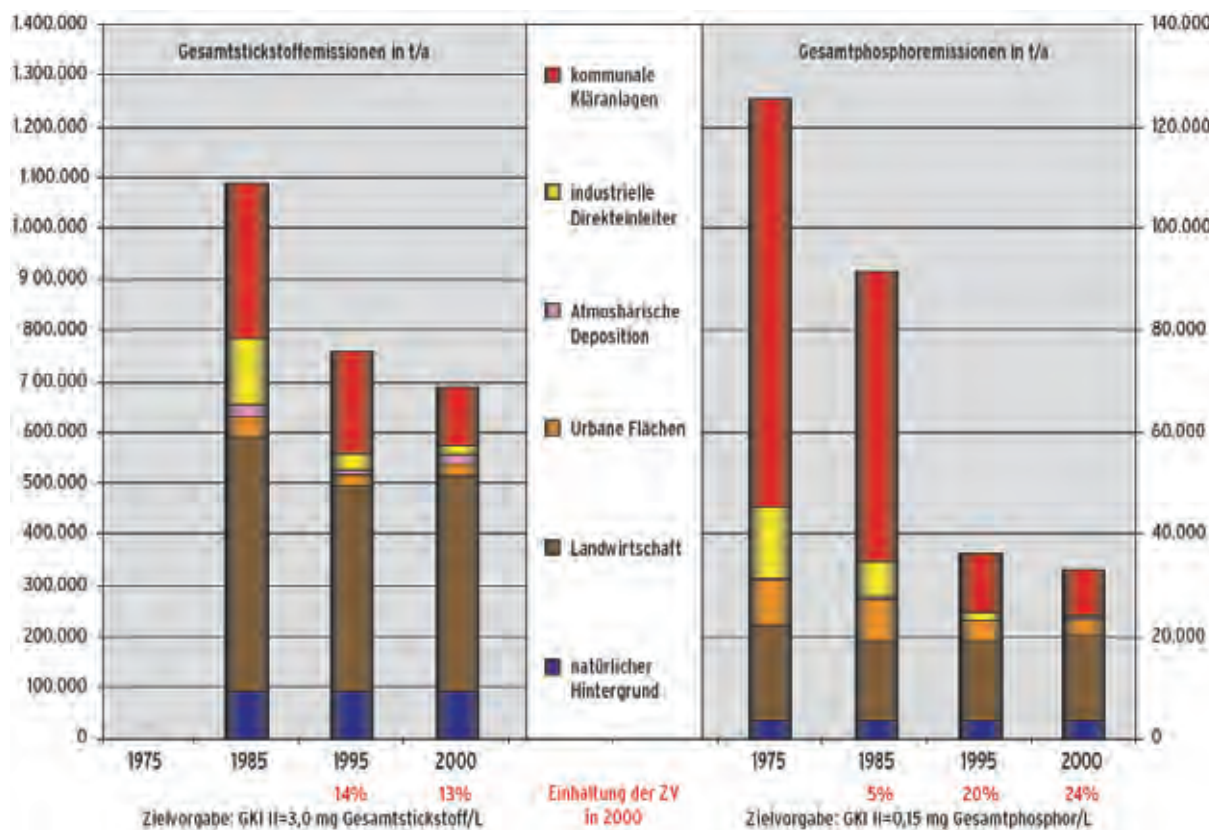
Karte 46: Bodenabtrag

Die Karte des Bodenabtrages zeigt eine deutliche Zweiteilung: So findet im nördlichen Teil der Flussgebietseinheit nur ein sehr geringer Bodenabtrag statt, im südlichen Teil hingegen erreichen die Werte ihr Maximum mit maximal 29 t/a. Im Mittel findet ein Bodenabtrag in Höhe von 1,4 t/a innerhalb der Flussgebietseinheit Weser statt.

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

Die Gesamtemissionen in die Oberflächengewässer Deutschlands haben im Zeitraum 1983/1987 bis 1998/2000 sowohl bei Stickstoff (-37 %) als auch bei Phosphor (-64 %) deutlich abgenommen. Die Reduzierung der Emissionen wurde hauptsächlich bei den kommunalen Kläranlagen und bei den industriellen Direkteinleitern erreicht. Trotz der positiven Entwicklung konnten die internationalen Verpflichtungen bzgl. einer Halbierung der N-Frachten in die Nord- und Ostsee nicht eingehalten werden.

Abbildung 25: Stickstoff- und Phosphoremissionen in die Oberflächengewässer Deutschlands für 1985, 1995 und 2000



Quelle: UBA (2006).

Die Gesamtposphoremissionen in die Oberflächengewässer Deutschlands betragen im Zeitraum 1998 bis 2000 ca. 33 kt/a. Gegenüber dem Vergleichszeitraum 1983 bis 1987 wurden die Phosphoremissionen um ca. 59 kt/a oder 64 % reduziert. Die Reduzierung der Phosphoremissionen ist zum überwiegenden Teil auf die Verringerung der Emissionen aus Punktquellen (Kläranlagen, Industrie) zurückzuführen, die um 86 % reduziert wurden. Die Phosphoremissionen aus diffusen Quellen konnten nur um 13 % reduziert werden. Trotz der enormen Verringerung der Emissionen aus Punktquellen stellen diese 1998 bis 2000

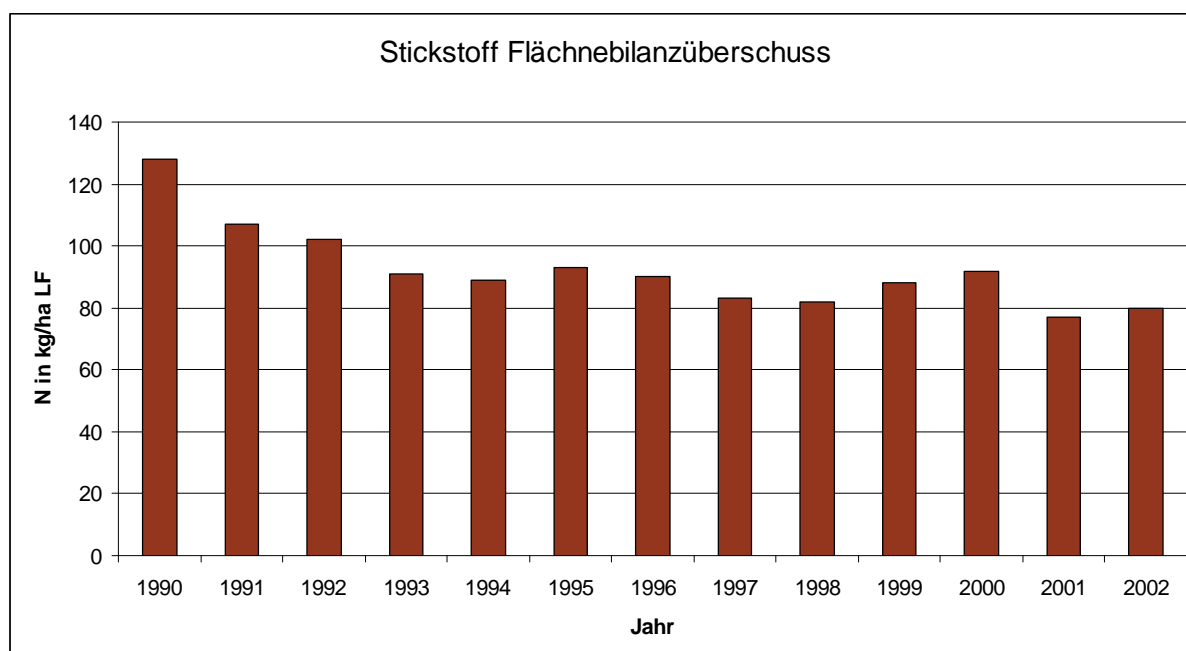
mit 27 % noch einen wichtigen Eintragspfad dar. Unter den diffusen Quellen dominiert für Phosphor die Erosion mit 26 % Anteil an allen Emissionen (BMU, 2006b). Von den Phosphoreinträgen in die Oberflächengewässer in Deutschland stammten 2000 etwa 50 % aus der Landwirtschaft (BMU, 2006a).

6.1 Entwicklung der Nährstoffbilanzüberschüsse in Deutschland

Entwicklung der N-Bilanzen bis 2003

Die Flächenbilanz für Stickstoff ist seit Ende der achtziger Jahre stark zurückgegangen. Während der N-Bilanzüberschuss 1990 in Deutschland noch bei fast 130 kg/ha lag, sank er bis 2002 um rund 50 kg oder rund ein Drittel auf 80 kg pro ha ab (Abbildung 26). Im Wesentlichen sind hierfür drei Effekte zu nennen. So hat im Zeitablauf bei steigenden Entzügen bedingt durch steigende Erträge der Einsatz sowohl von mineralischem als auch von organischem Stickstoff abgenommen. Der Rückgang des organischen Stickstoffeinsatzes ist auf die sinkenden Viehbestände und hier insbesondere bei den Rindern zurückzuführen. Alle drei Effekte führten jeweils zu einer Reduzierung der Flächenbilanzüberschüsse von 10 bis 15 kg pro ha LF.

Abbildung 26: Entwicklung der N-Bilanzen bis 2002



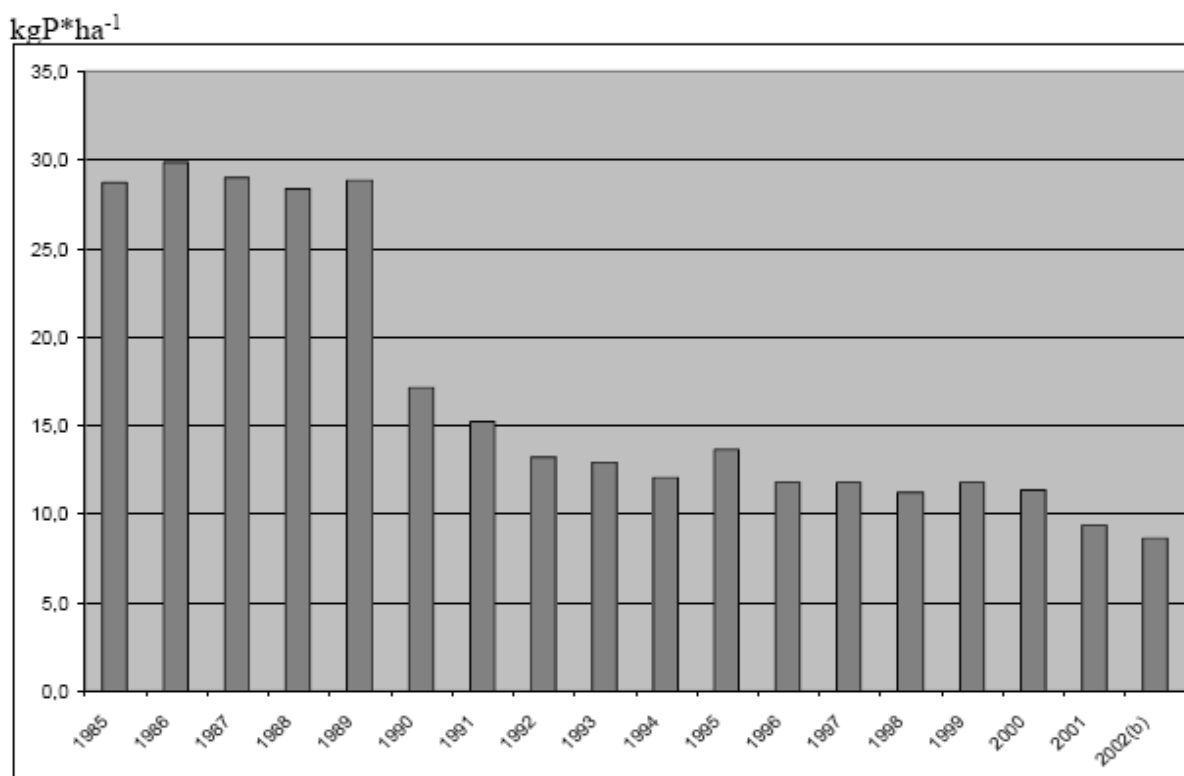
Quelle: Nitratbericht (2004).

Entwicklung der P-Bilanzen bis 2003

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 90er Jahre stark abnehmend (Abbildung 27). Während der P-Bilanzüberschuss 1985 bei knapp 30 kg/ha lag, war er 1995 um 60 % zurückgegangen. Bis 2002 konnten die P-Bilanzüberschüsse auf unter 10 kg/ha reduziert werden (FREDE, 2003). Die Phosphor-Effizienz als Koeffizient zwischen Output und Input ist im Zeitraum von 1970 bis 2000 von 15 % auf fast 60 % angestiegen (FREDE, 2003).

Trotz der stark zurückgegangenen P-Bilanzüberschüsse steigen die Phosphorgehalte der Böden und somit die Austräge im Mittel sogar an, da immer noch ein Überschuss von 5 kg/ha und Jahr vorhanden ist, der in den Böden weitgehend gespeichert wird (BMU, 2006a). Die diffusen Nährstoffquellen haben jeweils dort ihr Maximum, wo zu hohe Tierbestände auf austragsgefährdeten Standorten gehalten werden. Beim Phosphor tritt dies im äußersten Nordwesten mit seinen Moorböden auf (BMU, 2006b).

Abbildung 27: Entwicklung der P-Bilanzen bis 2002



Quelle: Prof. Dr. Hans-Georg FREDE, Vortrag: Informationstag zur P-Düngung 27. November 2003 „P-Bilanz Deutschlands“ in der Bundesforschungsanstalt für Landwirtschaft (FAL) in Braunschweig.

6.2 Nährstoffbilanz für das Jahr 2003

Bei der Berechnung der Nährstoffbilanzen werden, bedingt durch die zur Verfügung stehende Datengrundlage für die zwei Betrachtungszeitpunkte 2003 und 2015, 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 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 2015 wird hingegen mit dem Agrarsektormodell RAUMIS vorgenommen. In beiden Fällen erfolgen die Berechnungen unter Berücksichtigung des Mineraldüngereinsatzes, des Anfalls organischer Dünger, der atmosphärischen N-Deposition auf der einen Seite, sowie der Nährstoffentzüge über das Erntegut auf der anderen Seite. Die Berechnungsgrundlagen für die einzelnen Faktoren werden 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.

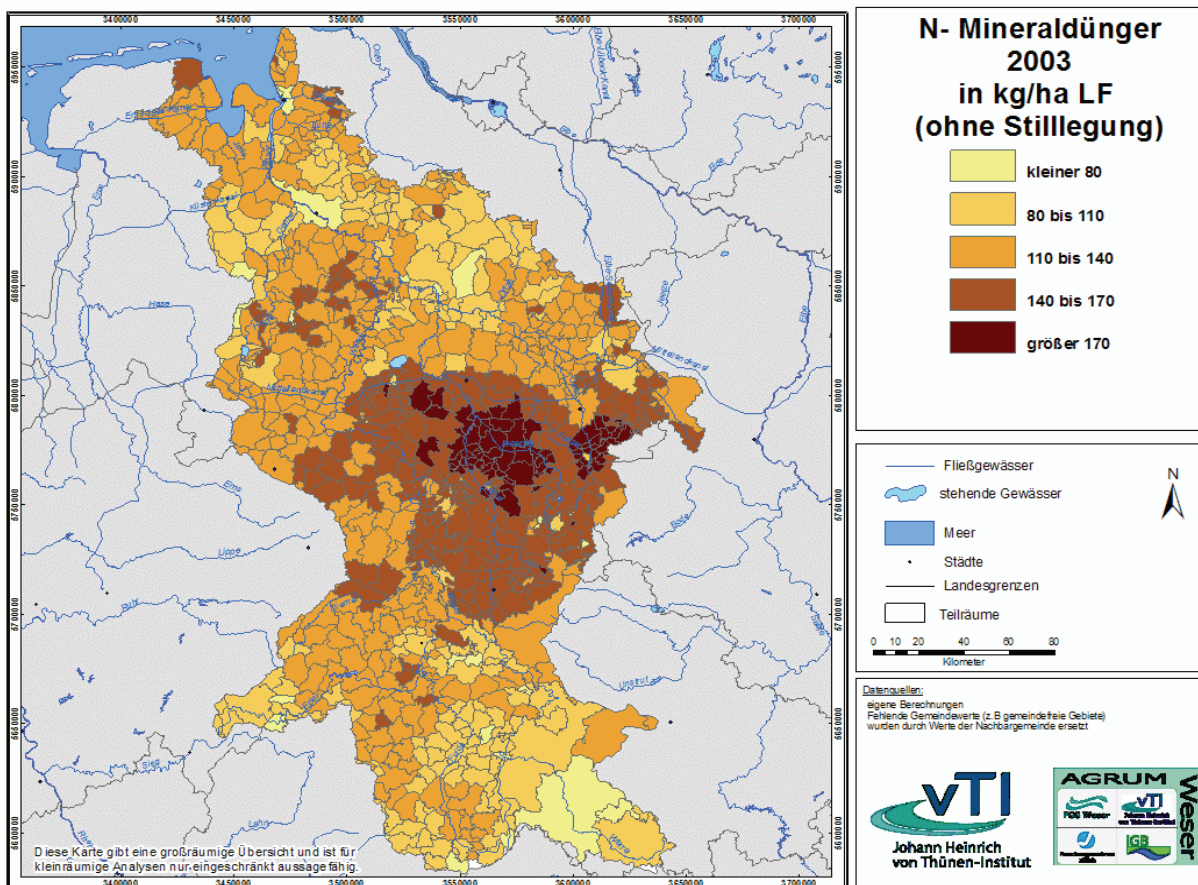
6.2.1 Mineraldünger

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.

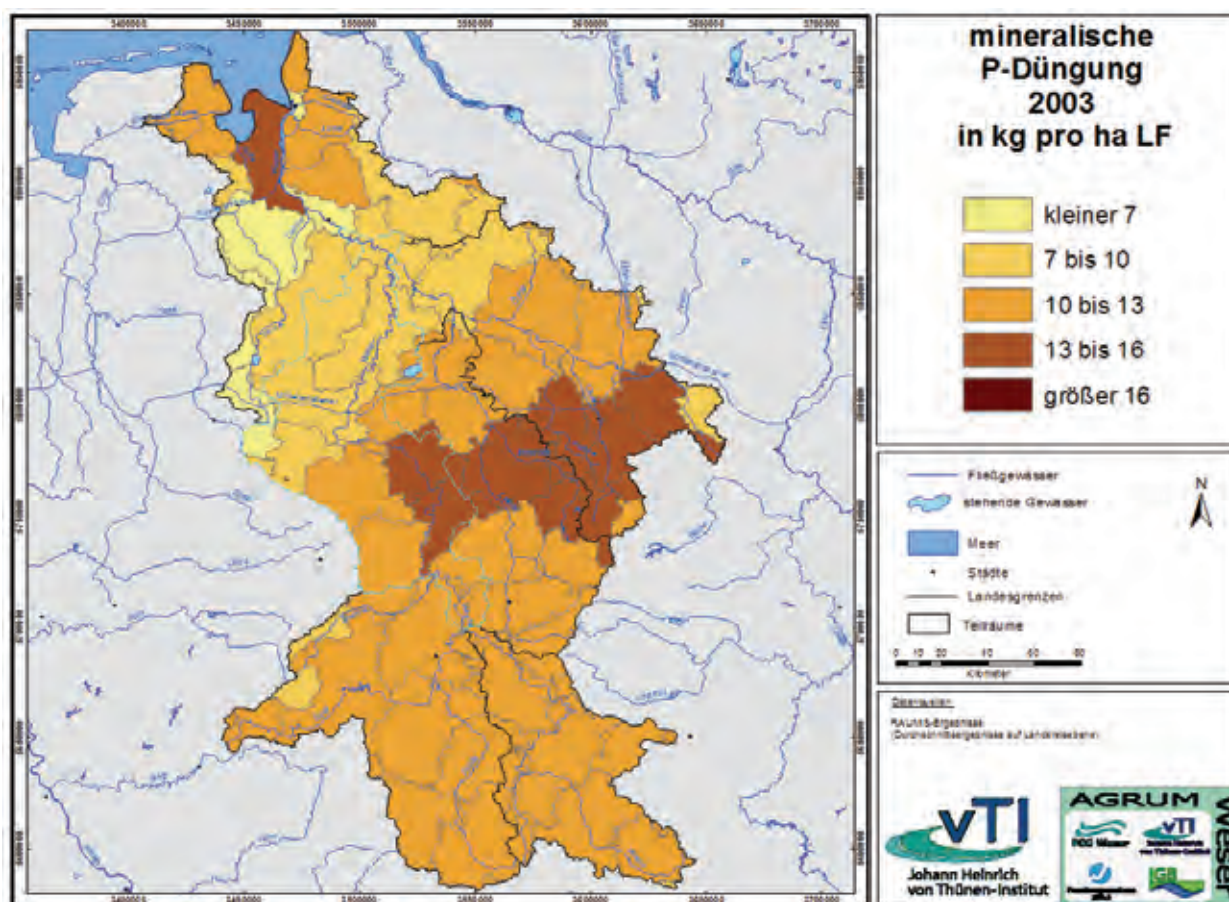
Die regionale Verteilung des Mineraldüngers fällt sehr unterschiedlich aus. Die höchsten Mineraldüngergaben finden sich in den vieharmen Gunststandorten der Flussgebietseinheit Weser, wie zum Beispiel der Hildesheimer Börde. Die relativ hohen Entzüge an

Nährstoffen über das Erntegut können nur in einem geringem Maße über den dort anfallenden Wirtschaftsdünger gedeckt werden, sodass relativ hohe Mineraldüngergaben erforderlich sind um das Ertragsniveau sicherzustellen (siehe Karte 47 und Karte 48).

Karte 47: N-Mineraldüngereinsatz in der Flussgebietseinheit Weser (2003)



Karte 48: P-Mineraldüngereinsatz in der Flussgebietseinheit Weser (2003)

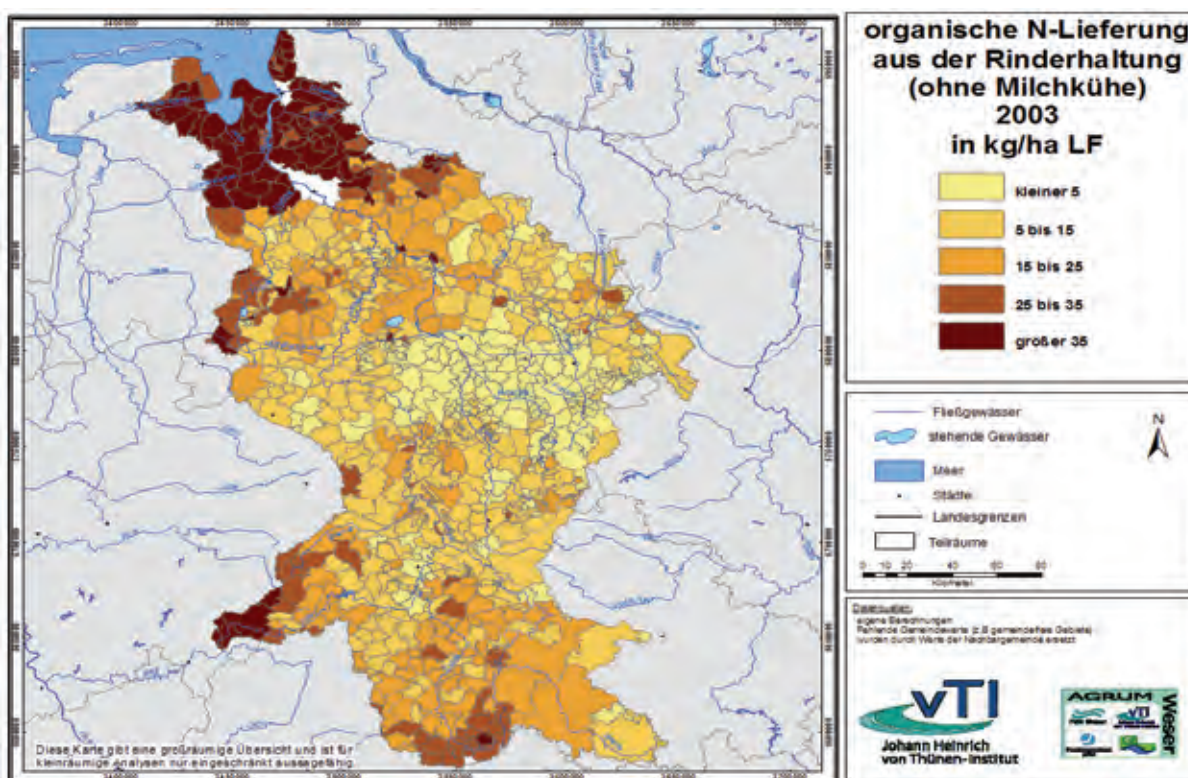


6.2.2 Organischer Dünger

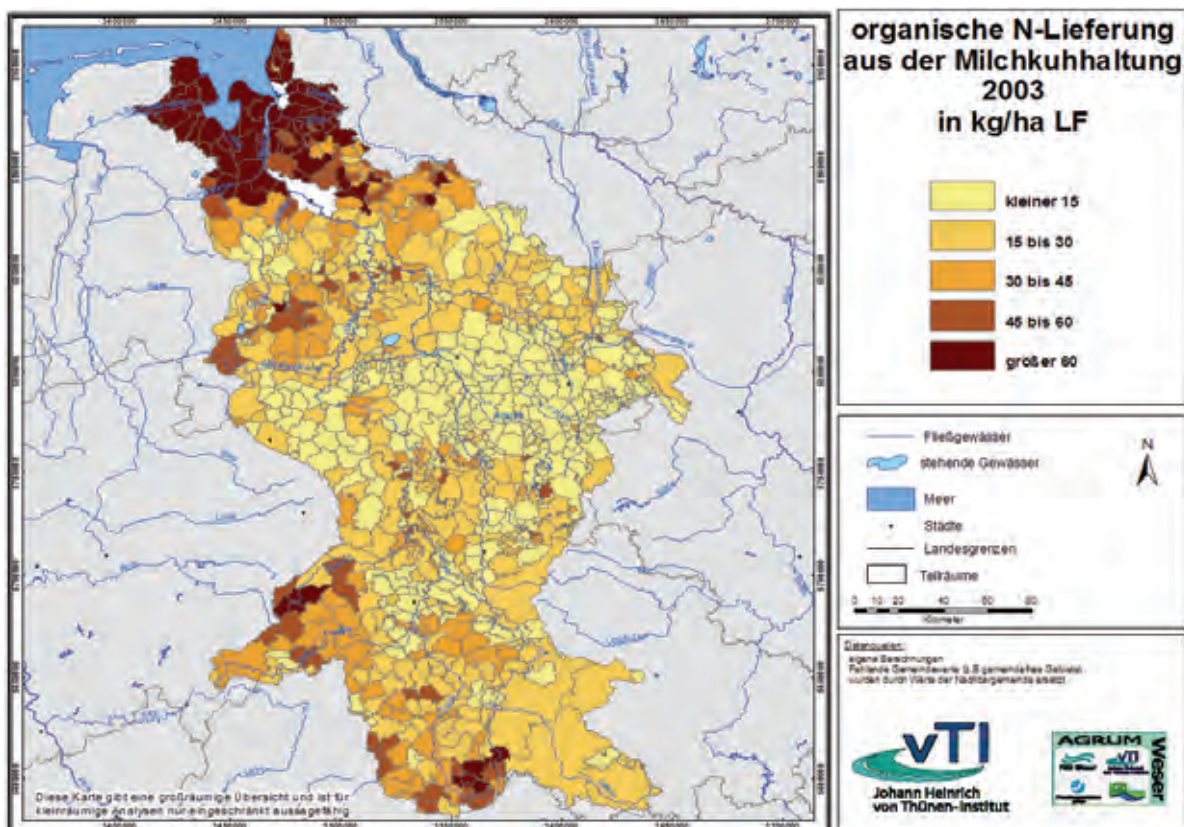
Der Anfall organischer Düngemittel richtet sich nach den regionalen Umfängen der Tierproduktionsverfahren sowie den tierartsspezifischen Koeffizienten der Nährstoffausscheidung.

In der Karte 49 und Karte 50 sind exemplarisch die organischen N-Lieferungen, 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 N-Lieferungen aus der Rinder- und Milchkuhhaltung liegen in diesen Regionen teilweise über 100 kg pro ha LF. Demgegenüber fallen in ackerbaulich geprägten Regionen die N-Lieferungen aus der Milch- und Rinderhaltung mit weniger als 15 kg pro ha LF relativ gering aus.

Karte 49: Organische N-Lieferung aus der Rinderhaltung ohne Milchkühe (2003)

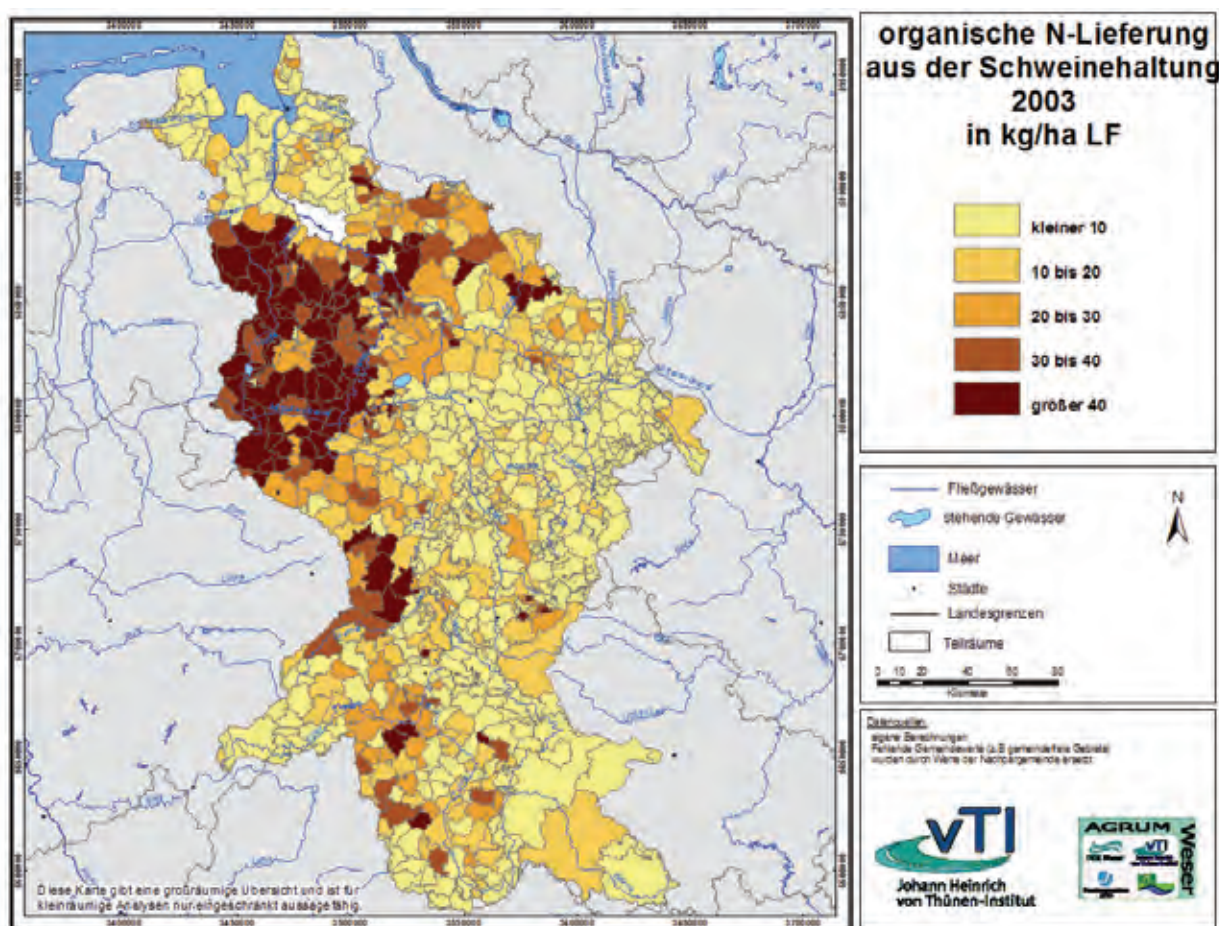


Karte 50: Organische N-Lieferung aus der Milchkuhhaltung (2003)

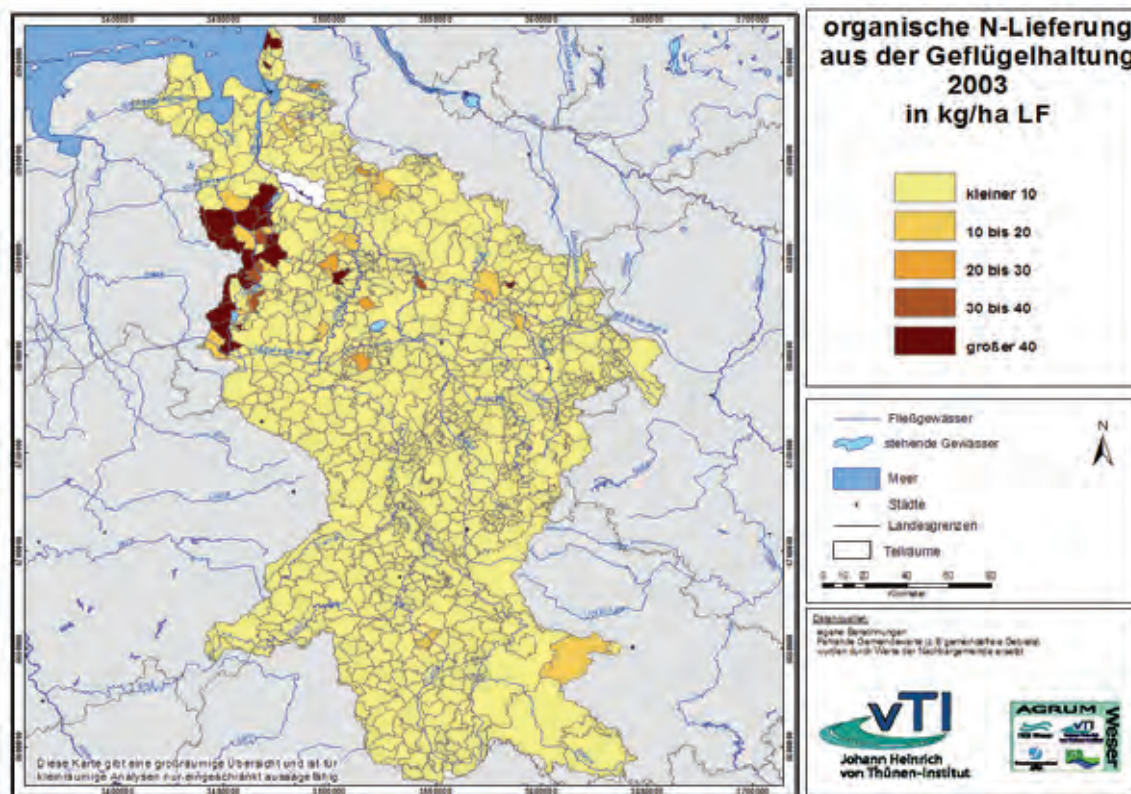


Eine hohe Konzentration an Veredelungswirtschaft findet sich in einem Gürtel unterhalb von Bremen, der sich westlich bis einschließlich des nordrheinwestfälischen Teils der Flussgebietseinheit Weser hinunter zieht. In dieser Region ist die Schweinehaltung von besonderer Bedeutung. Hinzu kommt, dass im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

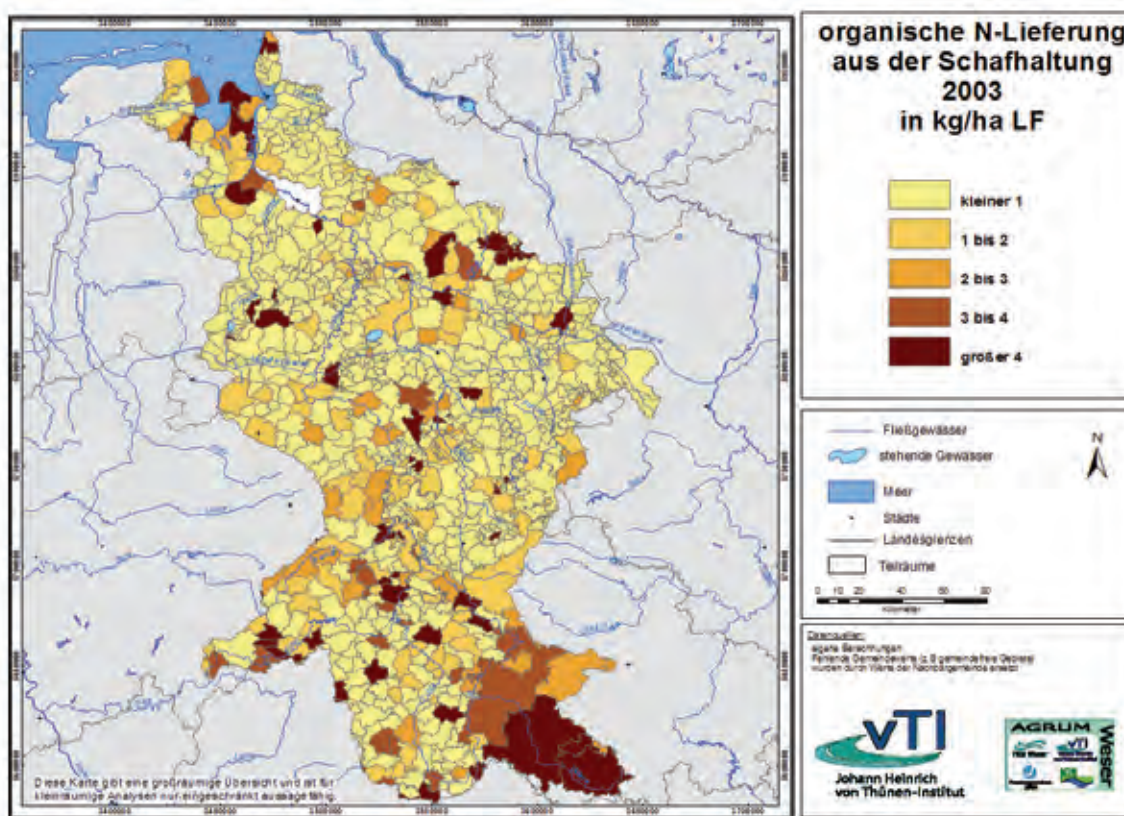
Karte 51: Organische N-Lieferung aus der Schweinehaltung (2003)



Karte 52: Organische N-Lieferung aus der Geflügelhaltung (2003)



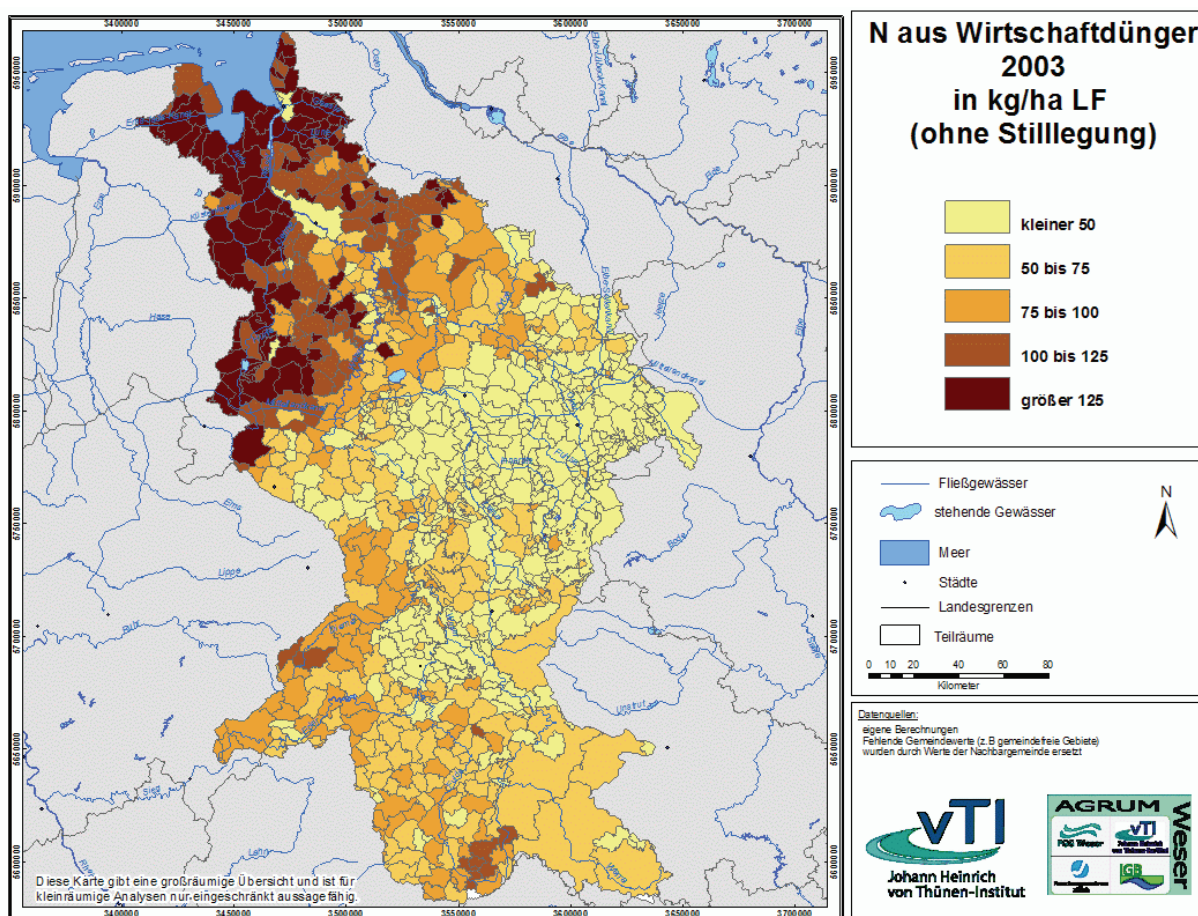
Karte 53: Organische N-Lieferung aus der Schafhaltung (2003)

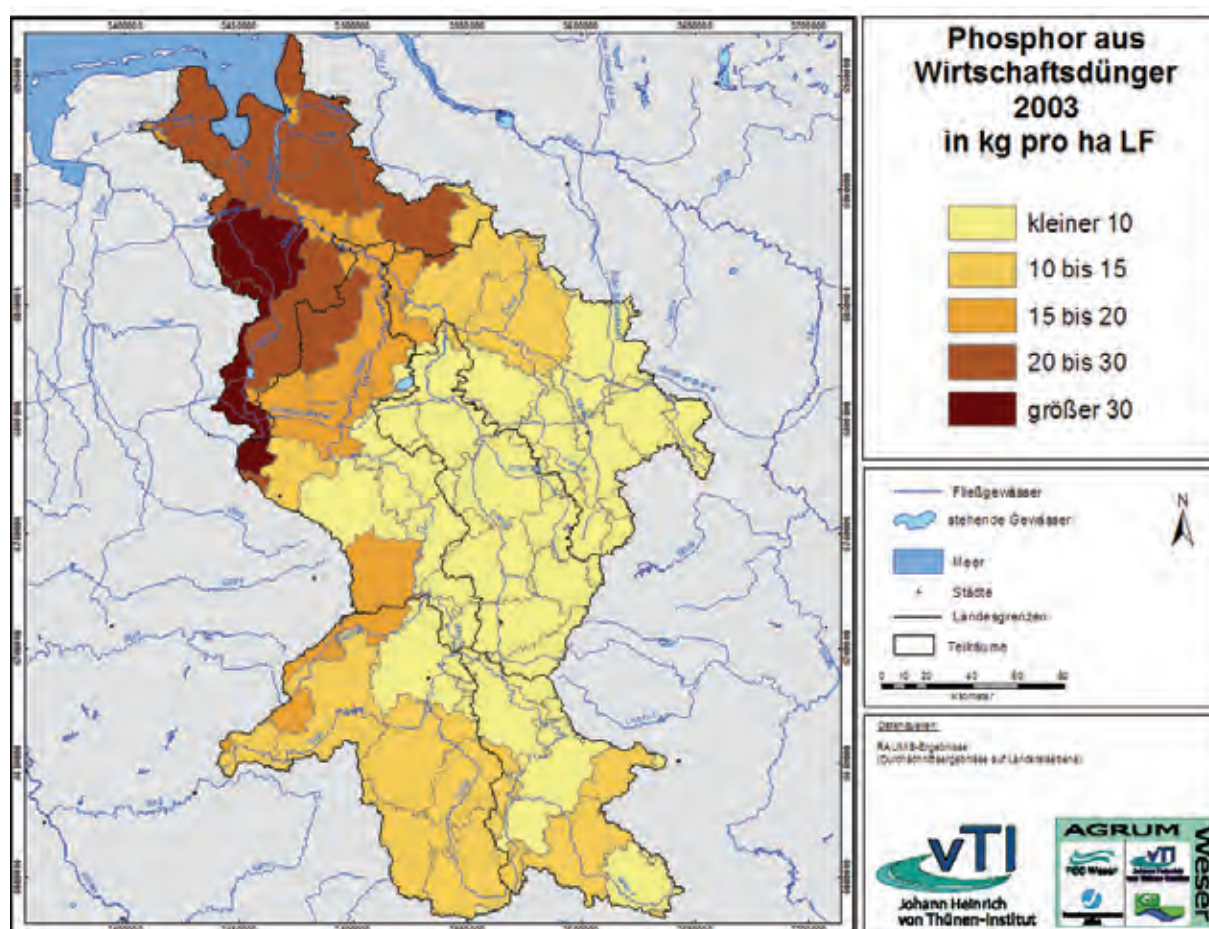


Die N-Lieferungen aus der Schafhaltung lassen, abgesehen vom Thüringer Wald, keine regionalen Schwerpunkte erkennen. Insgesamt fallen die N-Lieferungen der Schafhaltung sehr gering aus und betragen selbst in den Regionen mit relativ umfangreicher Schafhaltung nur 3 bis 6 kg pro ha LF. In den meisten Regionen liegt dieser Wert unter 1 kg pro ha LF.

In der Karte 54 und in der Karte 55 werden die regionalen N- und P-Lieferungen aus Wirtschaftsdünger dargestellt. Wie sich aus den vorhergehenden Karten ableiten lässt, sind mit mehr als 125 kg N pro ha LF die höchsten N-Lieferungen aus Wirtschaftsdünger im Norden und Westen der Flussgebietseinheit Weser zu finden. Weniger als die Hälfte an organischem N wird in den ackerbaugeprägten Gunststandorten ausgebracht. Eine ähnliche regionale Verteilung wie beim Stickstoff ergibt sich für die P-Lieferungen aus Wirtschaftsdünger. Während im Nordwesten mehr als 30 kg P pro ha LF ausgebracht werden, sind es in den vieharmen Regionen der Flussgebietseinheit weniger als 10 kg P pro ha LF.

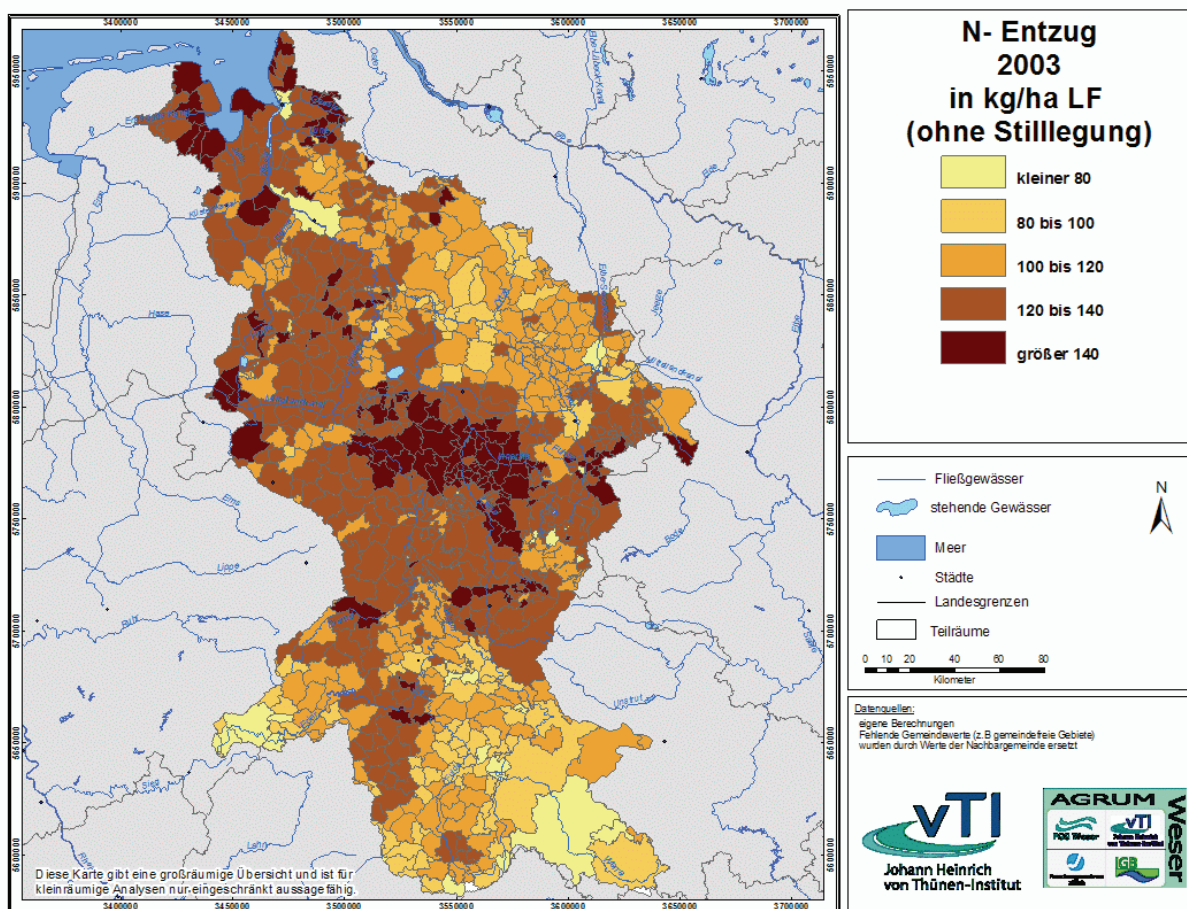
Karte 54: N aus Wirtschaftsdünger in der Flussgebietseinheit Weser (2003)



Karte 55: P aus Wirtschaftsdünger für die Flussgebietseinheit Weser (2003)

6.2.3 Entzüge

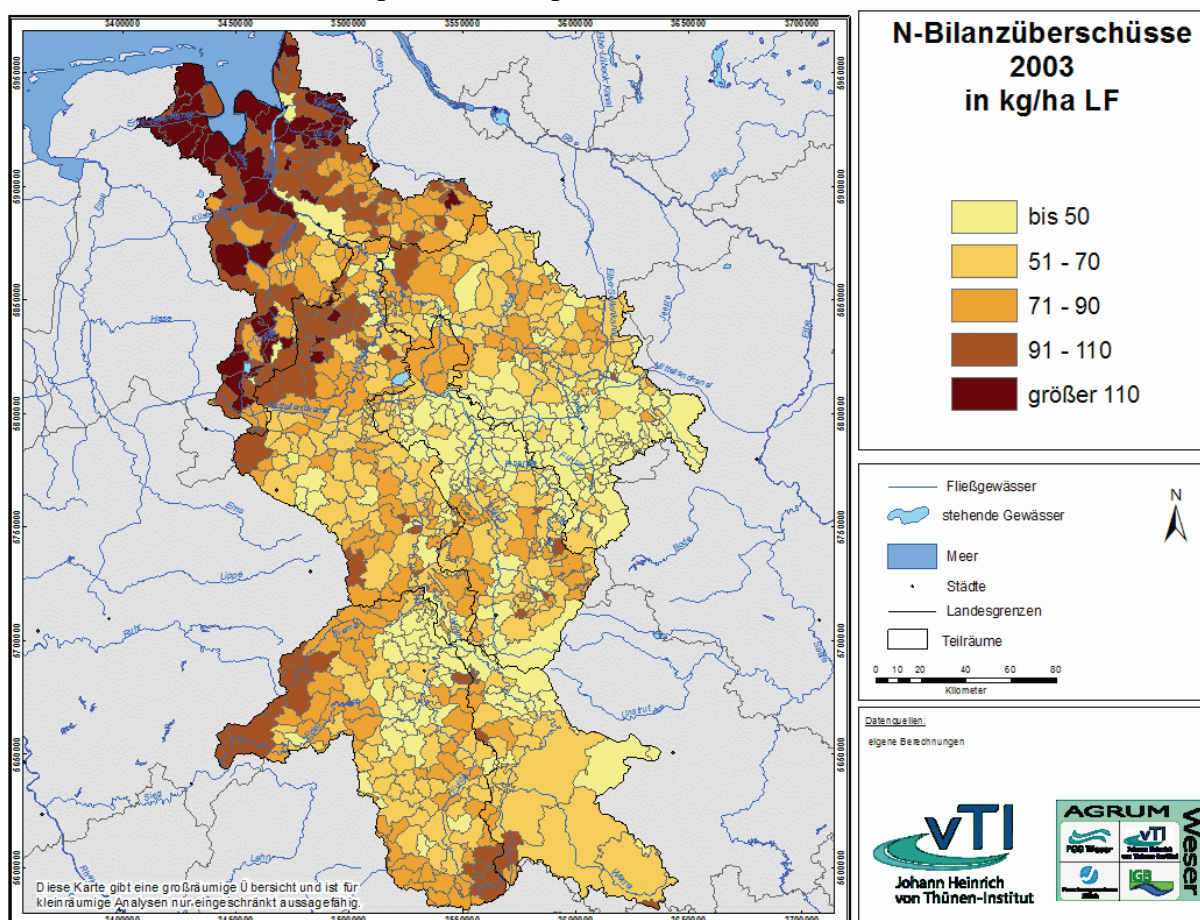
Die Höhe der regionalen Nährstoffentzüge berechnet sich aus der Anbaustruktur pflanzlicher Produktionsverfahren sowie deren Erträge (siehe Kapitel 3.1.2). In der Karte 56 werden die regionalen N-Entzüge für die Flussgebieteseinheit Weser für das Jahr 2003 dargestellt. Die überwiegend ackerbaulich genutzten Gunststandorte südlich von Hannover weisen mit mehr als 140 kg N pro ha LF den höchsten N-Entzug in der Flussgebieteseinheit Weser aus. Auch die intensiv genutzten Grünlandregionen im Küstenbereich der Flussgebieteseinheit Weser sind durch relativ hohe N-Entzüge, die in den meisten Regionen über 120 kg N pro ha LF liegen, gekennzeichnet. Die niedrigsten N-Entzüge 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 Thüringer Wald der Fall ist.

Karte 56: Regionale Stickstoffentzüge für die Flussgebietseinheit Weser (2003)

6.2.4 N- und P-Bilanzüberschüsse

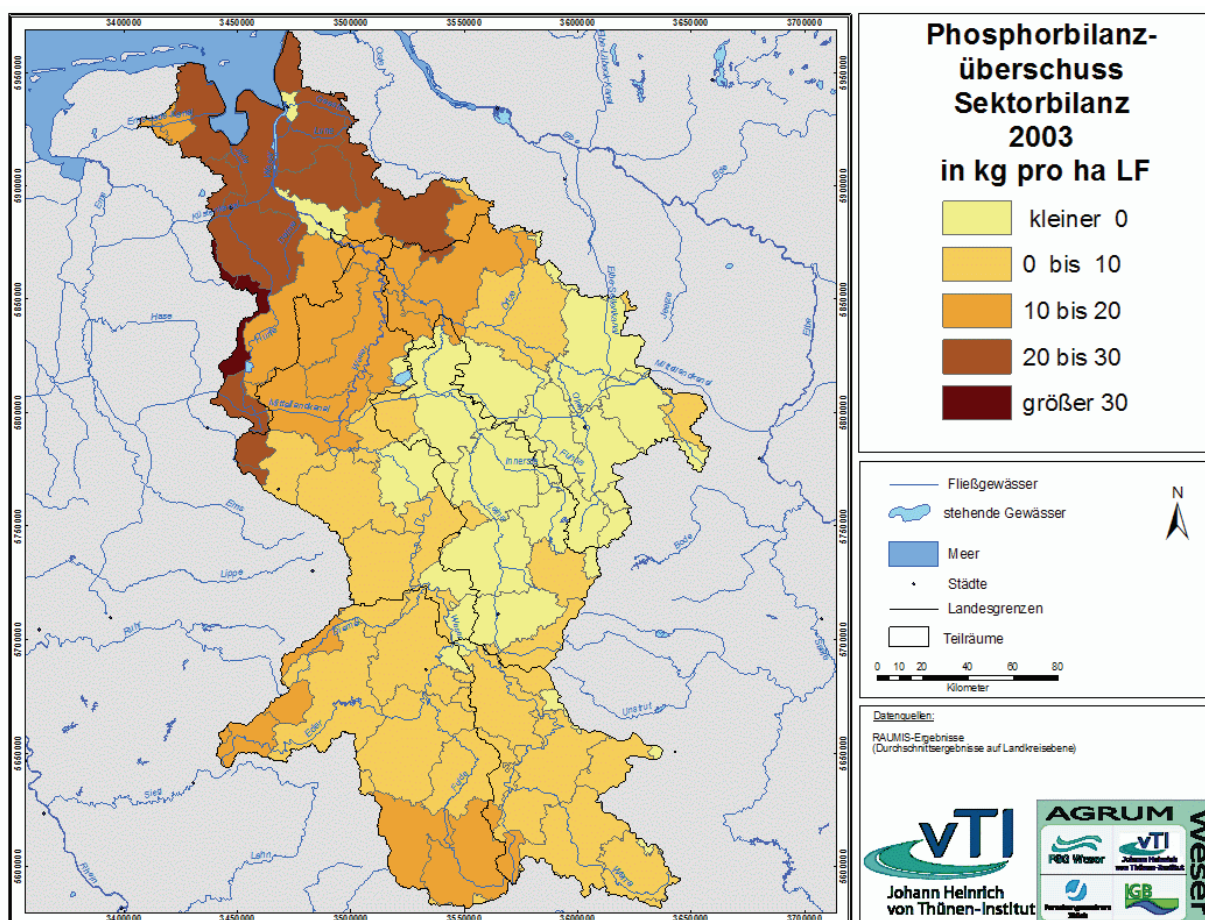
Einen Überblick über die regionalen Stickstoffbilanzsalden für das Jahr 2003 in der FGE Weser gibt Karte 57. Die jahresspezifischen Erträge wurden durch Trenderträge ersetzt, um den Einfluss der ernte- und damit entzugsbedingte Schwankungen des Trockenjahres auszugleichen. Gebiete mit hohen Stickstoffüberschüssen und großem Eintragsrisiko sind vor allem die viehstarken Regionen im Nordwesten der FGE Weser mit Werten von jährlich bis zu 150 kg/ha LF ohne atmosphärische Deposition. Auch einige Regionen im Westen und Süden der FGE Weser zeigen mit mehr als 90 kg N pro ha LF recht hohe Bilanzüberschüsse auf. Relativ geringe Bilanzüberschüsse finden sich hingegen in überwiegend ackerbaulich geprägten Regionen, die gleichzeitig durch einen relativ geringen Sonderkulturanbau gekennzeichnet sind.

Karte 57: Stickstoff-Flächenbilanzüberschuss in der Flussgebietseinheit Weser ohne atmosphärische Deposition (2003)



Bei der P-Bilanzierung wurde auf eine Berechnung auf Gemeindeebene verzichtet, weil in den hydrologischen Modellen nicht die jährlichen P-Bilanzüberschüsse entscheidend für die Einträge in die Gewässer sind, sondern vielmehr die über Jahrzehnte akkumulierten Bilanzüberschüsse. Diese liegen regional nur oberhalb der Landkreisebene vor, sodass sich eine differenzierte Berechnung auf Gemeindeebene für Jahr 2003 erübrigt.

Die Karte 58 stellt die regionalen P-Bilanzüberschüsse auf der Landkreisebene dar. Diese Karte ähnelt sehr stark der Karte 57, da in beiden Fällen hohe Viehbesatzdichten für die regional hohen Überschüsse sowohl bei N als auch bei P verantwortlich sind. In den überwiegend ackerbaulich geprägten Regionen sind teilweise sogar negative Bilanzüberschüsse für P zu beobachten. Da in der Vergangenheit relativ hohe P-Bilanzüberschüsse zu beobachten waren, hat sich in vielen Regionen ein „P-Puffer“ aufgebaut. Diese hohe P-Versorgungssituation der Böden erlaubt es, dass über mehrere Jahre mehr P über das Erntegut entzogen werden kann als auf der anderen Seite über Mineral und Wirtschaftsdünger zugeführt wird, ohne das Ertragsrisiko zu befürchten sind.

Karte 58: Phosphor-Bilanzüberschüsse in der Flussgebietseinheit Weser (2003)

6.3 Nährstoffeinträge in die Grundwasserkörper

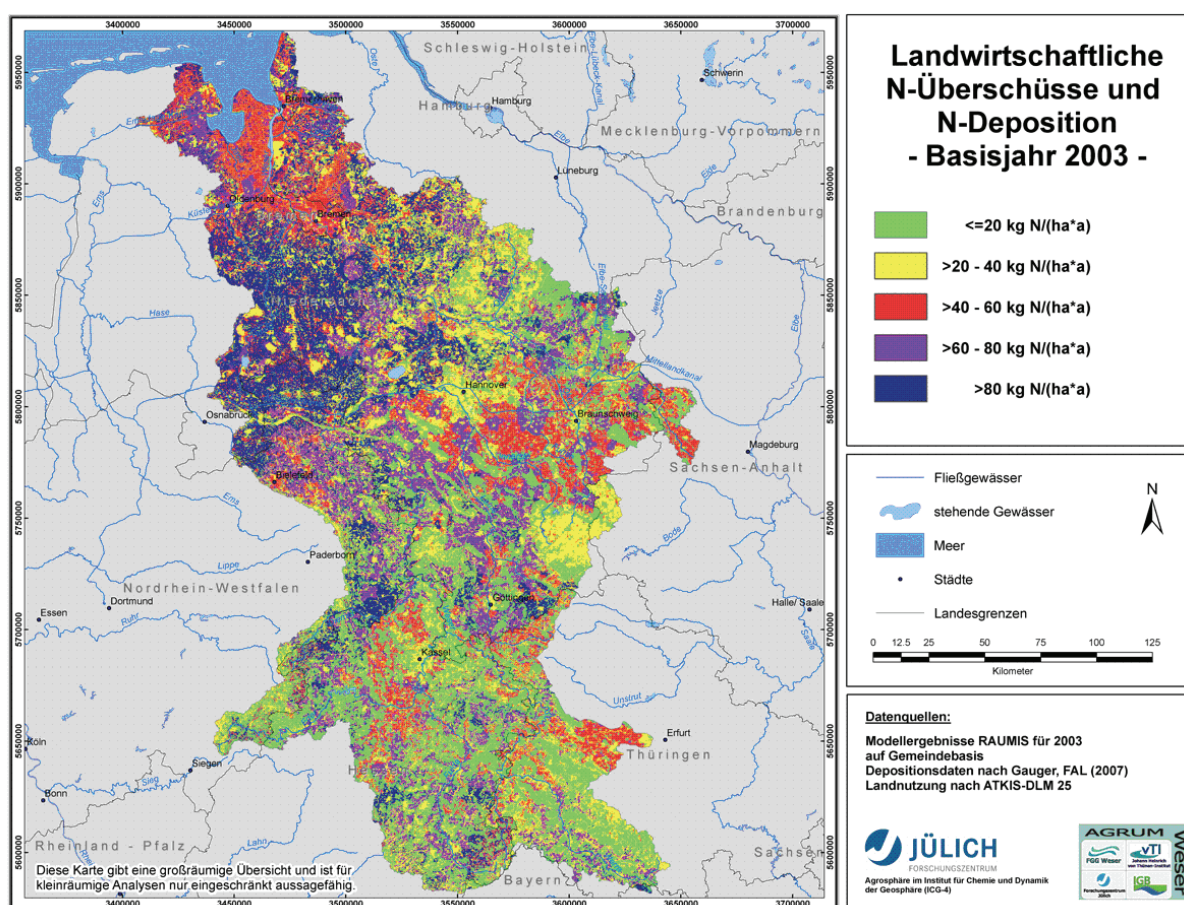
6.3.1 Landwirtschaftliche Überschüsse und atmosphärische N-Deposition

Die vom vTI berechneten N-Überschüsse aus der Landwirtschaft sowie die durch atmosphärische Deposition eingetragenen Stickstoffmengen für 2003 wurden um den Einfluss des Trockenjahres bereinigt (siehe auch Kapitel 6.2.4). Da die N-Bilanzierung im RAUMIS-Modell eingangsdatenbedingt auf Verwaltungseinheiten, d. h. Kreise oder Gemeinden, bezogen ist, ergibt sich ein in der Regel positiver N-Bilanzsaldo, der jedoch nur für die landwirtschaftlich genutzten Flächen innerhalb einer Verwaltungseinheit gilt.

Deshalb wurden die N-Überschüsse nach RAUMIS auf die reale Landnutzung 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 die Niedermoorstandorte in Abhängigkeit von der Landnutzung (Acker-/Grünlandnutzung) eine zusätzliche Netto-Mineralisation zwischen 50 kg N/ha·a und 250 kg N/ha·a angesetzt (MÜLLER und RAISSI, 2002). Für die verbleibenden, nicht landwirtschaftlich genutzten Flächen, wurden die atmosphärischen N-Einträge nach GAUGER ET AL. (2008) berücksichtigt. Karte 59 zeigt die sich hieraus ergebenden N-Überschüsse im Wesereinzugsgebiet.

Karte 59: N-Überschüsse im Wesereinzugsgebiet



6.3.2 Quantifizierung des Nitratabbaus im Boden

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 zu Grunde gelegt: Das Ausmaß des Nitratabbaus wird hierbei durch die Verweilzeit des Sickerwassers in der durchwurzelten Bodenzone bestimmt. Die MICHAELIS-Konstante wurde auf Werte zwischen $k=18,7 \text{ kg N/ha}\cdot\text{a}$ (gute Denitrifikationsbedingungen) und $k=2,5 \text{ kg N/ha}\cdot\text{a}$ (schlechte Denitrifikationsbedingungen) gesetzt (KÖHNE und WENDLAND, 1992).

Tabelle 16: Denitrifikation in der Wurzelzone von Böden

Kennzeichnung der Denitrifikationsstufe		Denitrifikationsrate kg N/ha*a	Grund-/ Stauwasser-einfluss in Wurzelzone (Randbedingung)	Geologische Ausgangssubstrate	Bodentypen (Beispiele)
Kurzzeichen	Bezeichnung				
1	sehr gering	< 10 [10]	ganzjährig keine Wassersättigung	flachgr. verwitterte Festgesteine und tiefgr. verwitterte sandige Festgesteine sandige Lockergesteine	Syrosem, Ranker, Regosol, Rendzina Braunerde Bänderparabraunerde Podsol
2	gering	10 – 30 [20]	ganzjährig keine Wassersättigung	schluffige bis tonige Lockergesteine tiefgründig zu Schluff und Ton verwitterte Festgesteine humusreiche sandige Lockergesteine	Pararendzina 1) Parabraunerde 1) (Trocken-) Schwarzerde, Auenböden 4) Terra fusca 1), Terra rossa 1) Kolluvium 1) 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 Niedermoor-torfe	Gleye, Stagnogley Auenböden 5), Marschen Niedermoor, Hochmoor
5	sehr hoch	>> 150 [100*]	Grundwasser im Torfkörper	Anmoore, Moore und organ. Mudden	Niedermoor, Anmoorgley
			ganzjährig Grundwassereinfluss lang anhaltende Wassersättigung	z.T. humusreiche, fluviale, limnogene und marine Lockergesteine Gesteine mit hohem Anteil an fossilem C und reduzierten S-Verbindungen	Gley-Tschernosem Gley-Auenböden verschiedene Boden 3) Pelosole

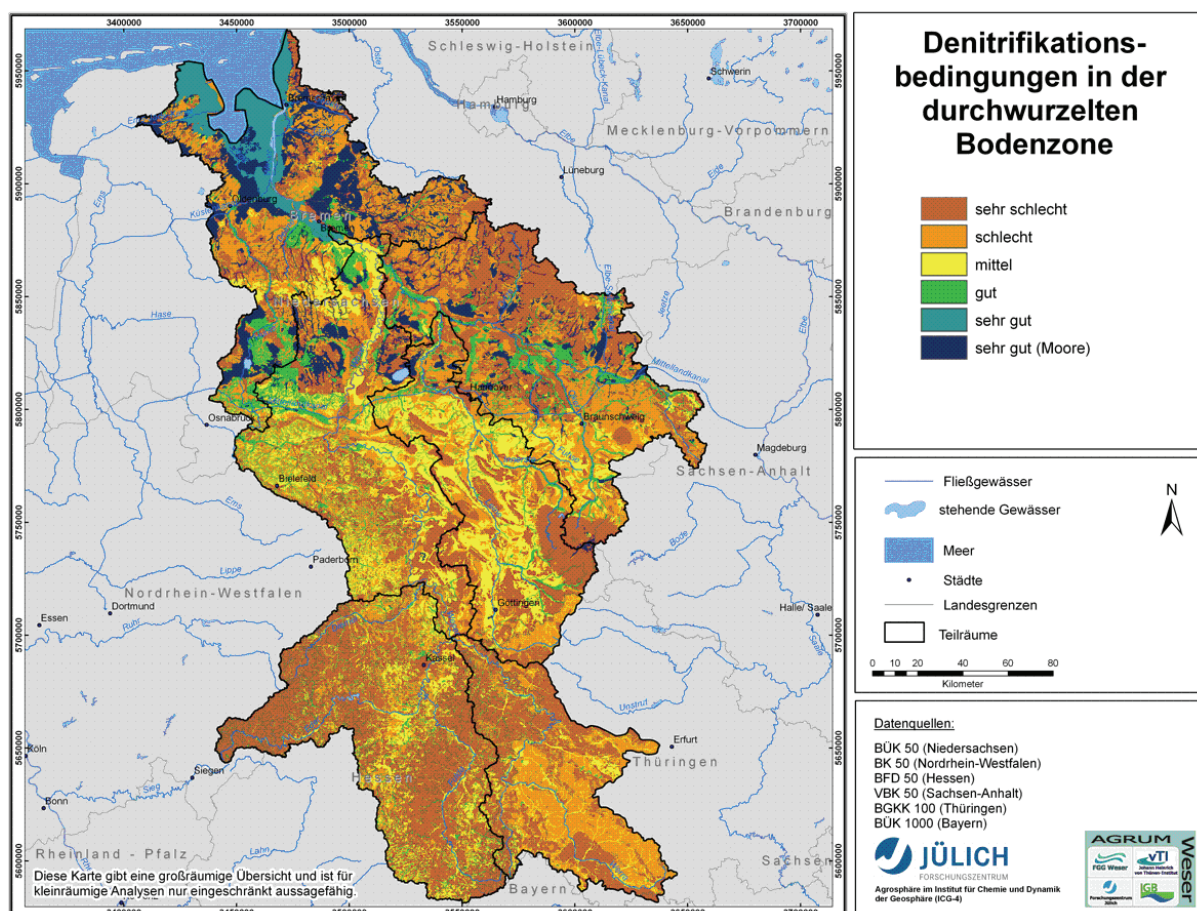
Quelle: NLFb (2005).

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 16). Auf die Böden im übrigen Teil des Weser-Einzugsgebiets wurde diese Einstufung übertragen.

Karte 60 zeigt die sich aus der Auswertung der Bodenkarten im Weser-Einzugsgebiet 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 C-Gehalt, z. B. Teufelsmoor, Dümmern-Niederung. Als Böden mit schlechten Denitrifikationsbedingungen werden z. B. die geringmächtigen kohlenstoffarmen Böden der Mittelgebirge sowie die sandigen Böden im Nordosten des Einzugsgebiets eingestuft.

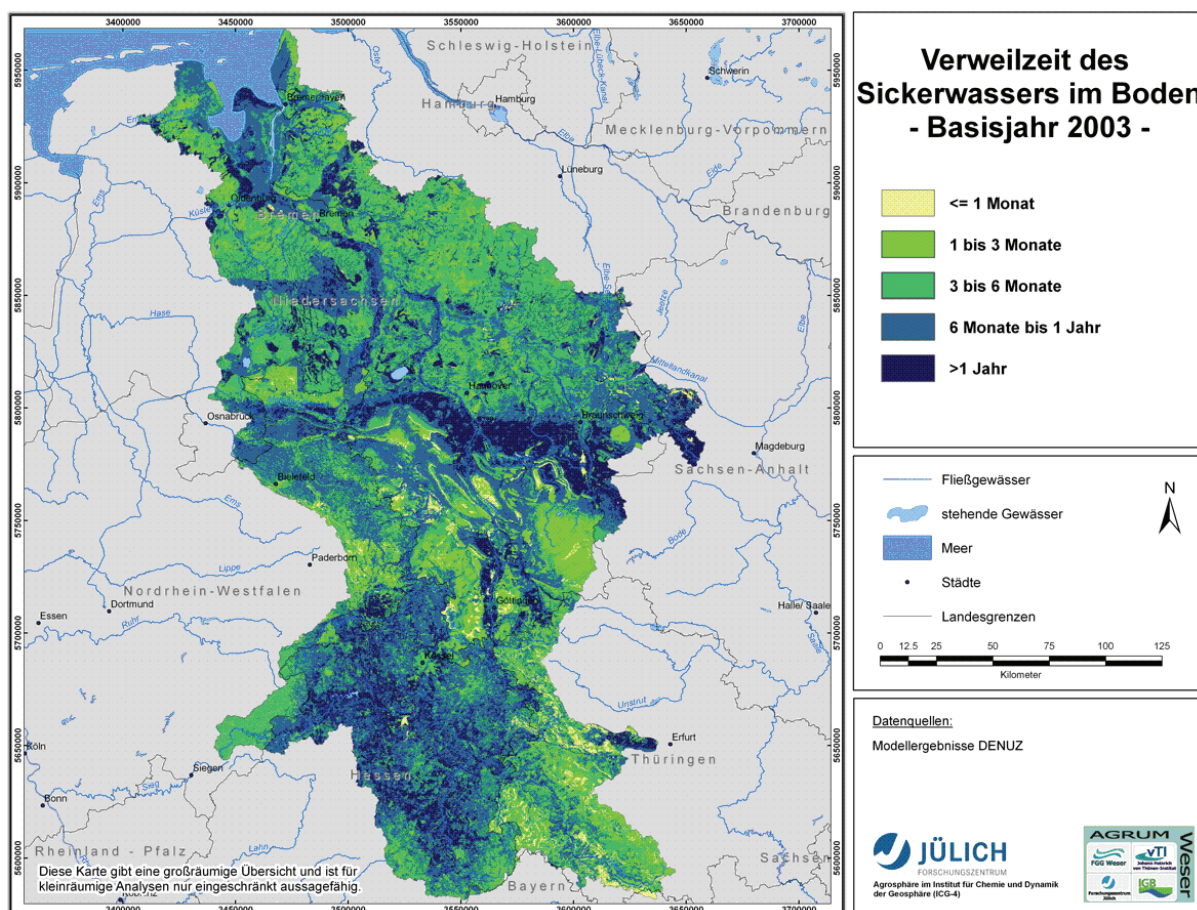
Karte 60: Denitrifikationsbedingungen im Boden



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 61 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 Lössböden verbreitet zu einem unvollständigen Bodenwasseraustausch. Verweilzeiten im Boden von weniger als 6 Monaten ergeben sich teilweise für die Mittelgebirge sowie für dränierte Regionen.

Karte 61: Verweilzeit des Sickerwassers im Boden

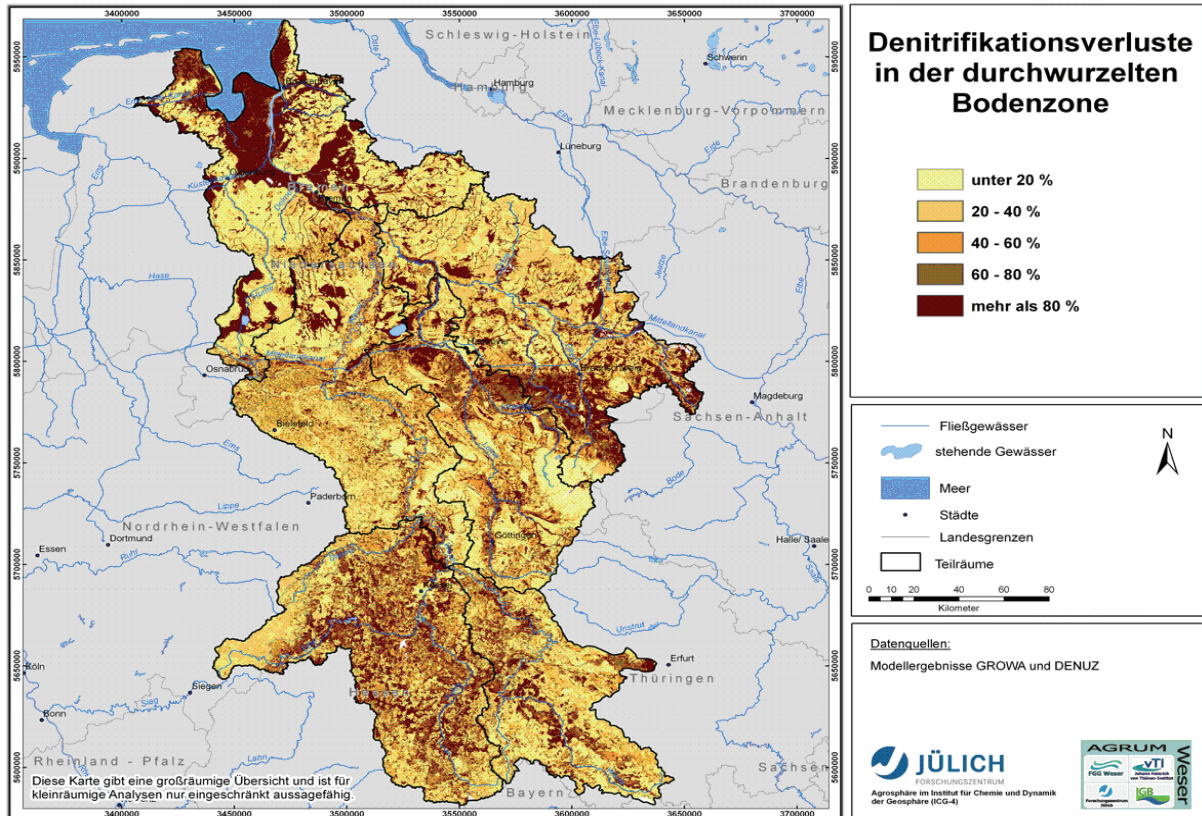


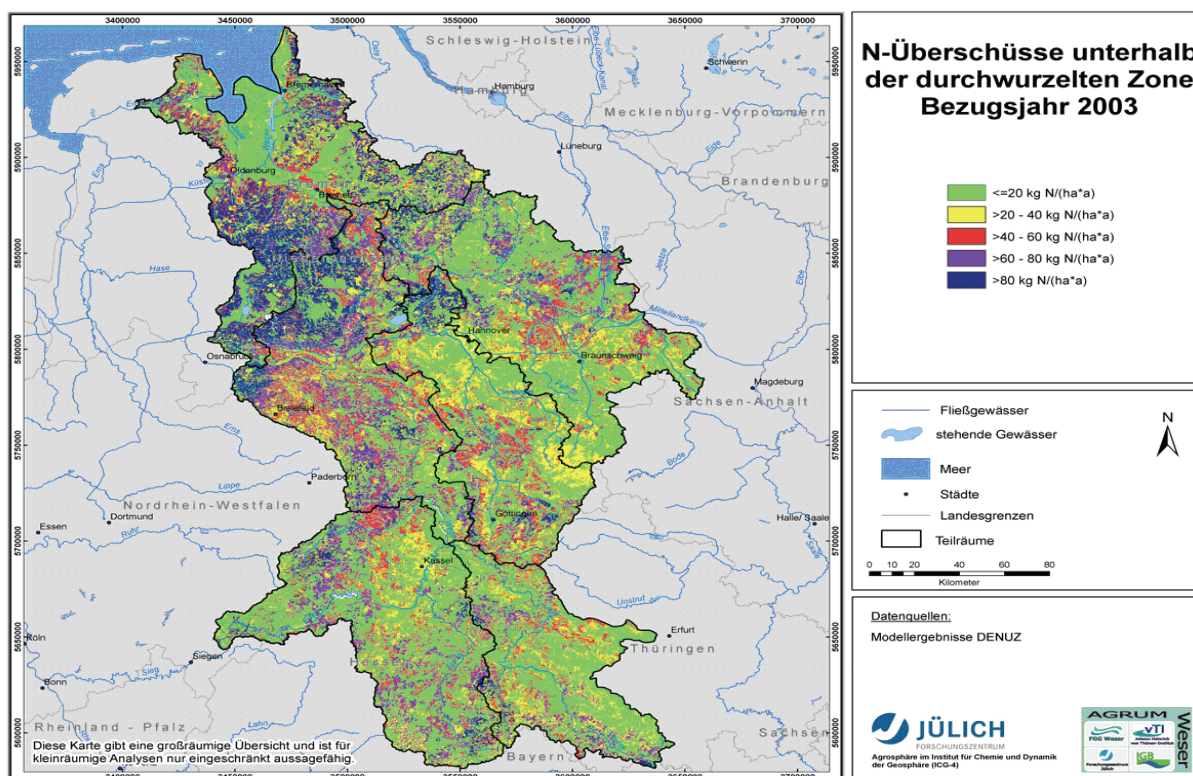
6.3.3 Stickstoffausträge aus dem Boden und Nitratkonzentrationen im Sickerwasser

Durch Kombination der Verweilzeit des Sickerwassers im Boden mit den Stickstoffüberschüssen im Boden und den Denitrifikationsbedingungen im Boden können die

Denitrifikationsverluste im Boden berechnet und die N-Austräge aus dem Boden quantifiziert werden. Dies wurde durch Anwendung des DENUZ-Modells realisiert. Das Ergebnis der Berechnung, die N-Austräge aus dem Boden, ist in Form von relativen N-Verlusten in Karte 62 dargestellt.

Karte 62: Relative Denitrifikationsverluste im Boden



Karte 63: N-Überschüsse unterhalb der durchwurzelten Bodenzone

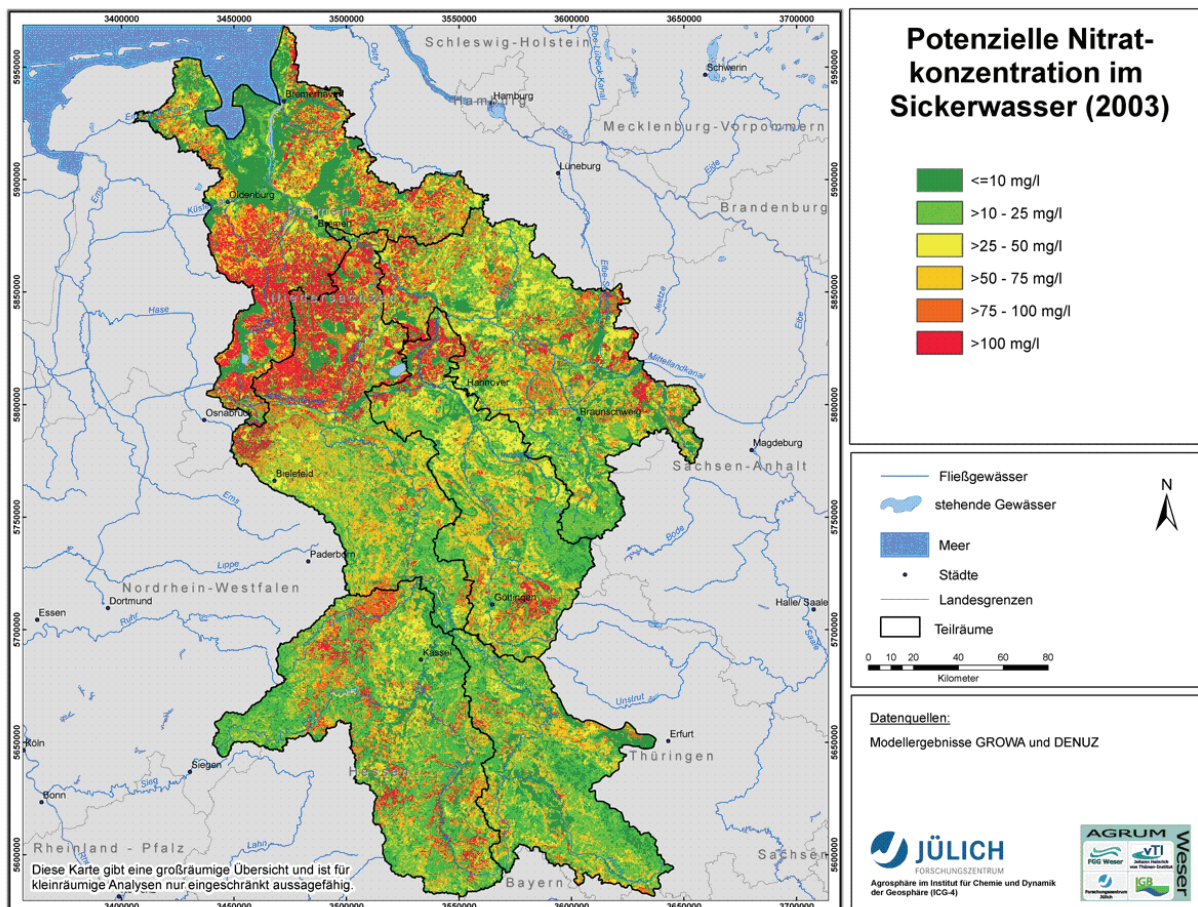
Die N-Reduzierung im Boden beträgt zum Teil über 60 % und vereinzelt sogar über 80 %. Im Mittel liegt sie in der FGE Weser bei ca. 46 %. Die höchsten Abbauraten verzeichnen die Niederungsregionen an der Küste sowie im Binnenland sowie die Lössborden. Hier treffen die Steuergrößen „gute Denitrifikationsbedingungen“ 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.

Im Vergleich zu den in Karte 59 dargestellten N-Überschüssen im Boden ergeben sich nach Karte 63 in vielen Regionen N-Überschüsse unterhalb der durchwurzelten Bodenzone deutlich reduzierte Werte, was die Effektivität der Denitrifikationsprozesse im Boden unterstreicht. Dennoch bleibt das Gesamtbild im Wesentlichen erhalten: die höchsten N-Austräge aus dem Boden treten in den Podsolen im nordwestdeutschen Tiefland auf. Gerade in diesen Regionen mit hohen N-Überschüssen führen schlechte Abbaubedingungen, hohe N-Überschüsse und hohe Austauschraten des Sickerwassers im Boden dazu, dass hohe N-Mengen 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 N-Überschusshöhe auch deutlich geringer. Aufsummiert über das gesamte Wesereinzugsgebiet liegt die Höhe

der N-Überschüsse unterhalb der durchwurzelten Bodenzone bei ca. 215.000 t N, was einer mittleren N-Überschusshöhe von ca. 45 kg N/ha·a entspricht.

Durch Kombination der berechneten N-Austräge aus dem Boden mit der Sickerwasserrate kann die potenzielle Nitratkonzentration im Sickerwasser berechnet werden (Karte 64). Diese gibt an, mit welcher mittleren Konzentration das aus dem Boden ausgetragene Nitrat in das Grundwasser bzw. über den Direktabfluss in die Oberflächengewässer eintragen wird. Aus Karte 64 wird deutlich, dass in den meisten Regionen des Einzugsgebiets der FGE Weser großflächig mit Nitratkonzentrationen im Sickerwasser von 50 mg NO₃/l und mehr zu rechnen ist. Der Mittelwert für das gesamte Einzugsgebiet liegt bei ca. 40 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 500 mg/l errechnet. Relativ geringe Nitratkonzentrationen im Sickerwasser ergeben sich für die landwirtschaftlich extensiv genutzten Mittelgebirgsregionen sowie auch für die Lössböden.

Karte 64: Potenzielle Nitratkonzentration im Sickerwasser



Der für den Nitrateintrag ins Grundwasser verwendete Modellansatz (Kopplung von RAUMIS und den flächendifferenzierten Modellen GROWA und DENUZ) ist mit dem der Anwendung in Niedersachsen (bspw. WAgriCo, Bewertung der GWK) zu Grunde liegenden Modellansatz („Emissionsmodell“; LBEG, 2006; EISELE et al., 2008; KUNKEL et al., 2008) weitgehend vergleichbar. Bei einem direkten Vergleich der Modellergebnisse müssen jedoch folgende Unterschiede berücksichtigt werden.

- In der niedersachsenweiten Berechnung der N-Überschüsse durch VTI (OSTERBURG und SCHMIDT, 2008) wurde zur Berechnung des Mineraldüngereinsatzes ein auf Niedersachsen angepasster Algorithmus verwendet, der im länderübergreifenden AGRUM-Projekt an die verfügbare Datenbasis angepasst wird.
- Den AGRUM-Berechnungen liegt die Agrarstatistik 2003 bzw. für die Erntemengen ein Trendertrag zu Grunde. Für die landesweite Berechnung der N-Emission (N-Überschüsse und pot. Nitratkonzentration) in Niedersachsen wurde ein Mittelwert aus den Agrarstatistiken 1999 und 2003 verwendet.
- Zur Quantifizierung der atmosphärischen Deposition wurden im AGRUM-Projekt die Werte von GAUGER et al. (2002) verwendet, während in der landesweiten Berechnung die Pauschalwerte verwendet wurden.

Die aufgeführten Unterschiede führen dazu, dass im AGRUM-Projekt für den Zustand 2003 durch DENUZ etwas höhere N-Einträge ins Grundwasser und N-Einträge in die Oberflächengewässer über Direktabfluss berechnet werden, als mit dem landesweit berechneten Emissionsmodell für Niedersachsen.

6.3.4 Validierung der Modellergebnisse zur Nitratkonzentration im Sickerwasser

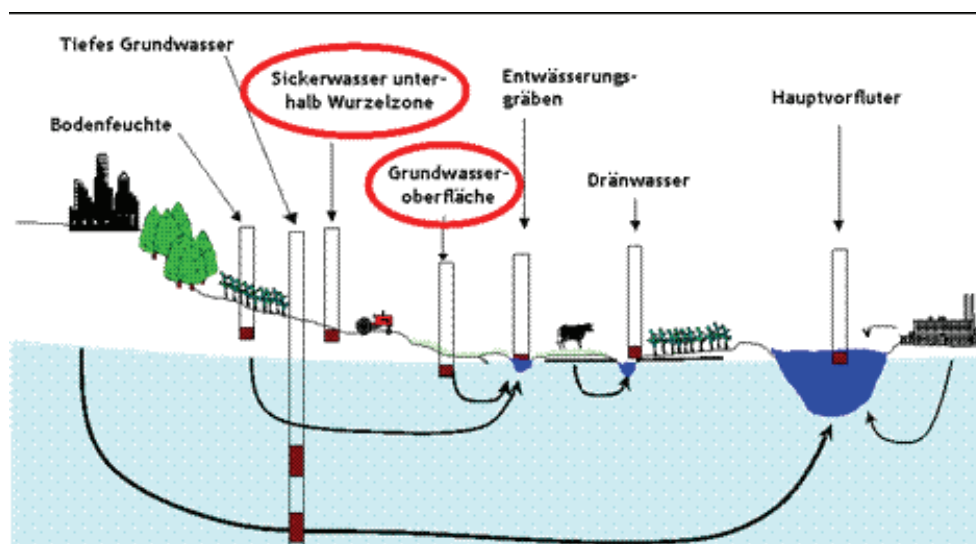
Der modellierten Nitratkonzentration im Sickerwasser kommt eine große Bedeutung im Hinblick auf die Ableitung von Handlungsgebieten und die Analyse des Handlungsbedarfs zur Erreichung der Bewirtschaftungsziele nach EG-Wasserrahmenrichtlinie zu. Dies hängt damit zusammen, dass Nitratkonzentrationen im Grundwasser im Modell aufgrund fehlender Datengrundlagen nicht abgebildet werden können, sodass die Nitratkonzentration im Sickerwasser in erster Näherung als belastbare Größen angesehen werden.

Die modellierten Nitratkonzentrationen im Sickerwasser dienen in diesem Zusammenhang daher sowohl zur Ausweisung von HOT-Spot-Gebieten der Grundwasserbelastung als auch zur Quantifizierung der erforderlichen Reduktion des N-Überschusses zur Gewährleistung einer Nitratkonzentration im Grundwasser (z. B. unterhalb der Qualitätsnorm nach Anhang 1 der Grundwasserrichtlinie (RL 2006/118/EG) von 50 mg/l). Auf eine

Validitätsüberprüfung der modellierten Werte wurde daher eine besondere Bedeutung gelegt.

Grundsätzlich ist die Validierung von Modellergebnissen zur Nitratkonzentration im Sickerwasser anhand von Messwerten aus Tiefenprofilen, Saugsonden und Lysimetern unterhalb der durchwurzelten Bodenzone sowie anhand von gemessenen Nitratkonzentrationen in der obersten Schicht des Grundwasserleiters möglich (siehe Abbildung 28). Hierbei sind jedoch sind eine Reihe von Randbedingungen zu beachten.

Abbildung 28: Lage von Messstellen zur Validierung von modellierten Nitratkonzentrationen im Sickerwasser



Validierung von Modellergebnissen zur Nitratkonzentration im Sickerwasser anhand von Sickerwassermesswerten unterhalb der durchwurzelten Bodenzone

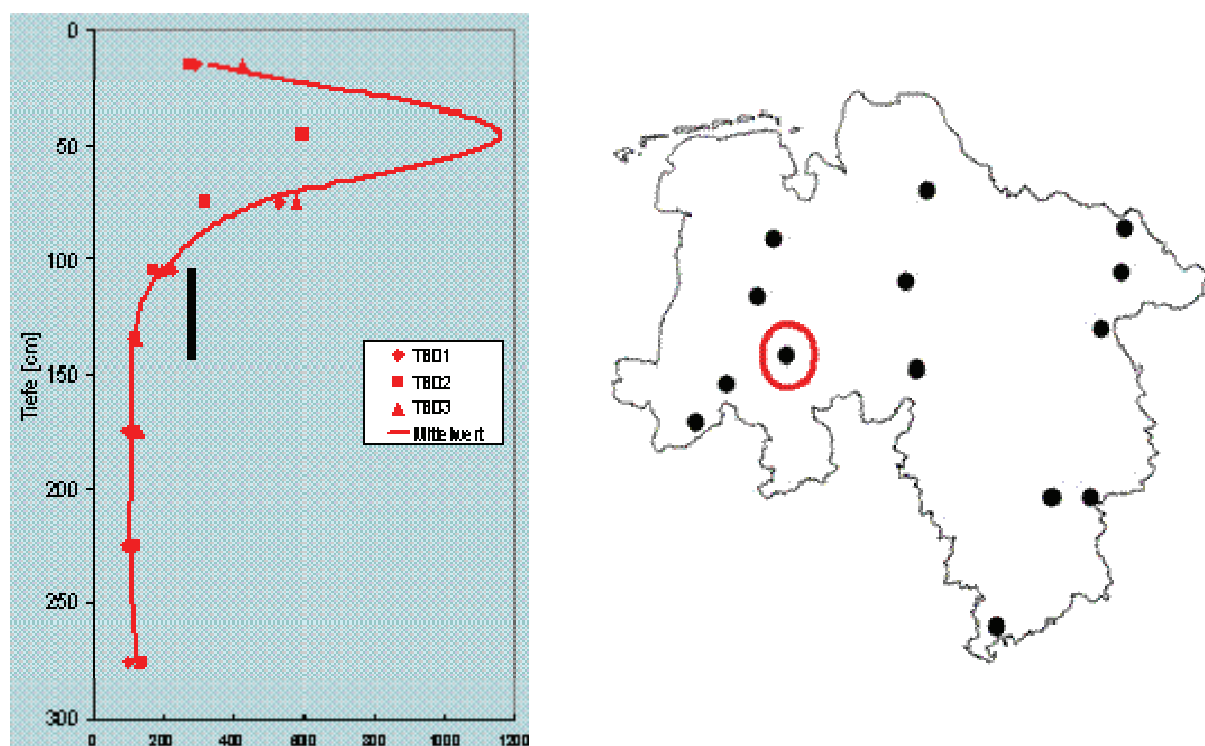
Bei einem Vergleich der berechneten Sickerwasserkonzentrationen mit den Messwerten unterhalb der Bodenzone ist zu berücksichtigen, dass durch das GROWA-Modell 100 m-Rasterwerte vorliegen, die langjährige Mittelwerte darstellen. Aufgrund der auf Landkreise/Gemeinden bezogenen räumlichen Auflösung des Agrarsektormodells (RAUMIS) sind zudem keine standortbezogenen N-Überschüsse unterhalb dieser Regionen in die Modellierung eingegangen. Die diesbezüglichen Modellergebnisse liegen daher weder standort- noch ereignisbezogen vor. Aber gerade die Messungen im Sickerwasser unterhalb der durchwurzelten Bodenzone repräsentieren Stichtagsmessungen, die eine Austragssituation für einen konkreten Standort darstellen.

Im Allgemeinen gibt es keine flächendeckenden Monitoringmessnetze, in denen langjährige Daten zur Nitratkonzentrationen im Sickerwasser erhoben werden. Das

Bundesland Niedersachsen betreibt jedoch seit 1991 Bodendauerbeobachtungsflächen (BDF-Flächen). 14 dieser BDF-Flächen wurden nach BARTELS et al. (1991) unter landwirtschaftlich genutzten Böden eingerichtet. Dort wird bis zu 24 mal im Verlauf eines Jahres die Nitratkonzentration im Sickerwasser in verschiedenen Tiefenlagen bestimmt.

Abbildung 29 zeigt als repräsentatives Beispiel das Tiefenprofil der Nitratkonzentration an der BDF-Fläche Dinklage (LBEG, 2006; 2007). Es zeigt sich, dass die gemessene Nitratkonzentration im Sickerwasser der BDF Dinklage im Tiefenbereich bis 2,70 m zwischen ca. 100-600 mg NO₃/l schwankt. Dadurch, dass bei der Modellierung der Nitratkonzentration im Sickerwasser der Nitratabbau im durchwurzelten Bodenbereich berücksichtigt wird, ist zu erwarten, dass die modellierte Nitratkonzentration im Sickerwasser am ehesten durch Messwerte aus dem Tiefenbereich zwischen 1 und 1,4 m (d. h. aus dem Bereich unmittelbar unterhalb der durchwurzelten Bodenzone) repräsentiert wird. Bei einer über viele Einzelmessungen aus diesem Tiefenbereich gemittelten Nitratkonzentration im Sickerwasser von 158 mg/l ergibt sich dabei eine gute Übereinstimmung mit den mittleren modellierten Nitratkonzentrationen im Sickerwasser von 171 mg/l.

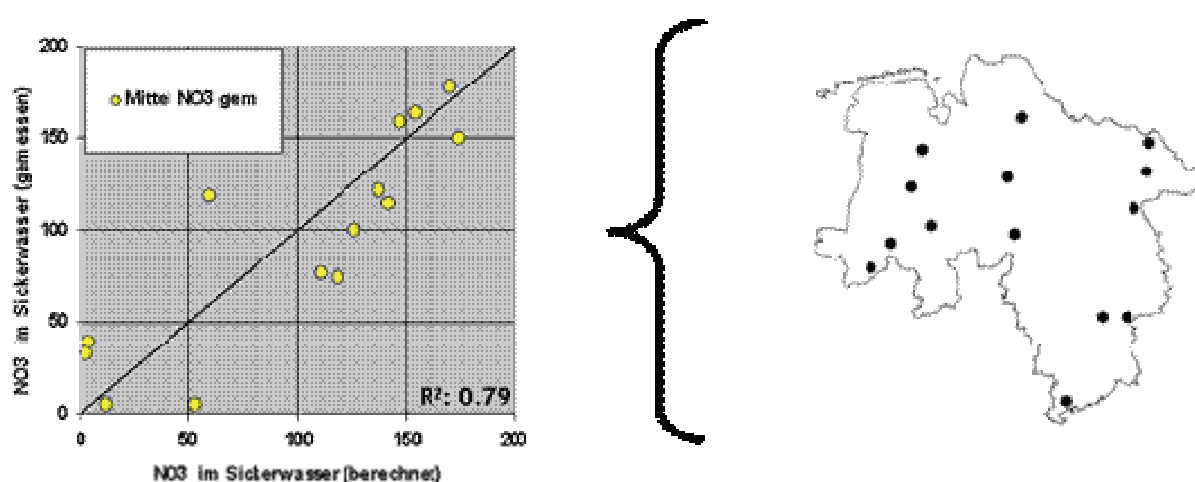
Abbildung 29: Tiefenprofil einer an einem Stichtag gemessenen Nitratkonzentration im Sickerwasser an der BDF Dinklage (rot markiert) in Niedersachsen



Quelle: LBEG (2007).

In identischer Weise zu der für die BDF-Fläche Dinklage beschriebenen Vorgehensweise wurden die berechneten mittleren langjährigen Nitratkonzentrationen im Sickerwasser mit den für alle anderen BDF-Flächen des Landes Niedersachsen gemessenen Nitratkonzentrationen im Sickerwasser verglichen (vgl. Abbildung 29). Diese Vorgehensweise ist gerechtfertigt, da die Nitratkonzentration im Sickerwasser für das gesamte Bundesland Niedersachsen in gleicher Weise wie das Flusseinzugsgebiet der Weser modelliert worden ist (vgl. EISELE et al., 2008).

Abbildung 30: Gegenüberstellung der modellierten mittleren Nitratkonzentration im Sickerwasser mit auf den BDF-Flächen des Landes Niedersachsen gemessenen Nitratkonzentrationen im Sickerwasser des Tiefenbereichs 1 bis 1,4 m



Quelle: LBEG (2007).

Wie aus Abbildung 30 hervorgeht zeigt die Überprüfung der berechneten Werte auch für die meisten anderen BDF-Flächen eine gute Übereinstimmung, was sich im r^2 von 0,79 zeigt. Anhand der dargestellten Plausibilitätsüberprüfung lässt sich somit feststellen, dass die Modellergebnisse geeignet sind, den mittleren Zustand der Nitratbelastung im Sickerwasser und den Stickstoffeintrag ins Grundwasser realistisch abzubilden. Jedoch ist die räumliche Repräsentanz für das Einzugsgebiet der FGE Weser durch die Gesamtzahl von 14 BDF-Flächen aus Niedersachsen relativ gering, sodass zusätzlich Messwerte aus dem obersten Aquiferbereich herangezogen wurden, um die Modellergebnisse zur Nitratkonzentration im Sickerwasser zu validieren.

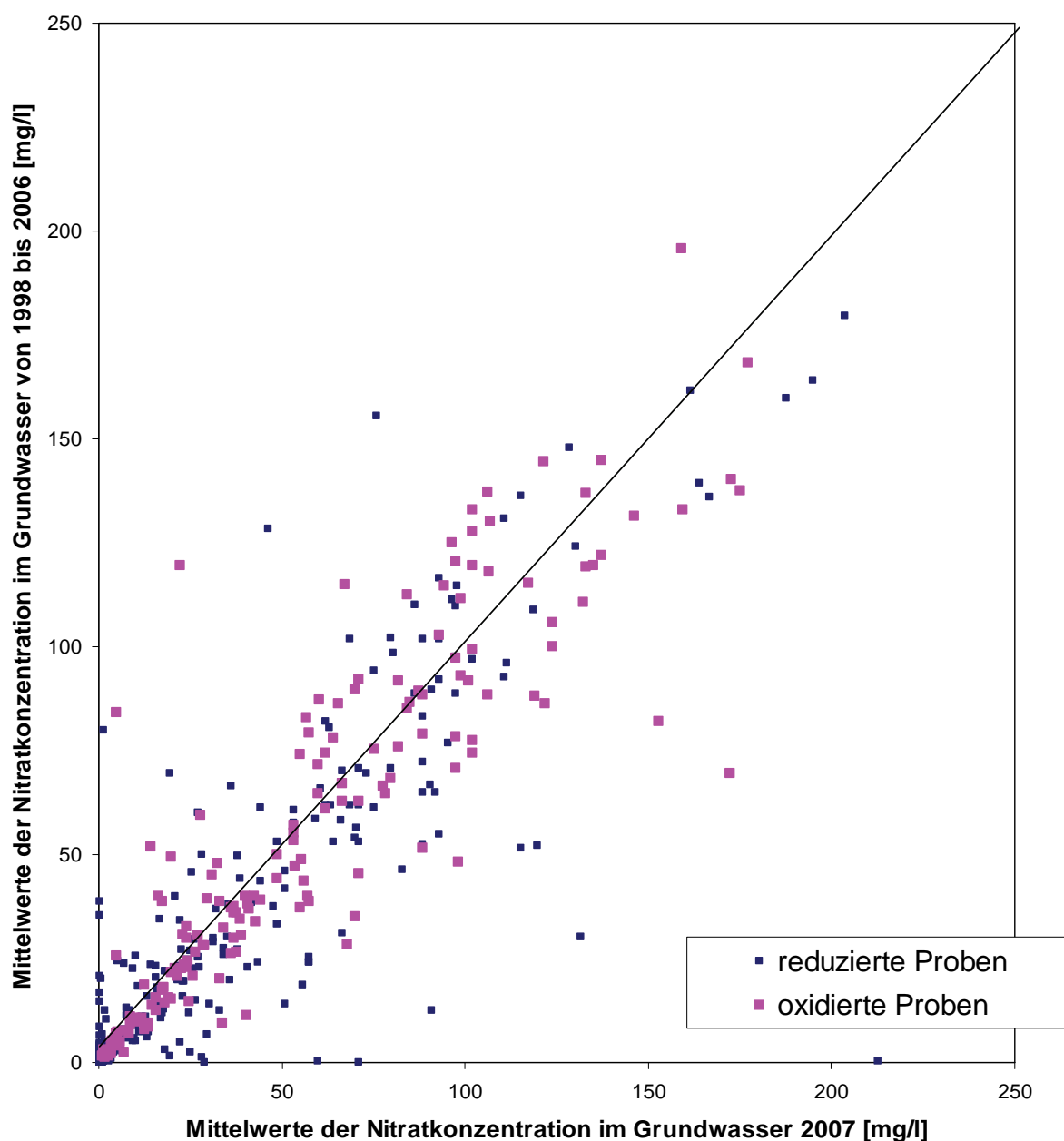
Validierung von Modellergebnissen zur Nitratkonzentration im Sickerwasser anhand von Messwerten aus dem obersten Aquiferbereich

Die gemessenen Nitratkonzentrationen im oberen Grundwasserleiter können jedoch ebenfalls nicht direkt mit den Sickerwasserkonzentrationen verglichen werden. Einerseits

ist das Zustromgebiet der Messstellen und damit dessen Nitrataustrag sowie die Verweilzeit bis zur Messstelle nicht genau bekannt, andererseits können sowohl in der ungesättigten Zone unterhalb des durchwurzelten Bodenbereichs als auch im Grundwasser selbst Denitrifikationsprozesse ablaufen, durch die im Grundwasser gemessene Nitratkonzentrationen unter Umständen deutlich verringert werden.

Folglich sind gemessene Nitratkonzentrationen aus dem oberen Grundwasserbereich räumlich und zeitlich sehr variabel; auch sie stellen immer nur Stichtagsmessungen dar. Dieses zeigt sich z. B. bei einer Gegenüberstellung der mittleren gemessenen Nitratkonzentrationen aus den Jahren 1998 bis 2006 und den mittleren gemessenen Nitratkonzentrationen aus dem Jahr 2007 (siehe Abbildung 31). Es zeigt sich, dass schon die gemessenen Nitratkonzentrationen an einer Messstelle große zeitliche Schwankungen aufweisen können. Die durchschnittliche Abweichung der miteinander verglichenen gemessenen Nitratkonzentration an den Einzelmessstellen beträgt ca. 25 %.

Abbildung 31: Vergleich gemessener Nitratkonzentrationen im Grundwasser: Mittelwerte 1998 bis 2006 mit den Mittelwerten 2007 in Niedersachsen



Vergleicht man die modellierten langjährigen mittleren Nitratkonzentrationen im Sickerwasser mit den gemessenen Nitratkonzentrationen im Grundwasser, so können sowohl größere Abweichungen wie auch gute Übereinstimmungen mit den Stichtagsmesswerten im Grundwasser auftreten. Dies grenzt eine exakte Validierung der modellierten Nitrat auswaschungen aus dem Boden anhand von gemessenen Nitratkonzentrationen im Grundwasser grundsätzlich ein. Es kann jedoch qualitativ überprüft werden, ob die räumliche Verteilung der berechneten Konzentrationen durch die räumliche Verteilung der im Grundwasser gemessenen Nitratkonzentrationen bestätigt wird. Vorab sind hierzu

jedoch eine Reihe von Präselektionsschritten durchzuführen, durch die sich die Anzahl der vorhandenen Messwerte reduziert.

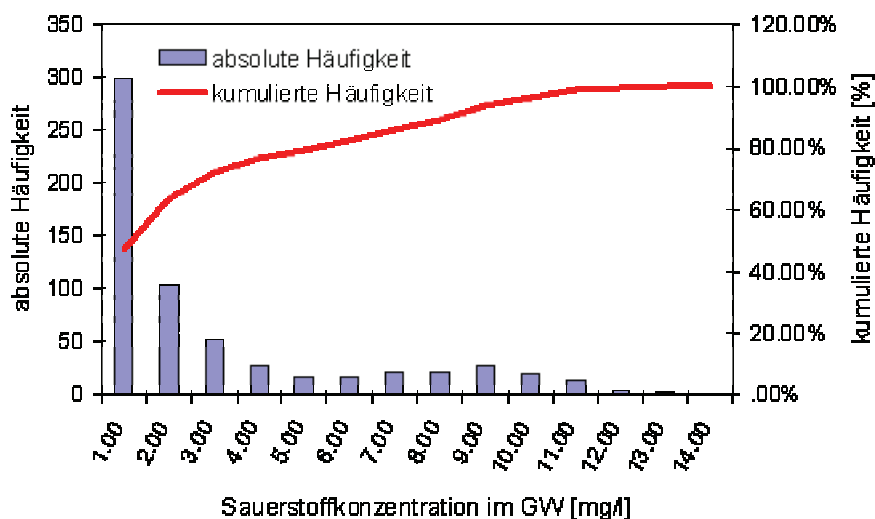
Aus dem Bundesland Niedersachsen standen für den Plausibilitätscheck Nitratkonzentrationen der Jahre 1998 bis 2006 für 1.002 Messstellen zur Verfügung. Dabei handelte es sich um vom NLWKN zusammengestellte Messstellen des Überblicksmessnetzes nach WRRL. Die Messstellen befinden sich überwiegend im niedersächsischen Tiefland, wo die flächenhaften und ergiebigen Grundwasserleiter auftreten. Zur Validierung wurden grundsätzlich nur die Proben, die im Einzugsgebiet der FGE Weser liegen, verwendet.

Für Hessen standen für den Plausibilitätscheck Nitratkonzentrationen der Jahre 1998 bis 2006 für 2.048 Messstellen zur Verfügung. Dabei handelte es sich jedoch um Analysen aus Quellen und Tiefbrunnen. Da Informationen zu den zugehörigen Einzugsgebieten der Messstellen nicht verfügbar waren, konnten diese Proben nicht zur Validierung der Nitratkonzentrationen im Sickerwasser verwendet werden. Die Validierung erfolgte daher ausschließlich basierend auf Daten aus den niedersächsischen Messnetzen.

Um den Bezug zu den modellierten Nitratkonzentrationen im Sickerwasser ansatzweise erhalten zu können, wurden lediglich Messstellen, deren Filterstrecken sich maximal 10 m unterhalb der mittleren Grundwasseroberfläche befinden berücksichtigt. Den Autoren ist dabei bewusst, dass Vermischungseffekte mit anderenorts gebildetem Grundwasser bzw. mit Grundwasser aus der gesamten Filterstrecke des Brunnens nicht in jedem Falle auszuschließen sind. Da durch die Modellkopplung RAUMIS-GROWA-DENUZ zudem vor allem die Nitratemissionen ins Grundwasser aus der Landwirtschaft modelliert werden, wurden Messwerte aus Waldstandorten nicht berücksichtigt.

Anschließend wurden die Grundwassermessstellen identifiziert und vom Datensatz abgetrennt, die Hinweise auf anoxische Verhältnisse (KOROM, 1992) und damit auf mögliche Nitratabbauvorgänge im Grundwasser geben. Eine Sauerstoffkonzentration <2 mg/l und eine Fe(II)-Konzentrationen $>0,2$ mg/l wurde in diesem Zusammenhang als Anzeiger für nitratabbauende Grundwasserverhältnisse angesehen (APPELO und POSTMA, 2005; KUNKEL et al., 1999,b). Bei geringeren Sauerstoff- und höheren Eisen (II)-Konzentrationen ist nicht auszuschließen, dass die mit dem Sickerwasser ins Grundwasser eingetragenen Nitratmengen durch denitrifikative Prozesse im Aquifer abgebaut werden. Abbildung 32 zeigt eine Häufigkeitsverteilung der gemessenen Sauerstoffkonzentrationen im Grundwasser der niedersächsischen Messstellen.

Abbildung 32: Häufigkeitsverteilung der gemessenen Sauerstoffkonzentrationen im Grundwasser der niedersächsischen Messstellen



Wie aus Abbildung 32 hervorgeht weisen fast 50 % der Messstellen Sauerstoffkonzentrationen von weniger als 2 mg/l auf, was auf ein nitratreduzierendes Milieu schließen lässt. Folglich wurden für den Validitätscheck nur oxidierte Grundwässer aus dem oberflächennahen Grundwasser (Sauerstoffkonzentration >2 mg/l, Fe(II)-Konzentrationen <0,2 mg/l) verwendet. Von den verfügbaren niedersächsischen Proben verblieben damit 171 für den Validitätscheck übrig.

Zusätzlich wurden Messwerte im Grundwasser aus Wasserschutzgebieten (Zone 1 = unmittelbare Nähe zum Brunnen; Zone 2 = 50 Tage Linie) ausselektiert. Dies erfolgte vor dem Hintergrund, dass viele der Grundwassermesswerte aus Wasserschutzgebieten stammen, obwohl diese z. B. nur 10 % der Landesfläche in Niedersachsen ausmachen. In Wasserschutzgebieten dürfen nur eingeschränkt Düngemittel verwendet werden, sodass zu erwarten ist, dass die unter Verwendung der durchschnittlichen Bilanzüberschüsse auf Gemeindeebene modellierten Nitratkonzentrationen im Sickerwasser in Wasserschutzgebieten zu hohe Werte liefern (siehe Abbildung 33).

Abbildung 33: Vergleich der modellierten Nitratkonzentrationen im Sickerwasser mit Messwerten im Grundwasser von Wasserschutzgebieten

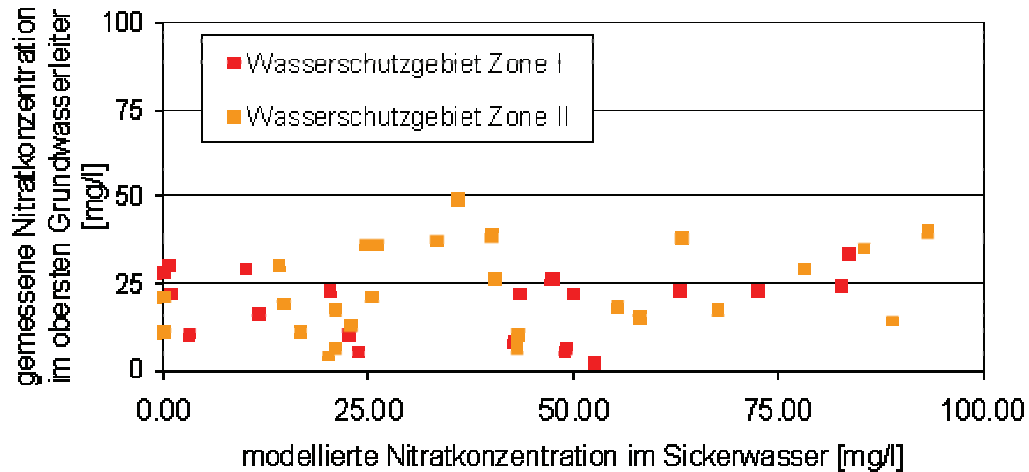
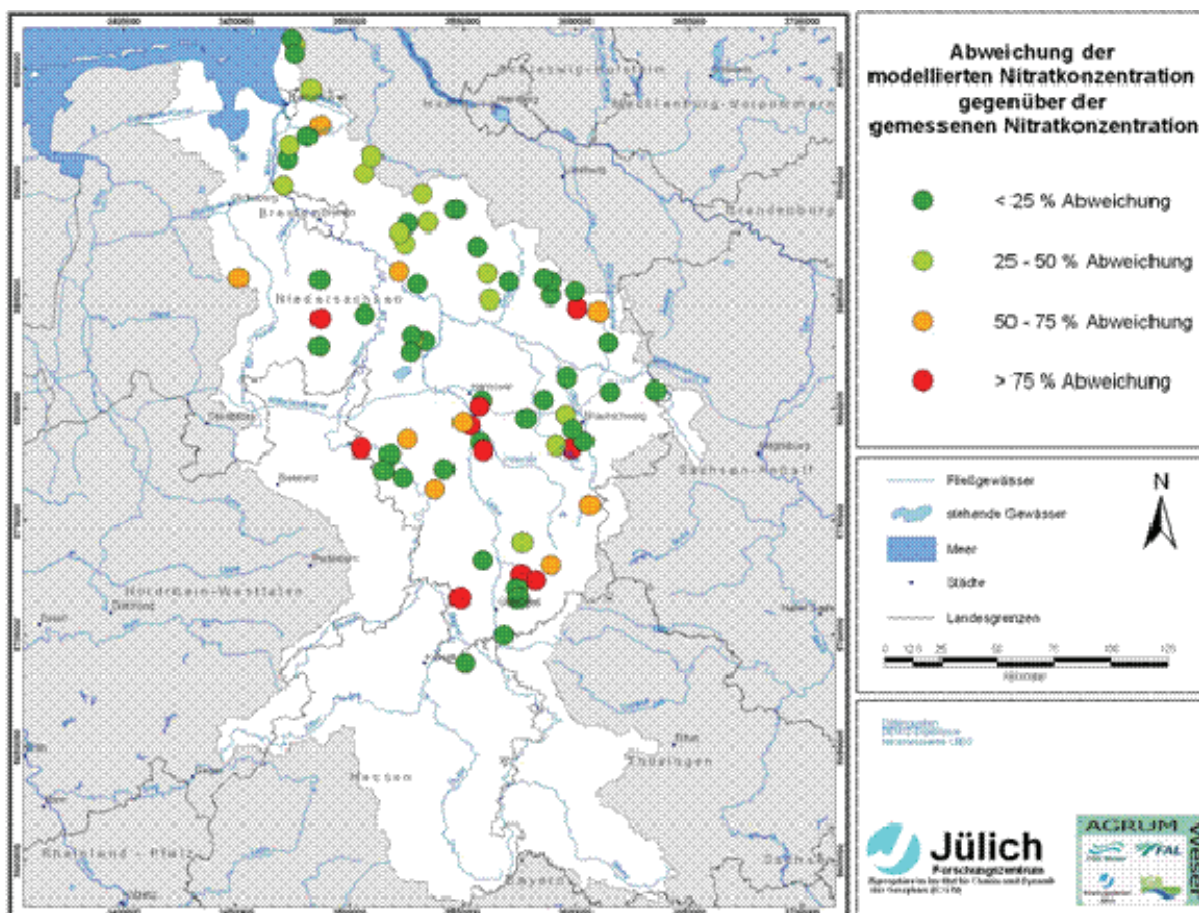


Abbildung 33 bestätigt diese Annahme. Es zeigt, dass die modellierten Nitratkonzentrationen im Sickerwasser zum Teil deutlich über den gemessenen Nitratkonzentrationen liegen können. Messstellen aus Zone 1 und Zone 2 von Wasserschutzgebieten wurden deshalb ebenfalls nicht einbezogen.

Nach Abtrennung der oben genannten Kriterien blieben 63 Messwerte übrig, die zum Plausibilitätscheck der Modellergebnisse von RAUMIS-GROWA-DENUZ herangezogen werden konnten. Um die räumliche Unschärfe der N-Bilanzüberschüsse und Sickerwasser-raten sowie mögliche Vermischungsprozesse im Grundwasser bei unbekanntem Anströmungsbereich der Brunnen Rechnung zu tragen, wurde um jede Entnahmestelle herum ein 1000 m-Radius gelegt. Für diesen Bereich um die Messstelle herum wurde aus der Sickerwasserhöhe und den N-Bilanzüberschüssen der einzelnen Rasterzellen eine mittlere Sickerwasserkonzentration ermittelt, die dann mit dem Messwert der Messstelle verglichen wurde. In Karte 65 sind die Abweichungen der modellierten Nitratkonzentrationen im Sickerwasser von den Messwerten im oberflächennahen Grundwasser in ihrem räumlichen Bezug dargestellt.

Die mittlere Abweichung der Messwerte im Grundwasser von den modellierten Nitratkonzentrationen im Sickerwasser liegt bei ca. 50 %. Aufgrund der vielfältigen Einflussgrößen (z. B. durch die mittlere Abweichung der Messwerte (Grundwasser) untereinander von ca. 25 % oder der mittleren Abweichung der GROWA-Modellergebnisse von ca. 16 % im Gesamtabfluss) entspricht dies durchaus den Erwartungen.

Karte 65: Abweichung der modellierten Nitratkonzentrationen im Sickerwasser von den Messwerten im oberflächennahen Grundwasser



6.4 Nährstoffeinträge in die Oberflächengewässer über die vom FZJ unterschiedenen Eintragspfade

Die Einträge von Pflanzennährstoffen in das Grundwasser bzw. die Oberflächengewässer ist immer an die aus einer Region abfließende Wassermenge gebunden. Für die diffusen Nitrateinträge ist insbesondere der unterirdische Abfluss von Bedeutung. In Abbildung 4 sind schematisch die wichtigsten Abflusskomponenten und hiermit die relevantesten Transportpfade von Nährstoffen in die Oberflächengewässer dargestellt. Gekoppelt an die Abflusskomponenten gelangt das Nitrat mit unterschiedlicher Zeitverzögerung nach seinem Eintrag bzw. seiner Freisetzung in die Oberflächengewässer. Auf seinem Transport in der ungesättigten Zone und im Grundwasserraum unterliegt das Nitrat dabei Dispersions-, Rückhalte-, Umwandlungs- und Abbauprozessen.

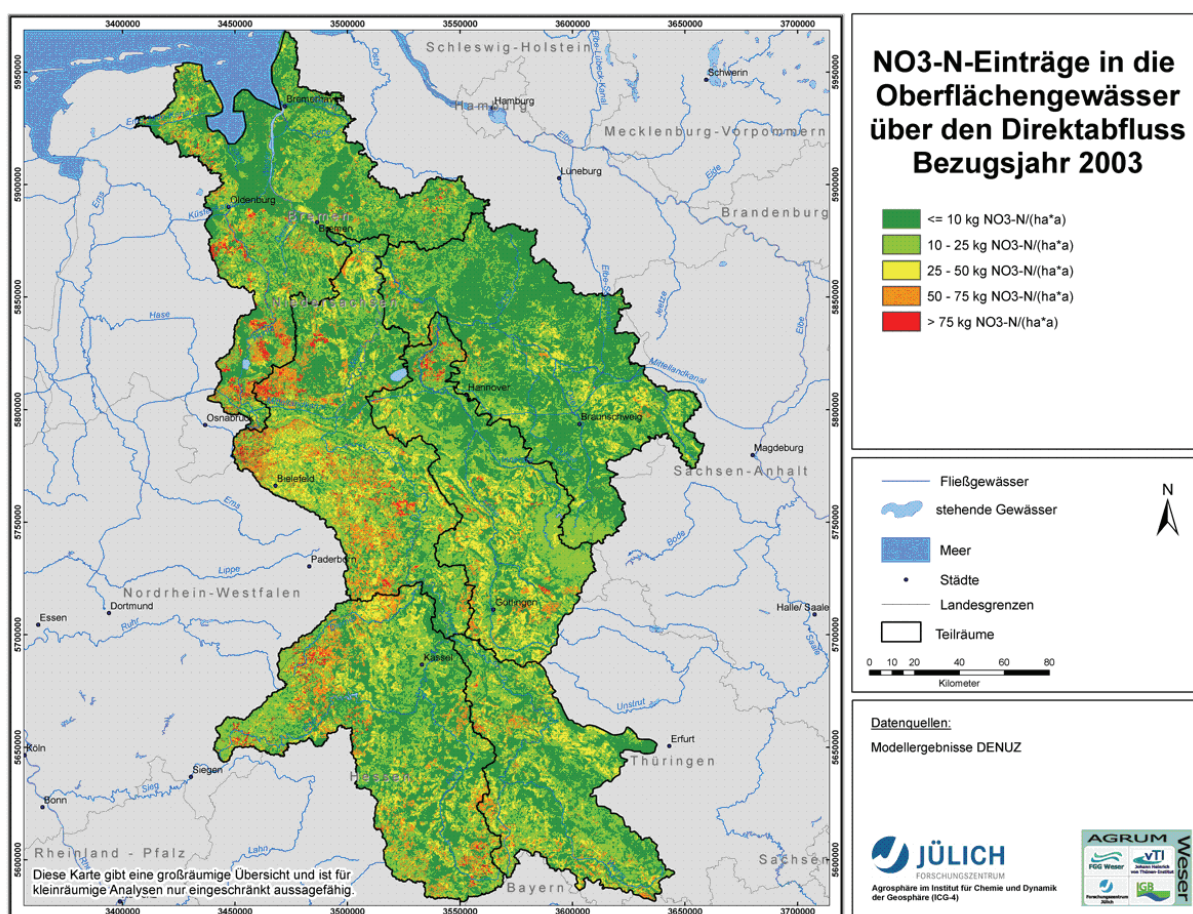
In Kapitel 3.2 wurde die Modellierung des reaktiven Nitrattransports im Boden und Grundwasser beschrieben. Die hierbei zentralen Wasserhaushaltskomponenten sind zum einen der Direktabfluss (vor allem natürlicher Interflow und Drainageabfluss) und zum anderen der Grundwasserabfluss. Nachdem diese Größen modellhaft beschrieben wurden, werden im Folgenden die Ergebnisse der Modellierung der N-Einträge in die Oberflächengewässer über Direktabfluss und Grundwasserabfluss zusammenfassend dargestellt und diskutiert.

Grundlage hierfür sind die N-Überschüsse im Boden nach Berücksichtigung der Denitrifikation in der durchwurzelten Bodenzone, d. h. die N-Überschüsse, die auch zur Berechnung der Nitratkonzentration im Sickerwasser verwendet worden sind. Geht man davon aus, dass die Nitratkonzentration im Sickerwasser nach der Passage der Wurzelzone festgelegt ist, d. h. dass die Denitrifikation in tieferen Schichten der ungesättigten Zone vernachlässigt werden kann, teilen sich die N-Frachten nach dem Verhältnis Direktabfluss/Grundwasserneubildung auf (siehe Karte 40). Ein Teil gelangt über den Direktabfluss ohne weitere Denitrifikation in die Oberflächengewässer, der andere Teil gelangt über die Grundwasserneubildung in den Aquifer.

6.4.1 Nährstoffeinträge in die Oberflächengewässer über den Direktabfluss

Beim Direktabfluss handelt es sich um die Abflusskomponente, die sich aus der Differenz von Gesamtabflusshöhe und Grundwasserneubildungshöhe ergibt (siehe Kapitel 2.2). Zum Direktabfluss zählen alle schnell abfließenden Wasserhaushaltskomponenten, d. h. Oberflächenabfluss, natürlicher Zwischenabfluss und Drainabfluss). In Karte 66 sind als Ergebnis die N-Austräge in die Oberflächengewässer aus dem Direktabfluss dargestellt.

Dies sind insbesondere die Mittelgebirgsregionen des Einzugsgebiets der FGE Weser in den Grundwasserneubildungsgebieten, zu denen z. B. die intensiv landwirtschaftlich genutzten Becken- und Bördelandschaften zählen; dort ergeben sich aufgrund der meist guten Denitrifikationsbedingungen, der hohen Verweilzeiten des Wassers im Boden und des geringen Anteils an Direktabfluss im Allgemeinen relativ geringe N-Einträge in die Oberflächengewässer mit dem Direktabfluss (zumeist weniger als 25 kg N/ha·a).

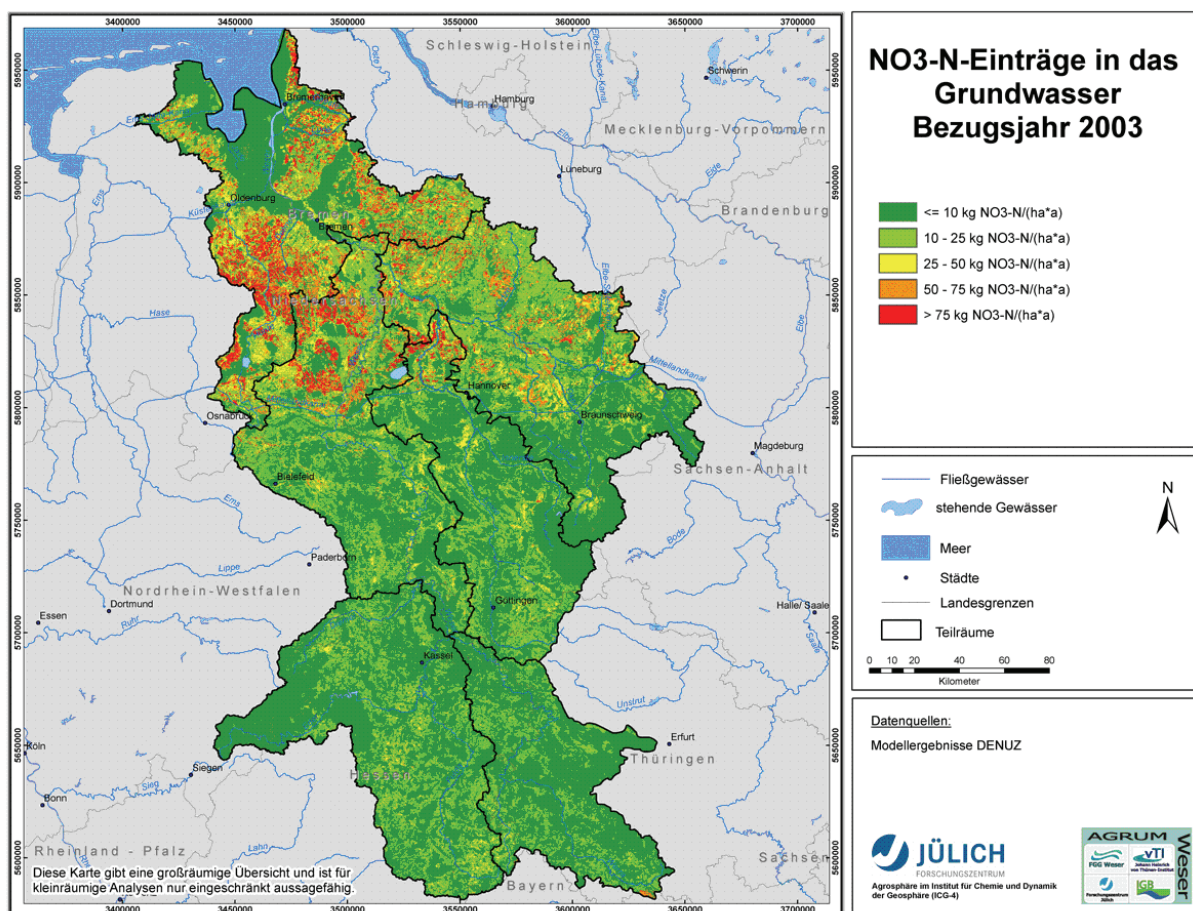
Karte 66: N-Einträge in die Oberflächengewässer aus dem Direktabfluss

6.4.2 Nährstoffeinträge ins Grundwasser

Die aus dem Boden ausgetragenen Stickstoffmengen, die nicht über den Direktabfluss in die Oberflächengewässer gelangen, werden in das Grundwasser eingetragen. Auf dem Weg zum Vorfluter kann es in Abhängigkeit von den Denitrifikationsbedingungen und den Grundwasserverweilzeiten 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 67 sind zunächst die sich nach der Denitrifikation im Boden und der Abtrennung der Direktabflussanteile ergebenden N-Einträge in das Grundwasser dargestellt.

Karte 67 zeigt für die N-Einträge in das Grundwasser ein komplementäres Bild zu den N-Einträgen über die Direktabflussanteile (Karte 66). Insbesondere die Grundwasserneubildungsgebiete zeichnen sich durch hohe N-Einträge ins Grundwasser aus. Besonders geringe Werte ergeben sich in Regionen, wo der Haupteintrag über den Direktabfluss erfolgt.

Karte 67: N-Einträge ins Grundwasser mit der Grundwasserneubildung



Für große Teile der Lockergesteinsregion im Norden des Einzugsgebiets der FGE Weser ergeben sich dementsprechend vielfach N-Einträge 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 N-Einträge in das Grundwasser.

6.4.3 Nährstoffeinträge in die Oberflächengewässer über den Grundwasserabfluss

Um den Nitrateintrag 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

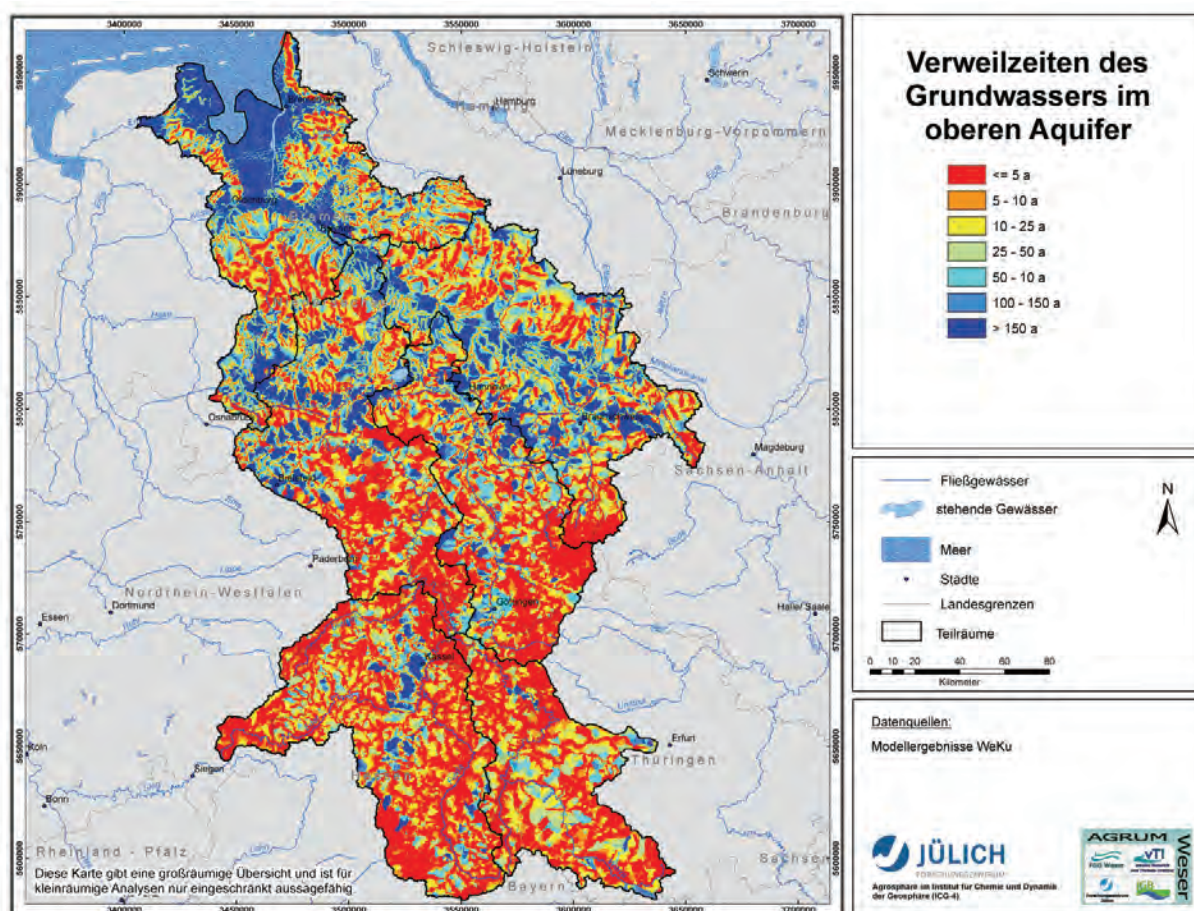
Die Verweilzeiten des Grundwassers bezeichnen die Zeiträume, innerhalb deren das Grundwasser vom Ort der Einsickerung in den Aquifer zum grundwasserwirksamen Vorfluter gelangt. Die Verweilzeit hängt dabei maßgeblich von der Abstandsgeschwindigkeit des Grundwassers ab, deren Höhe durch hydrogeologische Größen, wie dem Durchlässigkeitsbeiwert und dem nutzbaren Hohlraumanteil, aber auch durch den aus der Morphologie der Grundwasseroberfläche abzuleitenden hydraulischen Gradienten, beeinflusst wird. Eine ausführliche Darstellung zur Ableitung der benötigten Eingangsgrößen und zu den im Modell WEKU verwendeten Ansätzen ist bereits in Kapitel 3.2 erfolgt, sodass in diesem Kapitel ausschließlich eine Darstellung der Ergebnisse der Verweilzeitenmodellierung erfolgt (siehe Karte 68).

Die in Karte 68 dargestellten Verweilzeiten des Grundwassers weisen eine große Spannbreite der modellierten Grundwasserverweilzeiten zwischen weniger als 1 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 im Weser-Einzugsgebiet, insbesondere in den Mittelgebirgsregionen, abgebildet.

Großflächig geringe Verweilzeiten von weniger als fünf Jahren sind auf den Südteil des Einzugsgebietes beschränkt. In diesem Zusammenhang sei darauf hingewiesen, dass in der Karte 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 HÜK 200 angegebenen Durchlässigkeitsbeiwerte (siehe Karte 25) pauschal um eine Größenordnung (einer 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.

Karte 68: Verweilzeit des Grundwassers im oberen Aquifer



Nach der Berechnung der Grundwasserverweilzeiten wird eine Modellierung des reaktiven Stickstofftransports im oberen Aquifer von nitratabbauenden Aquiferen vorgenommen. Dies machte eine Einschätzung der im Einzugsgebiet der FGE 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 24 beschriebenen Gesteinseinheiten ausdifferenziert. Hierzu standen Grundwasserbeschaffenhheitsdaten 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 17 die Ergebnisse der primärstatistischen Auswertung für wichtige im Einzugsgebiet der FGE 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 17: Ergebnisse der primärstatistischen Auswertung für Nitrat, Sauerstoff, Eisen(II) und Mangan(II) in wichtigen im Einzugsgebiet 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
Sandsteinfohlen des Buntsandsteins	N	1552	1620	1644	1599
	10 P.	0,003	0,001	1,9	4,2
	50 P.	0,01	0,004	8,43	8,0
	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 Sedimentgesteine	N	833	979	1181	1060
	10 P.	0,007	0,001	0,48	1,3
	50 P.	0,04	0,012	6,0	7,4
	90 P.	0,79	0,58	30,8	11,0
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 des Einzugsgebiets der FGE 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 m Fe(II)/l bzw. 0.05 m Mn(II)/l liegen.

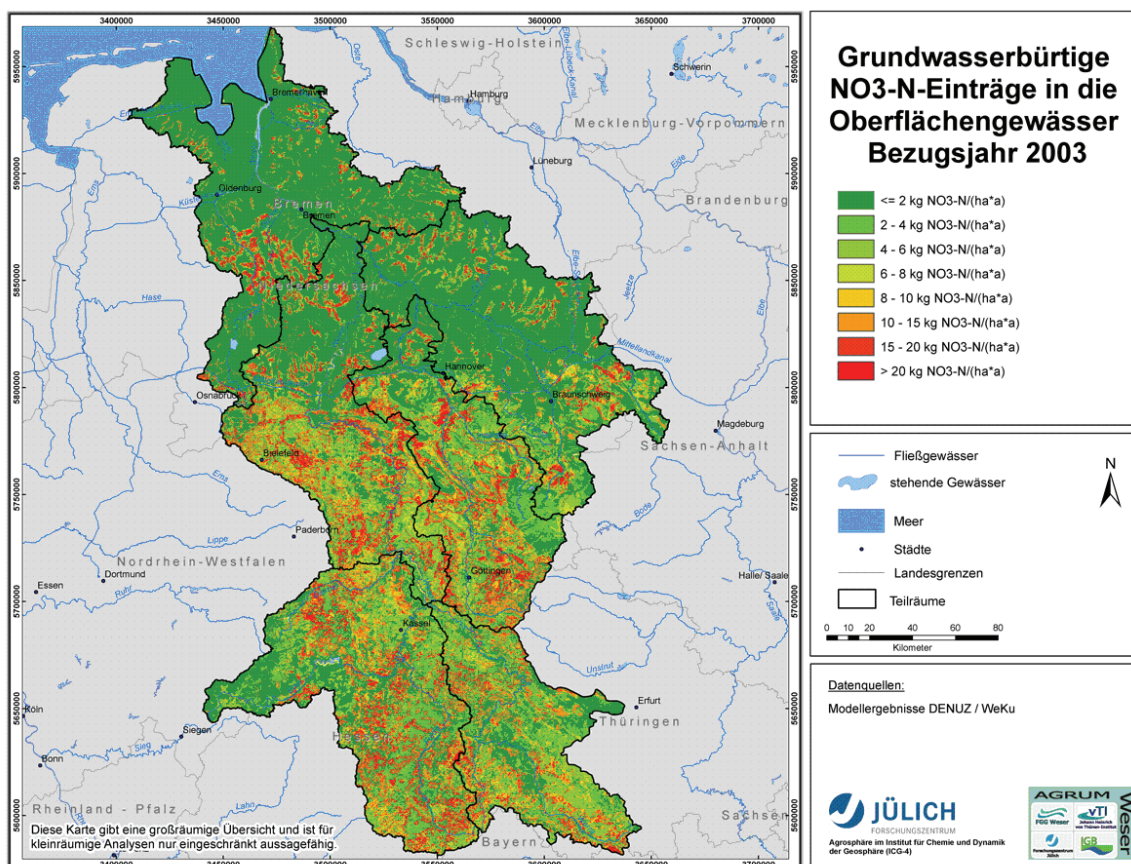
Bei den als reduziert eingestuften Lockergesteinsaquiferen ist davon auszugehen, dass die Aquifere dieser Einheiten nitratabbauend sind. Das bedeutet jedoch nicht notwendigerweise, dass es in diesen Regionen zu keinen nennenswerten Nitratreinträgen in die Vorfluter kommt. In Bereichen, in denen hohe Direktabflussanteile auftreten (beispielsweise durch eine Drainageentwässerung), kann aufgrund der nur kurzen Untergundpassage 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 *Sandsteinfolgen des Buntsandsteins* Nitrat- und Sauerstoffkonzentrationen, die schon beim 10 %-Perzentil bei bzw. oberhalb von 2 mg/l liegen; die Eisen(II)- und Mangan(II)-Konzentrationen sind dagegen selbst beim 90 %-Perzentil mit weniger als 0.09 m Fe(II)/l bzw. mit weniger als 0.05 m Mn(II)/l sehr klein.

Nährstoffeinträge in die Oberflächengewässer über den Grundwasserabfluss

In Karte 69 sind die mit dem WEKU-Modell berechneten, nach der Denitrifikation im Grundwasser verbleibenden, grundwasserbürtigen N-Einträge in die Oberflächengewässer jeweils für die Ausgangszelle dargestellt, in die der Eintrag in den Boden erfolgte. Für die südlichen Teilgebiete des Einzugsgebiets der FGE Weser ist deutlich erkennbar, dass die grundwasserbürtigen N-Austräge in die Oberflächengewässer (ca. 7 kg N/ha·a) im Wesentlichen den N-Einträgen in das Grundwasser entsprechen. Grund hierfür sind die dort vorherrschenden ungünstigen Denitrifikationsbedingungen, die einen nennenswerten Nitratabbau im Aquifer weitgehend verhindern. Im Gebietsmittel der FGE Weser werden etwa 5 kg N/ha·a über das Grundwasser in die Oberflächengewässer eingetragen, was einer Gesamtfracht von ca. 22.000 t/a entspricht.

Karte 69: Nährstoffeinträge in die Oberflächengewässer über den Grundwasserabfluss



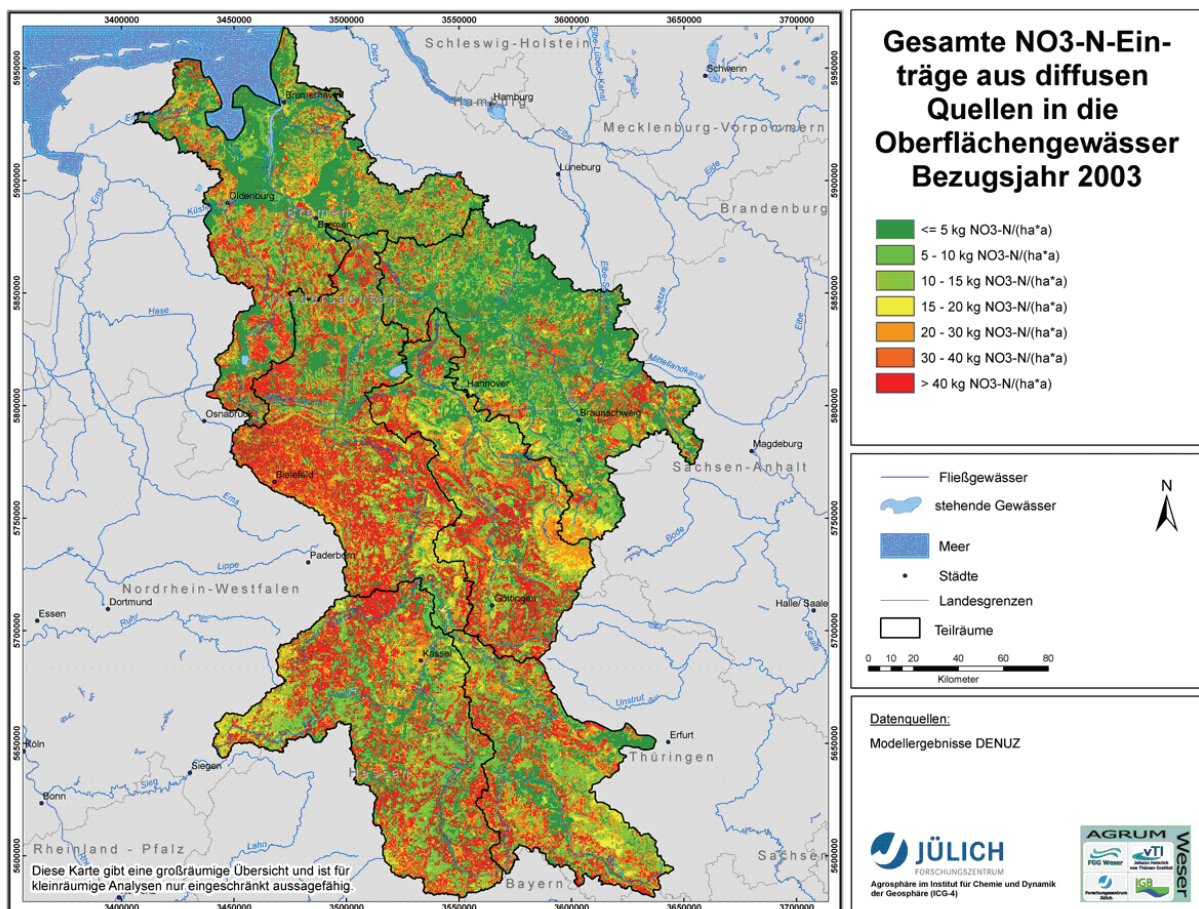
Für den Nordteil des Einzugsgebiets der FGE Weser stellt man ein anderes Verhalten fest. Aufgrund der im allgemeinen gut nitratabbauenden Lockergesteinsaquifere und der meist langen Grundwasserverweilzeiten wird der größte Teil des in den Aquifer eingetragenen Nitrats abgebaut, sodass hier - trotz der Dominanz des Grundwasserabflusses gegenüber dem Direktabfluss - im Gebietsmittel lediglich 3,5 kg N/ha-a aus dem Grundwasser in die Vorfluter eingetragen wird. Höhere grundwasserbürtige N-Einträge treten nur in Vorfluternähe sowie großflächig in den durch besonders hohe N-Überschüsse gekennzeichneten Gebieten im Nordwestteil des Einzugsgebiets der FGE Weser auf. Selbst bei guten Denitrifikationsbedingungen reicht dort die Grundwasserverweilzeit meist nicht aus, um die Nitratreinträge in das Grundwasser vollständig abzubauen.

6.4.4 Gesamte diffuse Nährstoffeinträge in die Oberflächengewässer über den Direktabfluss und den Grundwasserabfluss

In Karte 70 sind schließlich als Endergebnis die sich aus der Summe von Direkt- und Grundwasserabfluss ergebenden N-Austräge in die Oberflächengewässer dargestellt. Diese

liegen bei ca. 94.000 t/a. Im Gebietsmittel errechnen sich für das Einzugsgebiet der FGE Weser N-Einträge in Höhe von ca. 20 kg N/ha·a. Dabei tragen die Einträge aus dem Direktabfluss mit im Mittel 15 kg, d. h. zu etwa 75 %, zum Gesamtaustrag bei. Räumlich gesehen kommt es im Wesergebiet in fast allen intensiv landwirtschaftlich genutzten Regionen zu erhöhten N- Einträge in die Gewässer, die in einigen Regionen 40 kg N/ha·a übersteigen können.

Karte 70: Nährstoffeinträge in die Oberflächengewässer als Summe der Beiträge aus dem Direkt- und Grundwasserabfluss



6.4.5 Validierung der vom FZ-Jülich modellierten diffusen Nitratreinträge in die Oberflächengewässer

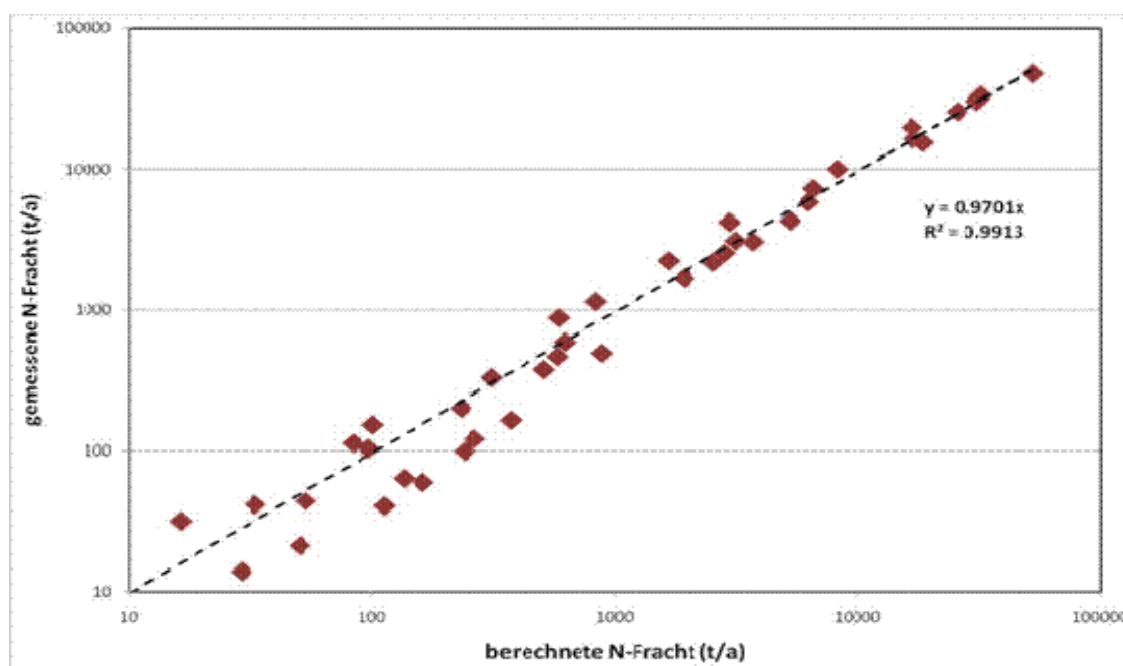
Für die Validierung der vom FZ Jülich modellierten mittleren langjährigen diffusen Nitratreinträge in die Oberflächengewässer standen für das Einzugsgebiet der Weser langjährige pegelbezogene Messwerte (Abflussmenge und Nitratkonzentration) von 41 Teileinzugsgebieten zur Verfügung.

Eine direkte Validitätsüberprüfung der modellierten Werte anhand der im Oberflächengewässer gemessenen Frachten oder Konzentrationen ist jedoch unmöglich, da hierzu die N-Einträge aus Punktquellen sowie die Retention im jeweiligen Oberflächengewässer berücksichtigt werden müsste. Die vom FZ Jülich modellierten Nitrateinträge in die Oberflächengewässer beziehen sich jedoch lediglich auf die Einträge über den Direktabfluss und den Grundwasserabfluss.

Die Nitrateinträge über Punktquellen sowie die gewässerinterne Retention wurden vom IGB auf Ebene der Oberflächenwasserkörper der FGE Weser abgebildet. Diese Werte wurden dem FZ Jülich zur Verfügung gestellt, im FZJ mit den dort berechneten diffusen Einträgen verrechnet und mit den beobachteten Werten im Gewässer verglichen

Hierzu wurde eine Integration sowohl der vom FZ Jülich auf Rasterbasis berechneten diffusen N-Einträge als auch der vom IGB für Oberflächengewässerkörper ermittelten Retentionsraten und Punkteinträge für die pegelbezogenen Einzugsgebiete vorgenommen. Die Punkteinträge wurden für jedes Pegelgebiet zu den hier berechneten diffusen Frachten addiert und die Retention im Gewässer subtrahiert. Die auf diese Weise für die Teileinzugsgebiete berechneten Werte wurden dann den gemessenen N-Frachten im Gewässer gegenübergestellt. Das Ergebnis ist in Abbildung 34 dargestellt.

Abbildung 34: Vergleich im FZ Jülich modellierten N-Frachten aus dem Direkt- und Basisabfluss - unter Berücksichtigung der Punkteinträge und der gewässerinternen Retention - mit den gemessenen N-Frachten in Oberflächengewässern

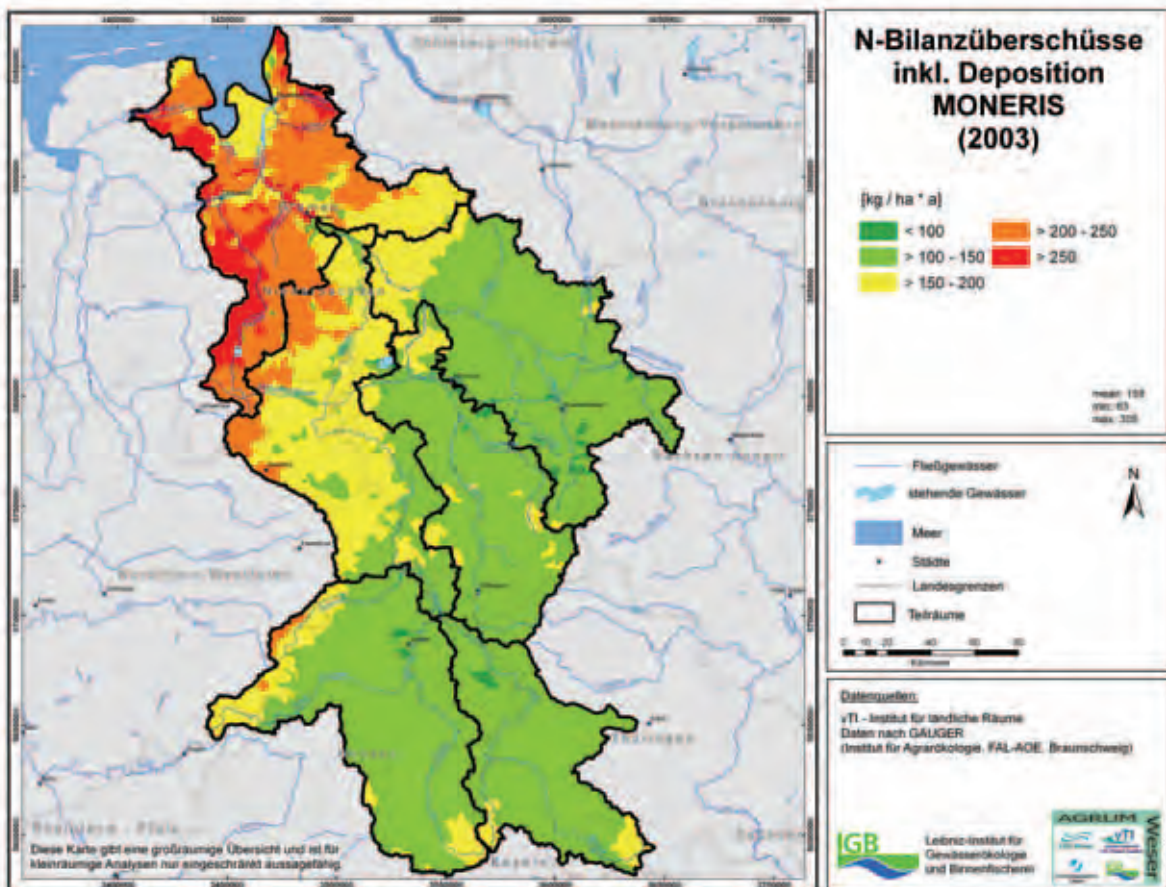


Wie man sieht, ist die Übereinstimmung der gemessenen und berechneten N-Frachten sehr zufriedenstellend, was auch das Bestimmtheitsmaß von $r^2 = 0,99$ widerspiegelt.

6.5 Nährstoffeinträge in die Oberflächengewässer über die vom IGB unterschiedenen Eintragspfade

Mit dem Modell MONERIS wurden Nährstoffeinträge in die Gewässer der FGE Weser berechnet auf Grundlage der von der vTI Braunschweig ermittelten N-Bilanzüberschüssen für das Jahr 2003 bei mittleren hydrologischen Bedingungen (20-jähriges Mittel: 1983 bis 2002). Die N-Bilanzüberschüsse 2003 inklusive Deposition sind in Karte 71 auf Teileinzugsgebietsebene dargestellt. Da die Depositionswerte (GAUGER et al., 2008) für das Jahr 2003 aufgrund der Trockenheit als nicht geeignet angesehen werden (GAUGER, mündliche Mitteilung), wurde ein Mittelwert der Depositionswerte von 2002 und 2004 verwendet. Andere Landnutzungen gingen mit den jeweils relevanten N-Depositionen nach GAUGER in MONERIS ein.

Karte 71: N-Bilanzüberschüsse inklusive Deposition (2003)

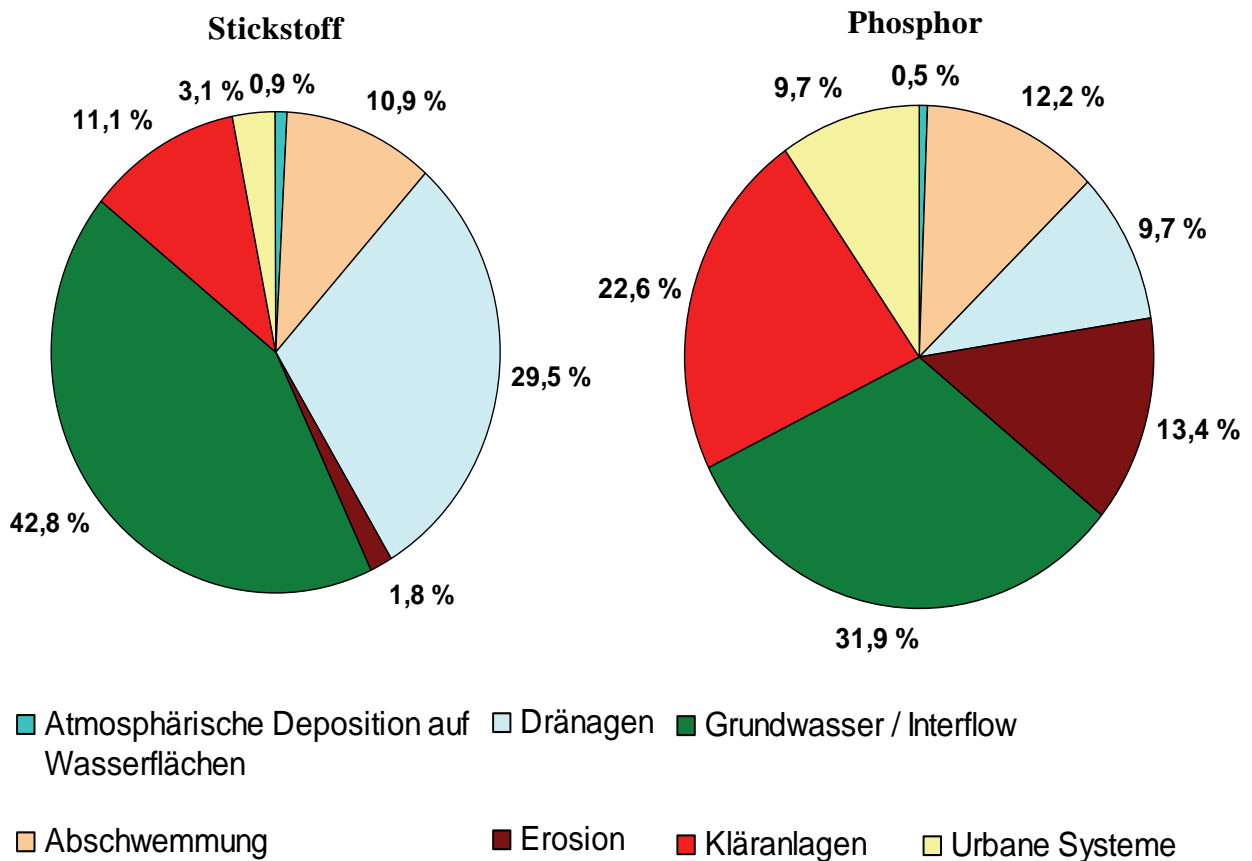


6.5.1 Pfade des N- und P-Eintrages gesamt und für die Teilräume

Als Resultat betragen die Stickstoffeinträge in die Oberflächengewässer der FGE Weser für das Jahr 2003 insgesamt rund 90.800 t/a und die Phosphoreinträge rund 3.700 t/a.

Bei Stickstoff werden die Einträge hauptsächlich über folgende Pfade realisiert: Grundwasser/Interflowpfad (42 %), Dränagen (30 %), und Punktquellen (11 %). Phosphoreinträge gelangen im Wesentlichen über Grundwasser/Interflow (32 %), Punktquellen (23 %), Erosion (13 %) und Abschwemmung (12 %) ins Gewässer (Abbildung 35).

Abbildung 35: Pfade des Nährstoffeintrags in die Gewässer der FGE Weser (2003)



Die Einträge über diese Pfade variieren innerhalb der fünf Teilräume der FGE Weser (Tabelle 18 und Tabelle 19). Der Teilraum Fulda-Diemel zeigt einen höheren Anteil an Einträgen über Punktquellen (N:22 %, P:48 %) im Vergleich zum Gesamtgebiet (11 %, 23 %). Diese können aber nur zum Teil durch den hohen Urbanisierungsgrad des Teilraums erklärt werden. Während die N-Einträge über Grundwasser/Interflow im Teilraum Fulda-Diemel mit 54 % relativ hoch liegen, zeigt der Teilraum Aller nur 40 % der N-Einträge über diesen Pfad. Dies liegt an dem hohen Anteil der N-Einträge über Dränagen,

die mit 36 % eine ähnliche Größenordnung wie über den Pfad Grundwasser/Interflow erreichen. Im Teilraum Werra sind hohe Einträge über urbane Systeme erkennbar (N:9 %, P:35 %), während Punktquellen eine untergeordnete Rolle spielen (6 %, 26 %). Dies liegt an dem hohen Anteil an Einwohnern, die an die Kanalisation, aber nicht an eine Kläranlage angeschlossen sind (Karte 28 und Karte 29). Der Anteil nimmt zwar seit der Wiedervereinigung stetig zu, doch in dem vorwiegend ländlich strukturiertem Raum ist ein Anschluss an Kläranlagen aufgrund einer sinnvollen Kosten-Nutzen-Effizienz nicht überall durchzuführen.

Tabelle 18: Pfadbezogener Stickstoffeintrag für die Teilräume 2003

Teilräume	atm. Dep. auf Wasserfl. [t N/a]	Abschwemmung [t N/a]	Dränagen [t N/a]	Erosion [t N/a]	Grundwasser/ Interflow [t N/a]	Punktquellen [t N/a]	urbane Systeme [t N/a]	Gesamt [t N/a]
Aller	104	1.566	4.524	140	5.042	987	339	12.701
Fulda / Diemel	75	1.738	1.238	411	8.299	3.390	228	15.380
Leine	87	1.597	1.958	398	6.028	1.436	388	11.891
Ober- und Mittelweser	238	1.687	4.801	300	7.561	1.882	488	16.957
Tideweser	255	2.392	12.500	63	7.595	1.772	507	25.084
Werra	40	913	1.781	294	4.373	571	828	8.800
FGE Weser	799	9.892	26.802	1.606	38.897	10.039	2.778	90.813

Tabelle 19: Pfadbezogener Phosphoreintrag für die Teilräume 2003

Teilräume	atm. Dep. auf Wasserfl. [t P/a]	Abschwemmung [t P/a]	Dränagen [t P/a]	Erosion [t P/a]	Grundwasser / Interflow [t P/a]	Punktquellen [t P/a]	urbane Systeme [t P/a]	Gesamt [t P/a]
Aller	3	65	77	46	140	92	44	467
Fulda / Diemel	2	51	8	117	66	262	40	545
Leine	2	84	19	125	74	114	47	466
Ober- und Mittelweser	5	137	77	130	128	215	59	750
Tideweser	5	100	165	14	728	64	52	1.127
Werra	1	12	11	60	40	85	116	326
FGE Weser	18	449	357	492	1.176	831	358	3.682

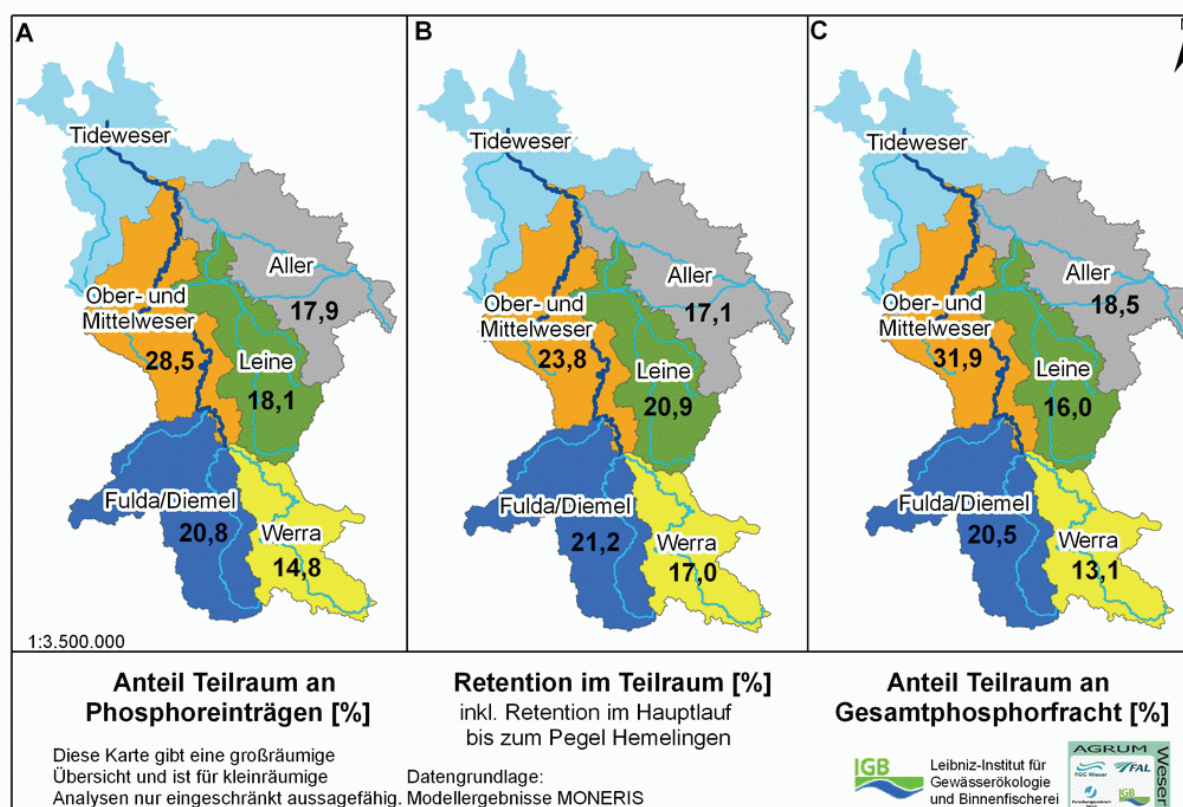
Die Phosphoreinträge in die FGE Weser über Grundwasser/Interflow (32 %) sind relativ hoch durch die P-Einträge über Hochmoorflächen. Diese liegen im Wesentlichen im nördlichen Teil des Einzugsgebietes. So ist der Anteil z. B. für den Teilraum Werra (12 %)

und Fulda-Diemel (12 %) ohne einen nennenswerten Anteil an Hochmoorflächen deutlich geringer.

6.5.2 N- und P-Einträge und Frachten der Teilräume der FGE Weser

Bezogen auf die Situation am Auslasspegel Hemelingen (hier ist das nicht tidebeeinflusste Gebiet der FGE Weser erfasst) wird der Anteil der Einträge der Teilräume in die Oberflächengewässer in Karte 72 und Karte 73 dargestellt. Die Retention in den Oberflächengewässern (B) und die Frachten im Gewässer (C) (inklusive der Retention in den Teilräumen) wurden für die Teilräume quantifiziert.

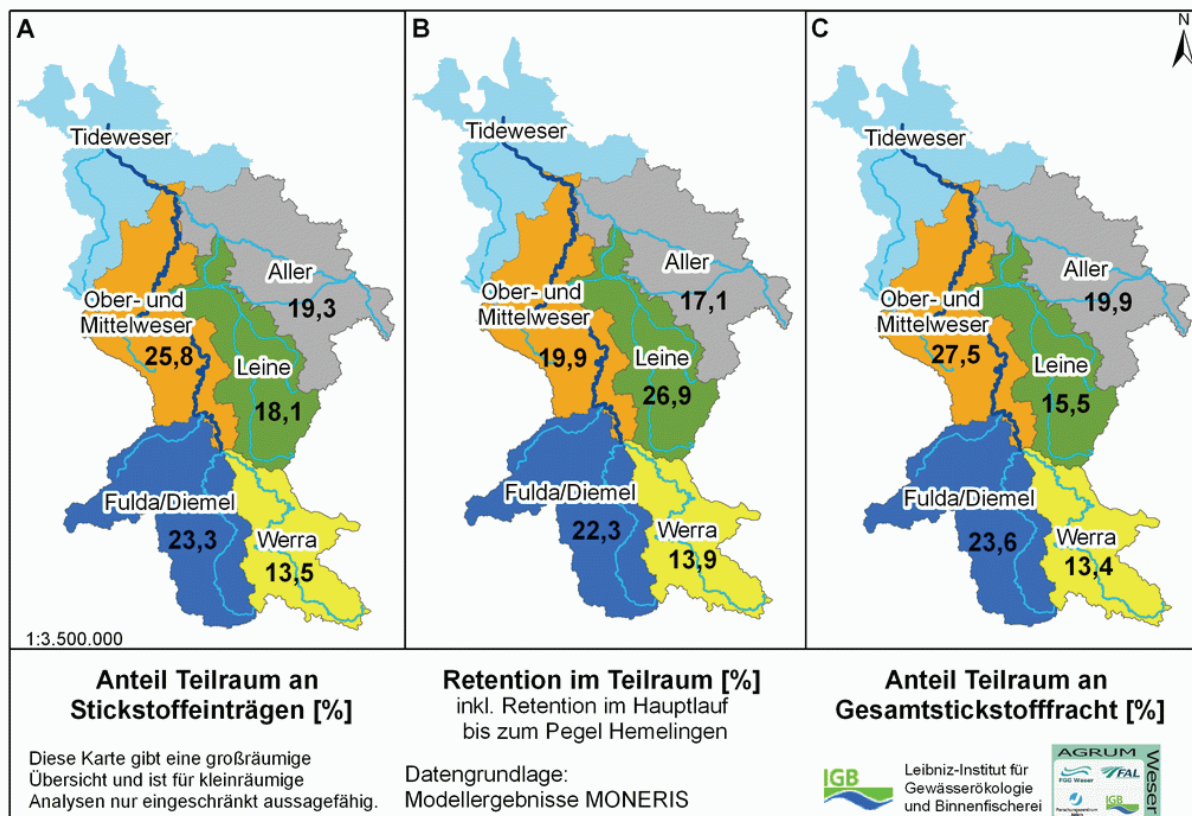
Karte 72: Anteil der Teilräume an Phosphoreinträgen, Phosphorretention und Phosphorfracht



Der Anteil der Frachten (Phosphoreinträge in die Oberflächengewässer unter Berücksichtigung der Phosphorretention im Gewässersystem) im Teilraum Fulda/Diemel und Werra ist geringer (13,1 % und 20,5 %) als ihre Einträge in die Oberflächengewässer (14,8 % und 20,8 %). Dies liegt an der Retention im Gewässersystem, besonders an der relativ langen Strecke von den südlichen Teilräumen bis zum Pegel Hemelingen. Im Gegensatz dazu verursacht der Teilraum Aller einen höheren Anteil an Frachten (18,5 % der Gesamtfracht am Pegel Hemelingen) im Vergleich zu seinem Anteil an Einträgen (17,9 % des

Gesamteintrags). Hier ist die kurze Distanz zum Pegel Hemelingen entscheidend, die nur eine geringere Retention im Weserhauptlauf ermöglicht. Der Teilraum Leine mit dem höchsten Anteil an Seeflächen zeigt eine relativ hohe Retentionskapazität. Trotz des geringen Abstands zum Pegel Hemelingen ist die Fracht deutlich geringer (16 %) im Vergleich zu den Einträgen (18,1 %).

Karte 73: Anteil der Teilräume an Stickstoffeinträgen, Stickstoffretention und Stickstofffracht



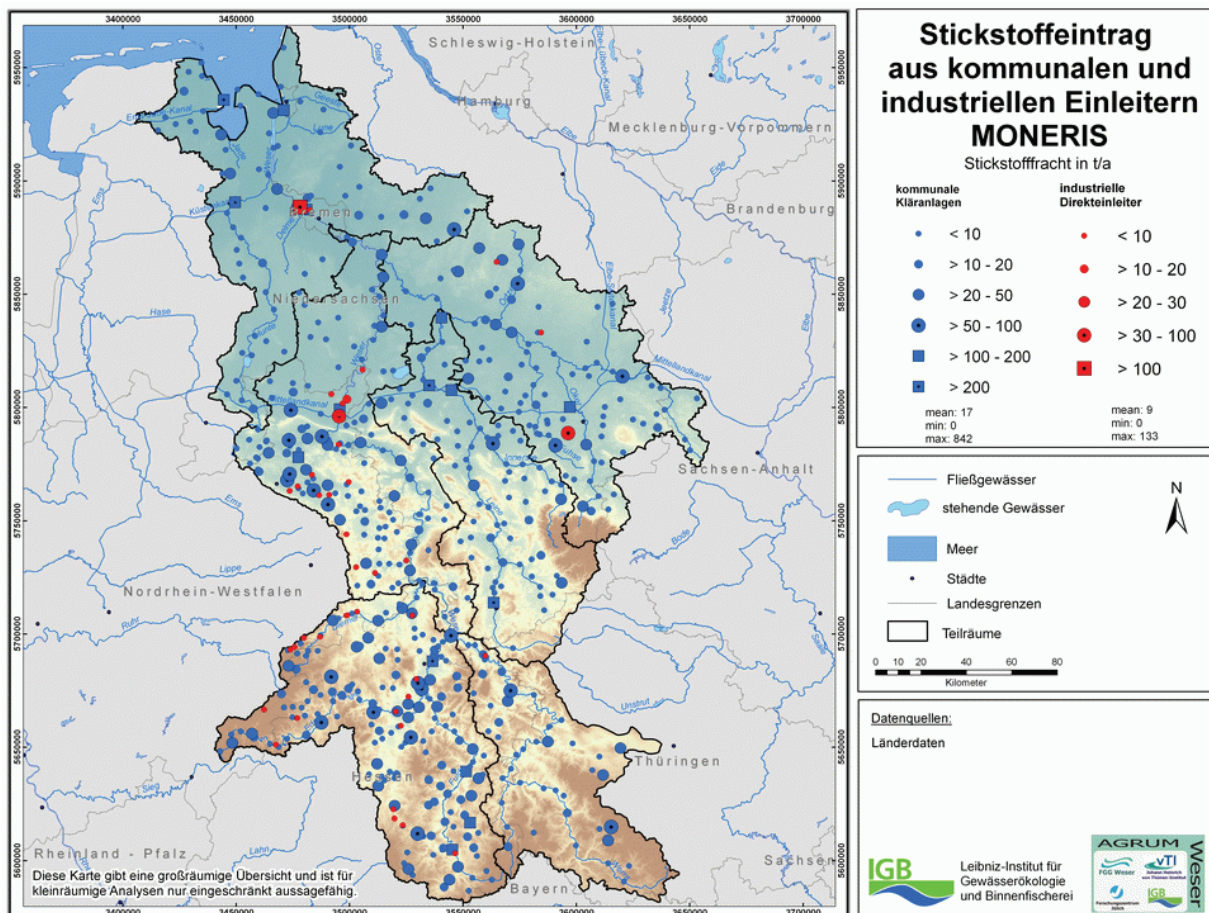
Bei einer weiteren Berechnung wurde nicht wie bisher die gesamte Retention der Oberflächengewässer berücksichtigt, sondern nur der Anteil der Retention im Hauptlauf der Weser (vom jeweiligen Auslass des Teilraums bis zum Pegel Hemelingen, nicht dargestellt). Diese Berechnungen zeigen für den Teilraum Werra und Fulda-Diemel eine P-Reduktion der Frachten von 15 % und 16 %, während für die Teilräume Leine und Aller eine Reduktion von 3 % und 1,6 % bis zum Pegel Hemelingen berechnet werden. Betrachtet man die Stickstofffrachten vom Auslass des Teilraums bis zum Pegel Hemelingen, zeigen die Teilräume Werra und Fulda-Diemel eine 8 %ige Reduktion ihrer Frachten aufgrund der großen Distanz zwischen dem Auslass des Teilraums und dem Pegel Hemelingen, während die Teilräume Leine und Aller eine Retention von 1,5 % bzw. 0,9 % aufweisen.

6.5.3 Pfadbezogene Auswertung der räumlichen Verteilung der N- und P-Nährstoffeinträge

6.5.3.1 Nährstoffeinträge über Punktquellen

Die Stickstoffeinträge aus kommunalen und industriellen Einleitern sind in Karte 74 dargestellt. Die höchsten Einträge aus kommunalen Kläranlagen (<200 t/a) werden über die großen Städte (Bremen, Oldenburg, Wilhelmshaven, Hannover, Kassel und Göttingen) realisiert in Abhängigkeit der jeweiligen Reinigungsleistungen. Die industriellen Einleiter (in rot dargestellt) liefern nur einen geringen Anteil der Einträge über Punktquellen. So sind jährliche N-Einträge von über 30 t/a nur an drei Standorten vorhanden, in Bremen liegt ein Einleiter mit mehr als 100 t/a.

Karte 74: Stickstoffeintrag in die Oberflächengewässer aus kommunalen und industriellen Einleitern (2003)

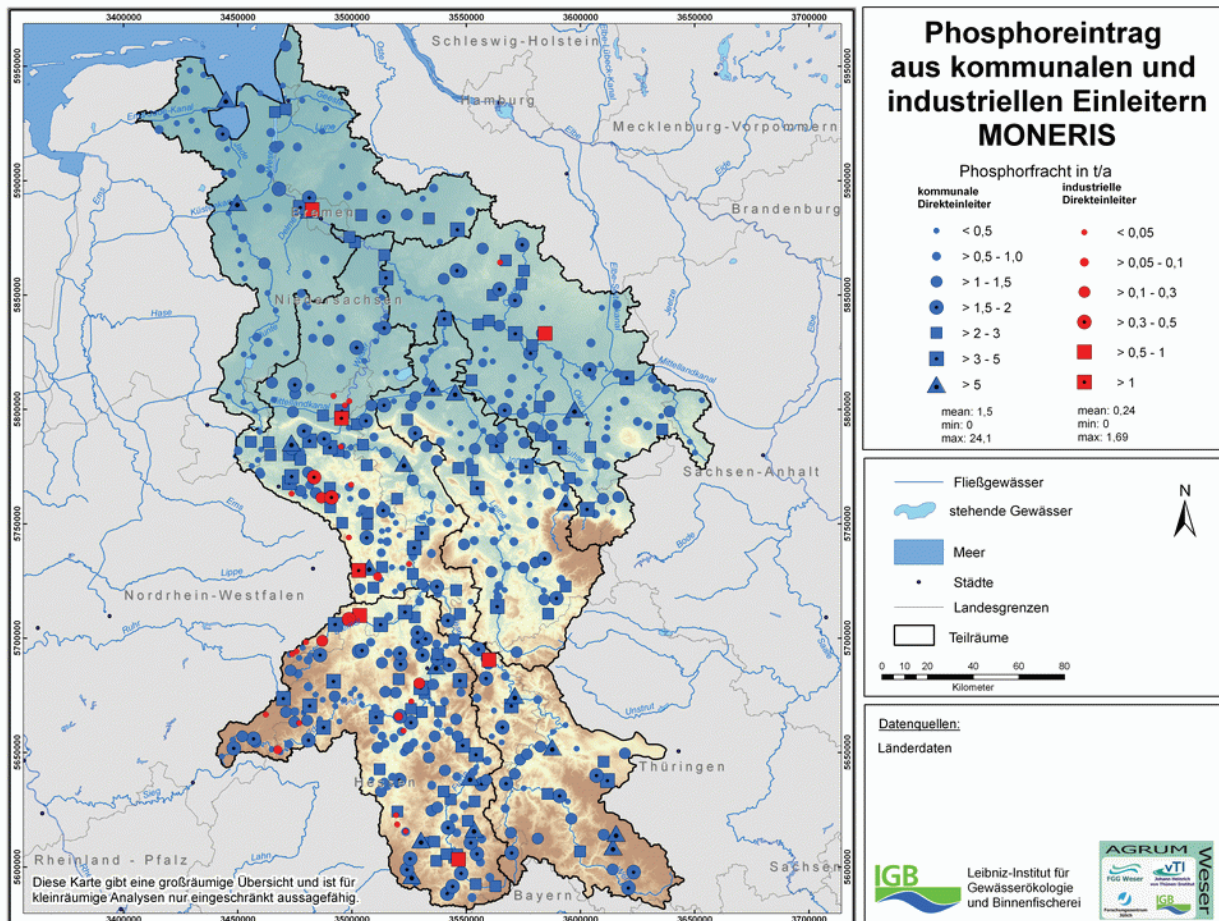


Die Verteilung der Einträge im Einzugsgebiet zeigt, dass in weniger dicht besiedelten Gebieten wie in Thüringen mit deutlich weniger kommunalen Kläranlagen geringere Einträge vorhanden sind als z. B. in Hessen, wo aufgrund der höheren Besiedlungsdichte

die Kläranlagen mehr Stickstoffeinträge liefern. Hessen hat einen Anteil von 14 % der Einwohnergleichwerte am Gesamtgebiet der FGE Weser, aber 34 % der N-Einträge und 31 % der P-Einträge über kommunale und industrielle Direkteinleiter. Im restlichen Gebiet ist eine etwa gleichmäßige Verteilung der Direkteinleiter vorhanden, die sich vor allem an den Flussläufen orientiert.

19 kommunale Kläranlagen emittieren Phosphoreinträge >5 t/a verteilt über alle Teilräume der FGE Weser (Karte 75). Bei den industriellen Einleitern treten jedoch im Gegensatz zu den Stickstoffeinträgen bei den Phosphoreinträgen auch noch einige weitere im mittleren und südlichen Teil auf, die höhere Einträge von über 0,5 t/a aufweisen.

Karte 75: Phosphoreintrag in die Oberflächengewässer aus kommunalen und industriellen Einleitern (2003)



Im Kapitel 7.5.2 werden die zu erwartenden Einträge bei vollständiger Einhaltung der Abwasserrichtlinie dargestellt.

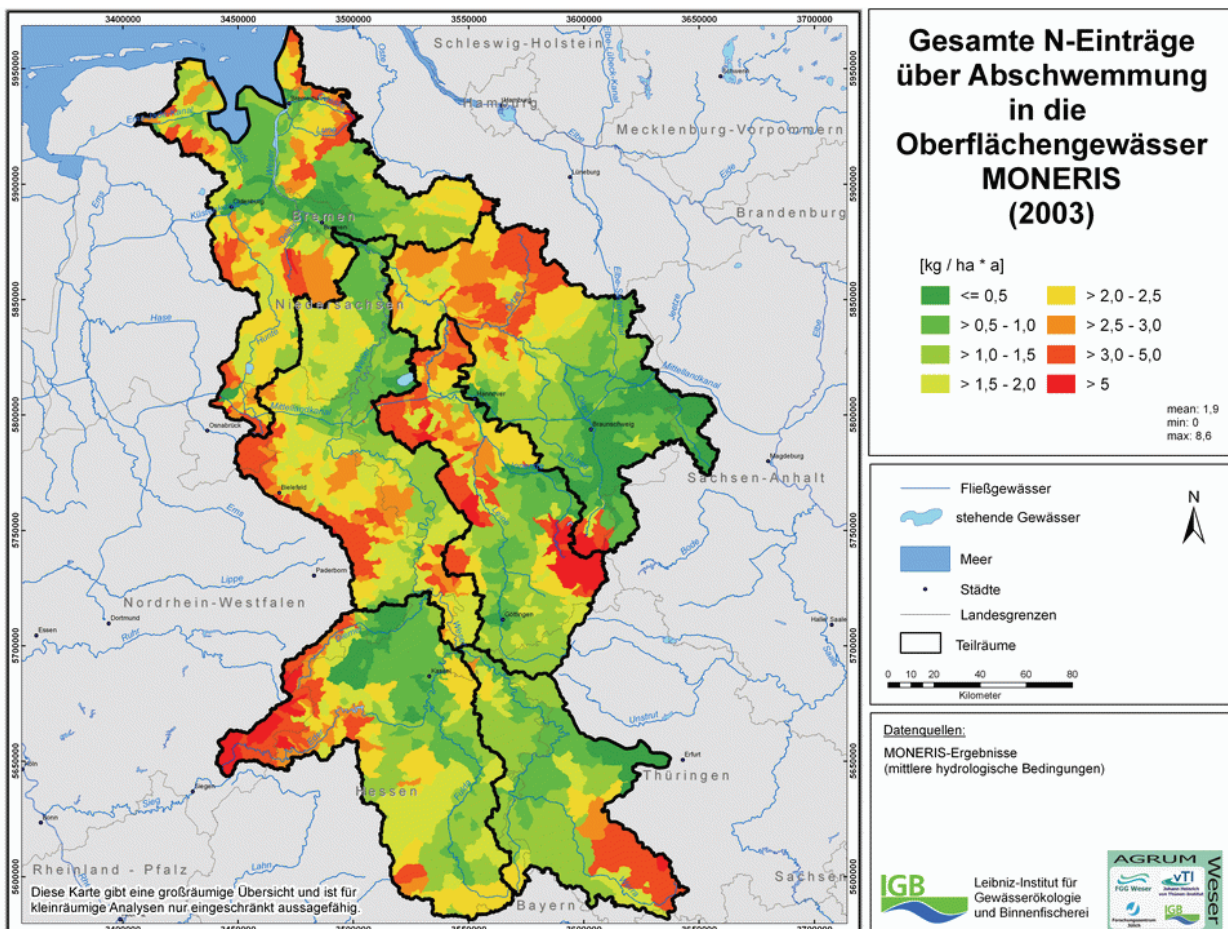
6.5.3.2 Direkteintrag in die Oberflächengewässer über atmosphärische Deposition

Der direkte Nährstoffeintrag in die Oberflächengewässer über atmosphärische Deposition beträgt für das Gebiet der FGE Weser 2003 insgesamt 799 t N/a und 18 t P/a. Da die N-Depositionswerte im nordöstlichen Teil der FGE Weser am höchsten ausfallen, entfallen auf die Teilräume Tideweser ~32 % und Mittel- und Oberweser ~30 % der Einträge.

6.5.3.3 Nährstoffeinträge in die Oberflächengewässer durch Abschwemmung

N-Einträge über Abschwemmung in die Oberflächengewässer sind in Karte 76 dargestellt. Die Abschwemmung gibt den Transport der gelösten Nährstoffkomponente über den Oberflächenabfluss in die Oberflächengewässer an. Da dieser als Funktion des Gesamt-abflusses in MONERIS ermittelt wurde, sind einerseits in Gebieten mit hohem Gesamt-abfluss hohe N-Einträge vorhanden.

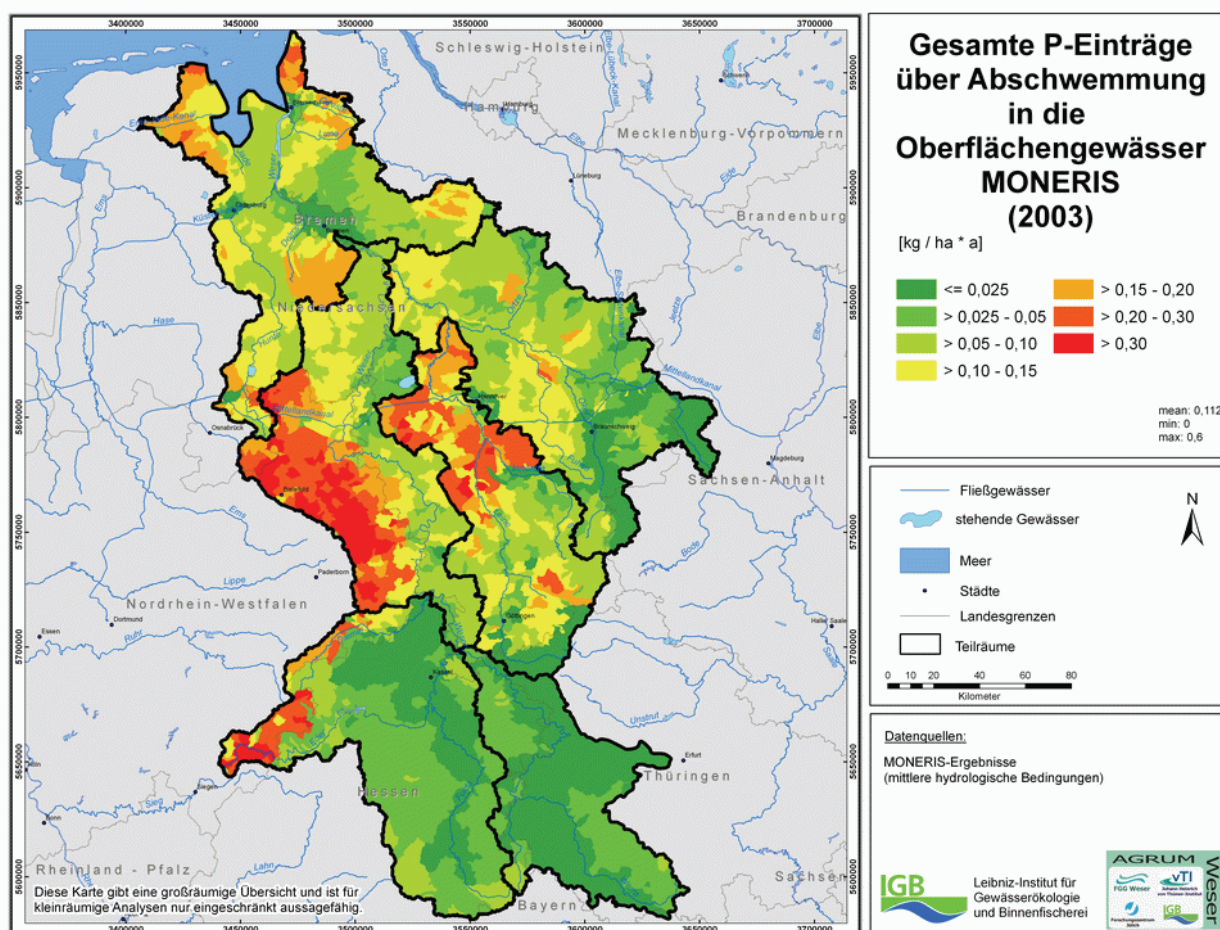
Karte 76: N-Einträge in die Oberflächengewässer über Abschwemmung (2003)



Andererseits gilt dies auch für Gebiete mit hohen Nährstoffkonzentrationen im Oberflächenabfluss. Da der gelöste Anteil der Nährstoffeinträge vor allem über den Eintrag über Deposition berechnet wird (nur bei Ackerland wird neben der Deposition ein weiterer Input berücksichtigt), sind die Werte in Gebieten mit hohen N-Depositionswerten relativ hoch; vor allem in waldreichen Regionen (z. B. Harz, Thüringer Wald), die durch ihren Auskämmungseffekt relativ hohe Werte aufweisen.

Die P-Einträge über Abschwemmung sind hingegen hoch in Gebieten mit der Kombination hoher Ackerflächenanteil und hoher Oberflächenabfluss (Karte 77).

Karte 77: P-Einträge über Abschwemmung in die Oberflächengewässer (2003)

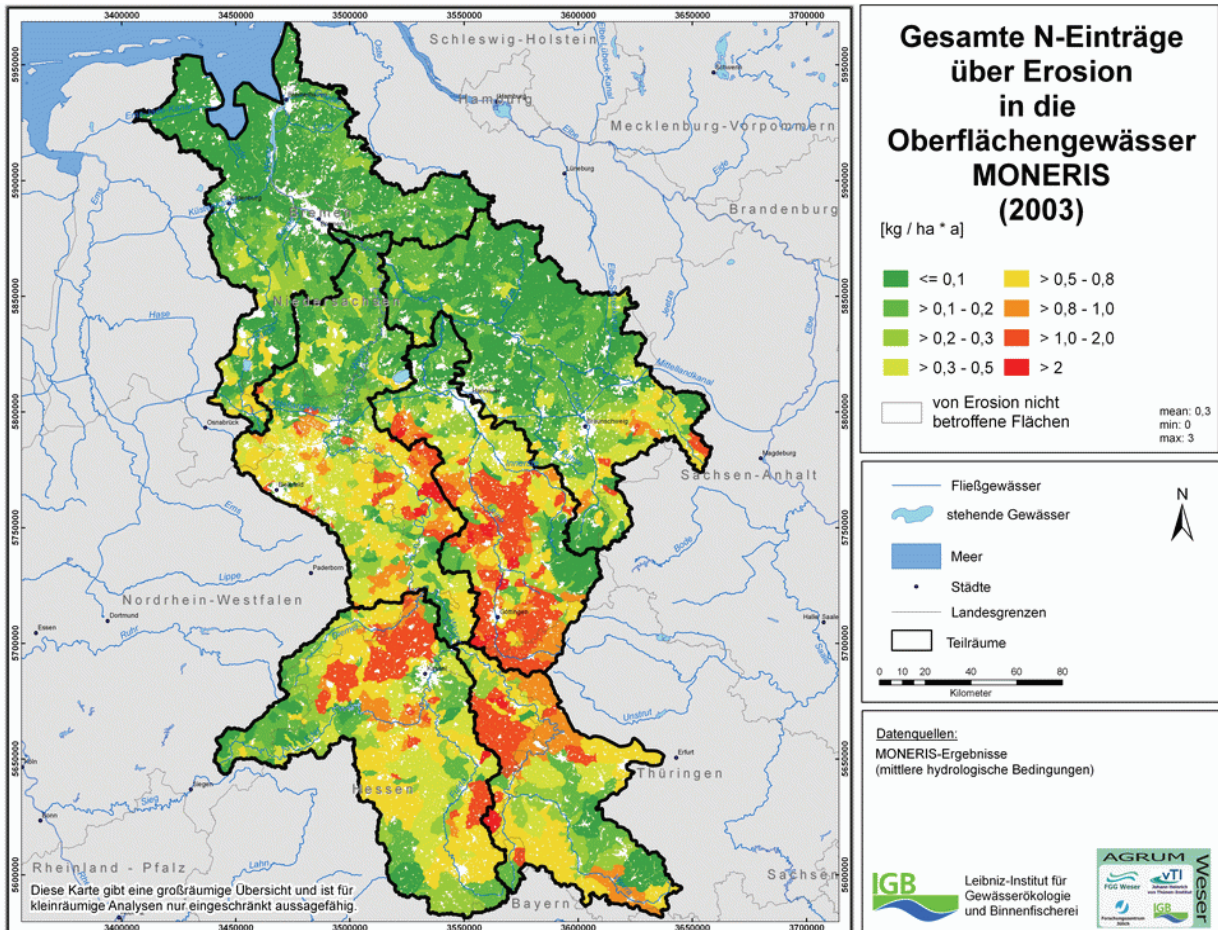


6.5.3.4 Nährstoffeinträge über Erosion in die Oberflächengewässer

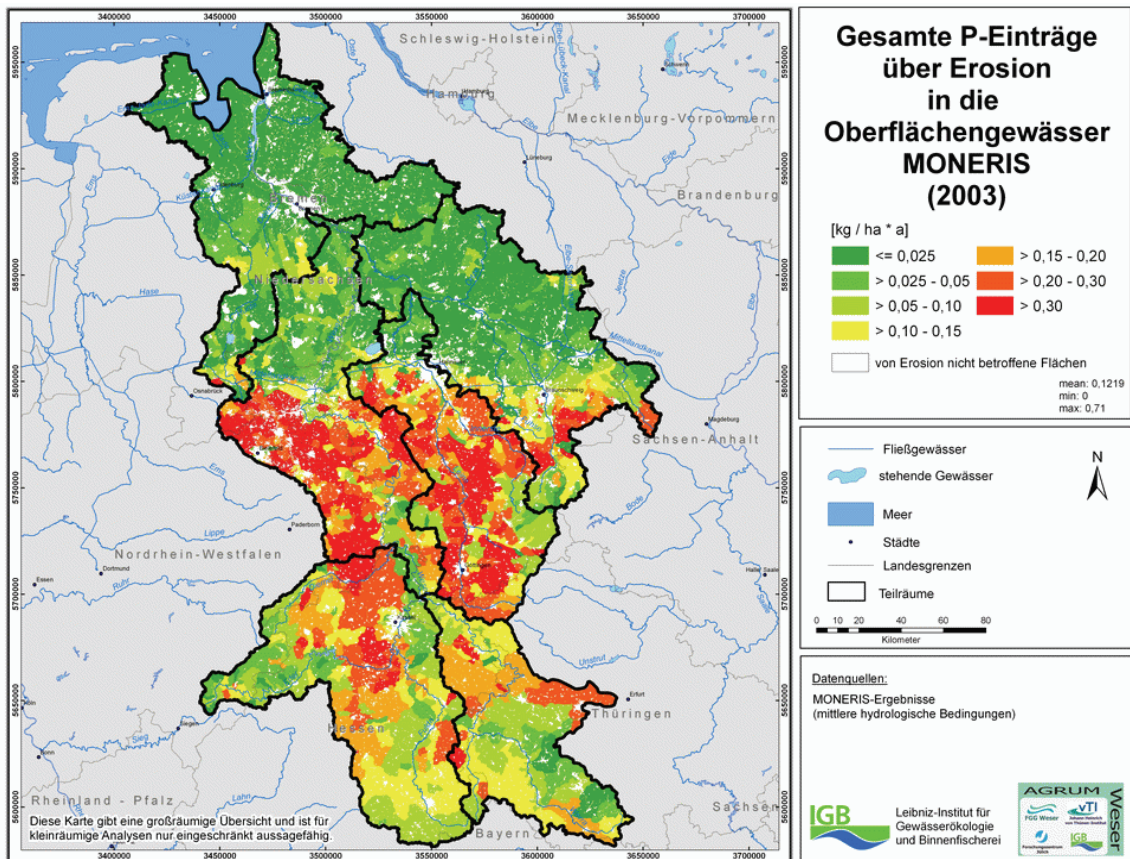
Karte 78 zeigt die N-Einträge über Erosion bezogen auf die potentiell erosiv gefährdeten Flächen. Sichtbar ist eine deutliche Zweiteilung: Im Norden liegen geringe Werte von unter 0,1 kg/ha-a bzw. 0,2 kg/ha-a vor. Im südlichen Bereich mit ansteigenden Hangneigungswerten steigen die N-Einträge über Erosion auf Werte von über 0,5 kg/ha-a bis

max. 3 kg/ha.a. Dies liegt an der höheren Hangneigung in diesem Bereich. Lediglich in waldreichen Regionen (z. B. Harz, Rothaargebirge) liegen die N-Einträge über Erosion unter 0,2 kg/ha.a.

Karte 78: N-Einträge über Erosion in die Oberflächengewässer (2003)



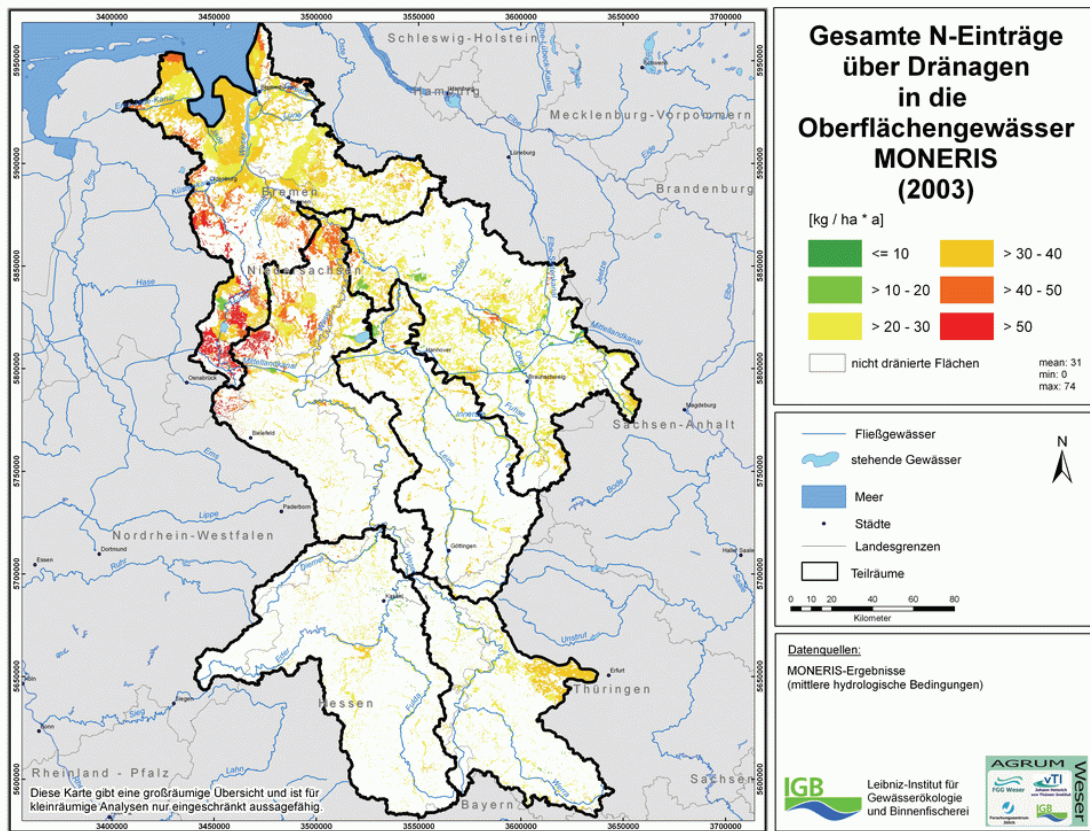
Bei den P-Einträgen (Karte 79) ist ebenfalls eine Zweiteilung vorhanden, allerdings liegen die Werte in den südlichen Teilräumen Werra und Fulda-Diemel deutlich niedriger. Dies liegt an den geringeren Werten der Phosphorakkumulation für diese Teilräume, die in die Modellrechnungen eingehen.

Karte 79: P-Einträge über Erosion in die Oberflächengewässer (2003)

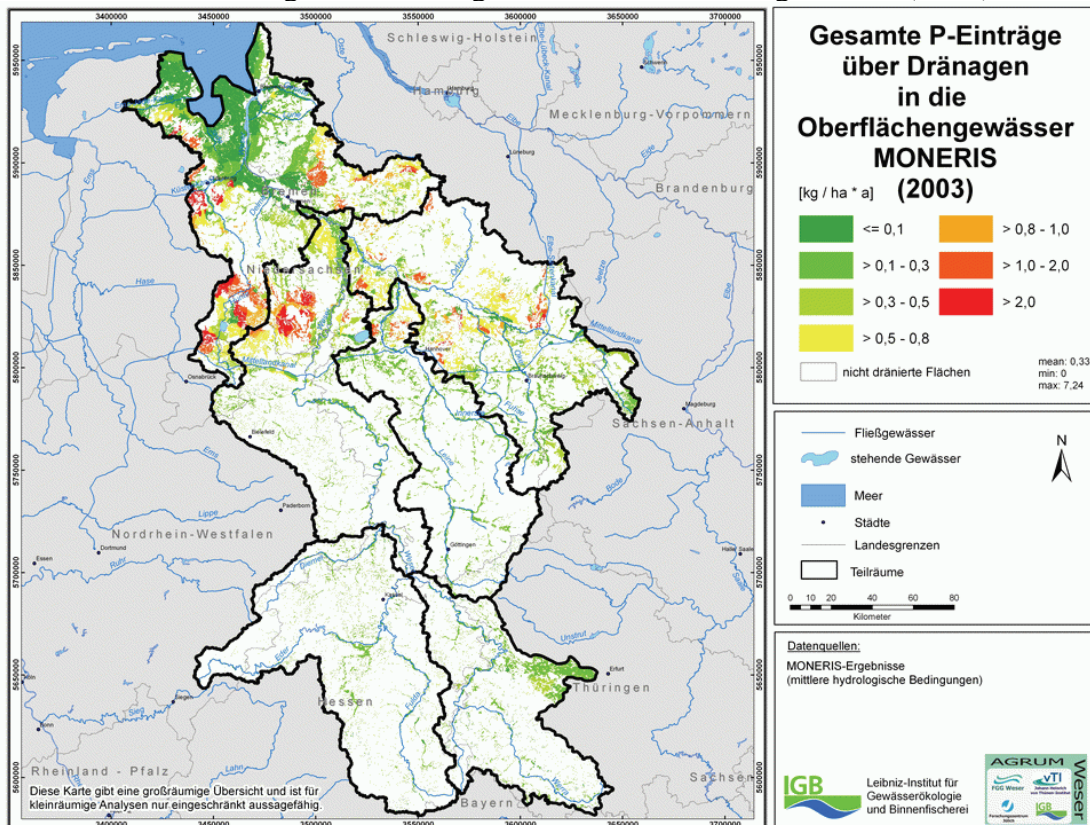
6.5.3.5 Nährstoffeinträge über Dränagen in die Oberflächengewässer

Die N-Einträge in die Oberflächengewässer über Dränagen (Karte 80) werden ausschließlich auf den Flächen berechnet, die auf Karte 23 dargestellt sind. Auffällig sind hohe Einträge über Dränagen (>50 kg/ha·a) im Gebiet der Hunte, Wümme und Große Aue, in denen einerseits hohe Stickstoffbilanzüberschüsse vorliegen und andererseits Hochmoorflächen hohe Einträge bedingen. Im Norden sind die Einträge - trotz teilweise hoher Stickstoffbilanzüberschüsse - mit 30-40 kg/ha·a etwas geringer, da hier vor allem Grünlandflächen vorkommen, bei denen in der Modellierung von einer höheren Denitrifikationsrate ausgegangen wird. Im östlichen Teil sind einige Drainageflächen mit Einträgen von 20-30 kg/ha·a vorhanden, im südlichen Bereich ist nur in Thüringen ein Teilbereich drainiert, der N-Einträge in die Oberflächengewässer von 30-40 kg/ha·a aufweist. P-Einträge (Karte 81) in die Oberflächengewässer zeigen ein ähnliches Bild, im Norden liegen die Werte (aufgrund der vorwiegenden Nutzung als Grünland) jedoch deutlich unter denen im Rest des Einzugsgebietes.

Karte 80: N-Einträge über Dränagen in die Oberflächengewässer (2003)



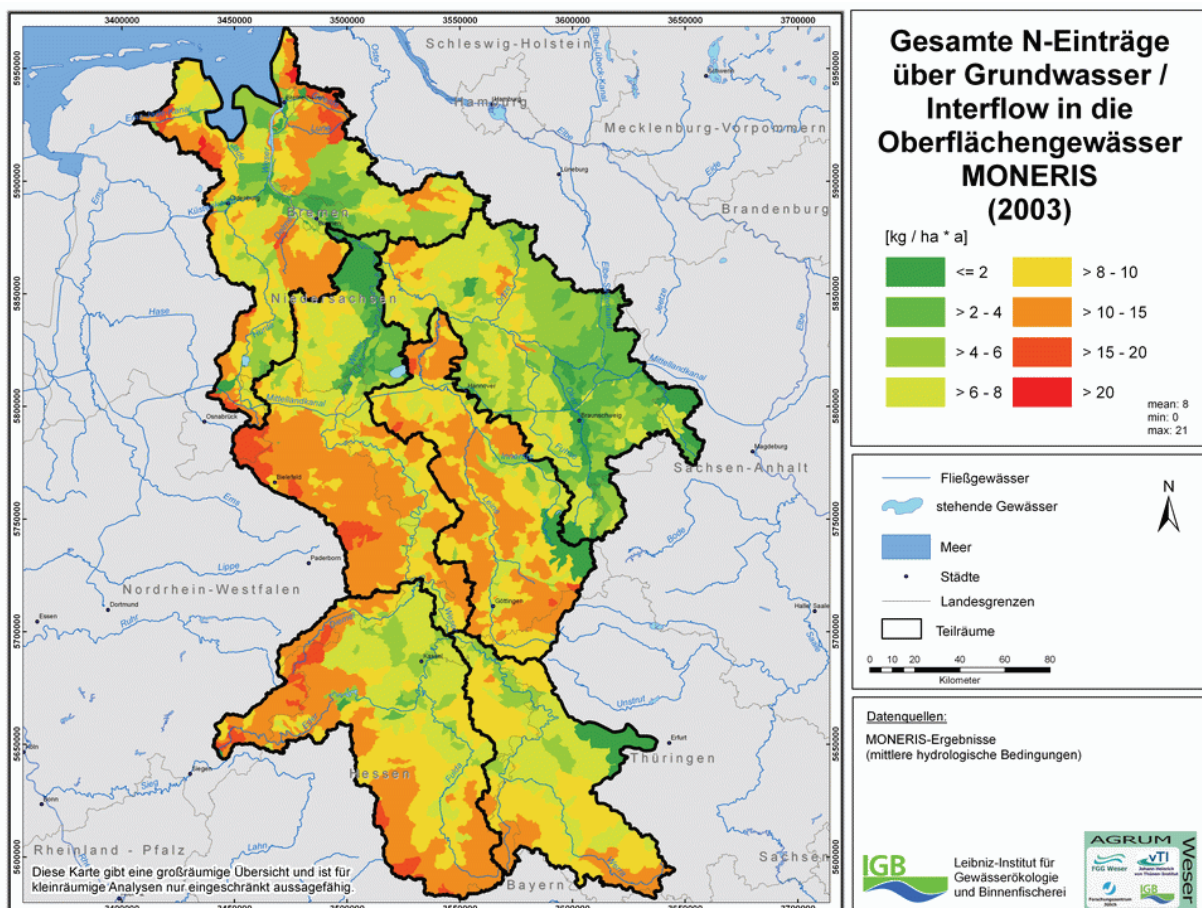
Karte 81: P-Einträge über Dränagen in die Oberflächengewässer (2003)



6.5.3.6 Nährstoffeinträge über Grundwasser/Interflow in die Oberflächengewässer

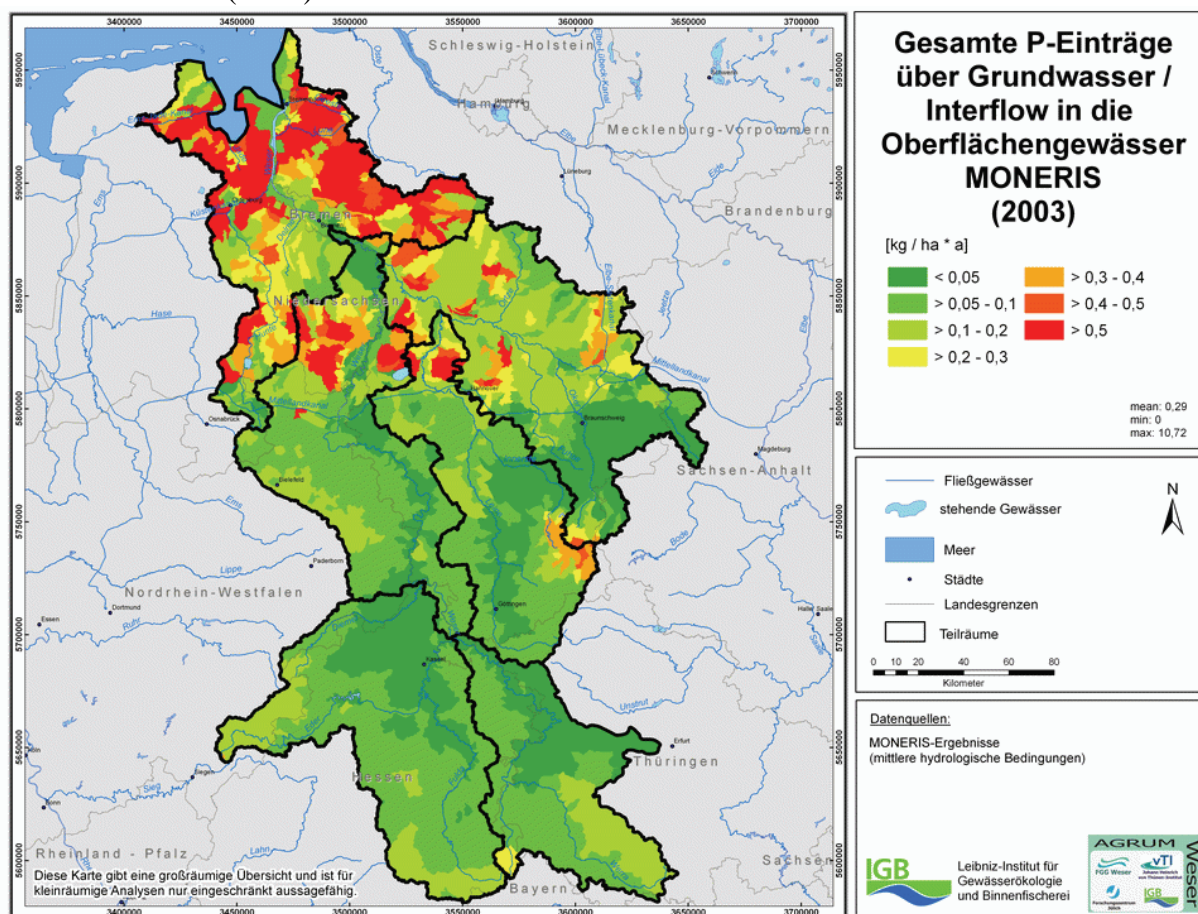
Die Nährstoffeinträge in die Oberflächengewässer über Grundwasser und Interflow (Karte 82) sind hoch in Gebieten, in denen einerseits hohe Nährstoffbilanzüberschüsse bzw. hohe Werte zur P-Akkumulation vorliegen, andererseits in Gebieten, in denen diese nicht über andere Abflusskomponenten abgeführt werden. Zudem wird deutlich, dass durch die nicht vorhandene Retentionskapazität im Festgesteinsbereich höhere Einträge vorhanden sind.

Karte 82: N-Einträge über Grundwasser und Interflow in die Oberflächengewässer (2003)



Bei Phosphor sind Einträge in Gebieten mit Hochmoorflächen sehr hoch (Karte 83). In der Regel sind diese Hochmoorflächen drainiert. Da jedoch die Übereinstimmung der Daten zur Bodenart und den potenziell gedränten Flächen nicht immer gegeben ist, werden die Einträge von vielen Hochmoorflächen nicht dem Drainagepfad zugeschrieben, sondern den Einträgen über Grundwasser/Interflow.

Karte 83: P-Einträge über Grundwasser und Interflow in die Oberflächengewässer (2003)



6.5.3.7 Nährstoffeinträge über urbane Gebiete

Die Nährstoffeinträge in die Oberflächengewässer über urbane Gebiete werden einerseits über Haushalte bzw. industrielle Indirekteinleiter realisiert, andererseits über Einträge aus Verkehrsflächen, Exkrementen, Falllaub und die atmosphärische Deposition auf versiegelten Flächen. Die Einträge werden entsprechend ihres Anschlusses an Trenn- oder Mischkanalisation bzw. Kläranlagen berechnet.

Wie in Karte 84 ersichtlich, sind die N-Einträge über urbane Flächen vor allem in den großen Städten wie Bremen und Hannover mit 2 bis 10 kg/ha·a relevant, in Hessen liegen die N-Einträge über urbane Flächen bei unter 4 kg/ha·a und in Thüringen bei über 10 kg/ha·a. Dies liegt bei Letzterem an dem hohen Anteil an Einwohnern, die zwar an die Kanalisation, aber nicht an eine Kläranlage angeschlossen sind. Zwar wurde mit einer Neuberechnung, die aktuell modelltechnisch in MONERIS umgesetzt wurde, noch der Anteil der an Kleinkläranlagen angeschlossenen Einwohner berücksichtigt. Dieser wird einerseits direkt in der Statistik ausgewiesen unter „nicht an die Kanalisation

angeschlossene Bevölkerung“; andererseits wurde in MONERIS auch angenommen, dass der Anteil der Bevölkerung, der an die Kanalisation, aber nicht an die Kläranlage angeschlossen ist (d. h. über sog. Bürgermeisterkanäle einleitet), auch mit einer Kleinkläranlage ausgestattet ist. Somit gehen die Einträge geringfügig zurück (siehe Tabelle 20 und Tabelle 21). Die P-Einträge über urbane Flächen (Karte 85) entsprechen im Wesentlichen dem zu N genannten.

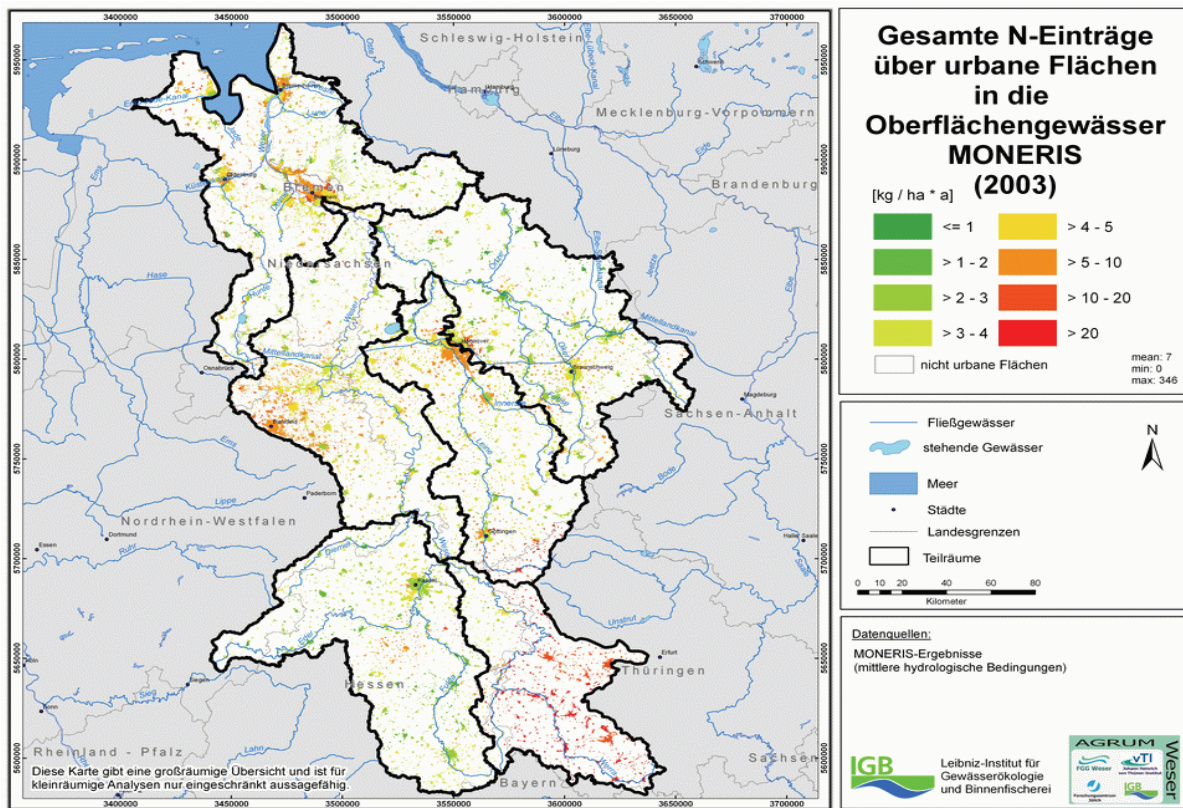
Tabelle 20: Differenzierte N-Einträge für die urbanen Flächen nach Teilräumen

Teilräume	Trennkana- lisation [t N/a]	Mischkana- lisation [t N/a]	urbane Flächen (an Kanalisation, aber nicht an zentrale Kläranlage angeschlossen) [t N/a]	urbane Flächen (nicht an Kanalisation angeschlossen) [t N/a]	Abfluss- lose Grube [t N/a]	Kleinklä- ranlage [t N/a]
Aller	235	12	0	63	0	28
Fulda / Diemel	56	76	6	35	1	53
Leine	218	11	7	87	0	64
Ober- und Mittelweser	264	37	0	125	2	60
Tideweser	348	21	0	48	1	89
Werra	17	33	77	35	1	666
FGE Weser	1.139	190	90	394	5	960

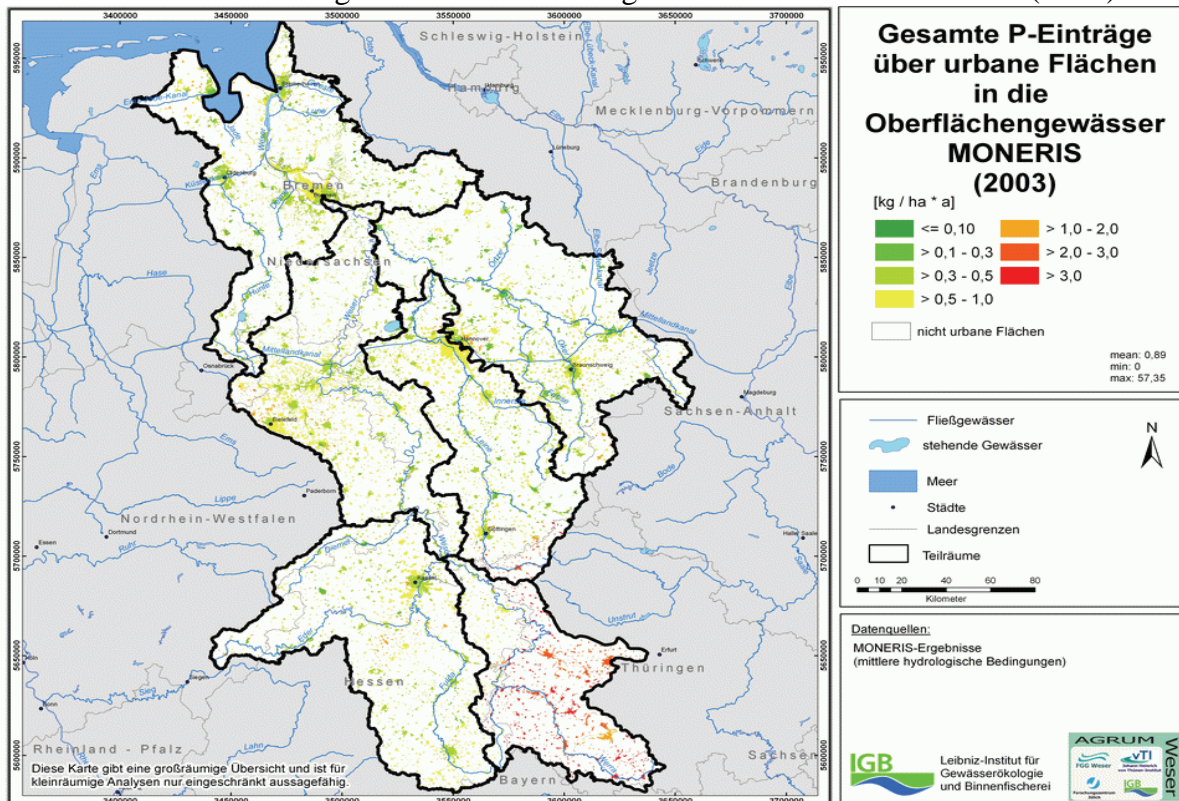
Tabelle 21: Differenzierte P-Einträge für die urbanen Flächen nach Teilräumen

Teilräume	Trennkana- lisation [t P/a]	Mischkana- lisation [t P/a]	urbane Flächen (an Kanalisation, aber nicht an zentrale Kläranlage angeschlossen) [t N/a]	urbane Flächen (nicht an Kanalisation angeschlossen) [t P/a]	Abfluss- lose Grube [t P/a]	Kleinklä- ranlage [t P/a]
Aller	33	2	0	4	0	5
Fulda / Diemel	8	20	0	2	1	9
Leine	29	3	0	5	0	10
Ober- und Mittelweser	30	8	0	5	1	15
Tideweser	34	3	0	2	0	13
Werra	3	8	5	2	0	97
FGE Weser	137	45	5	19	2	149

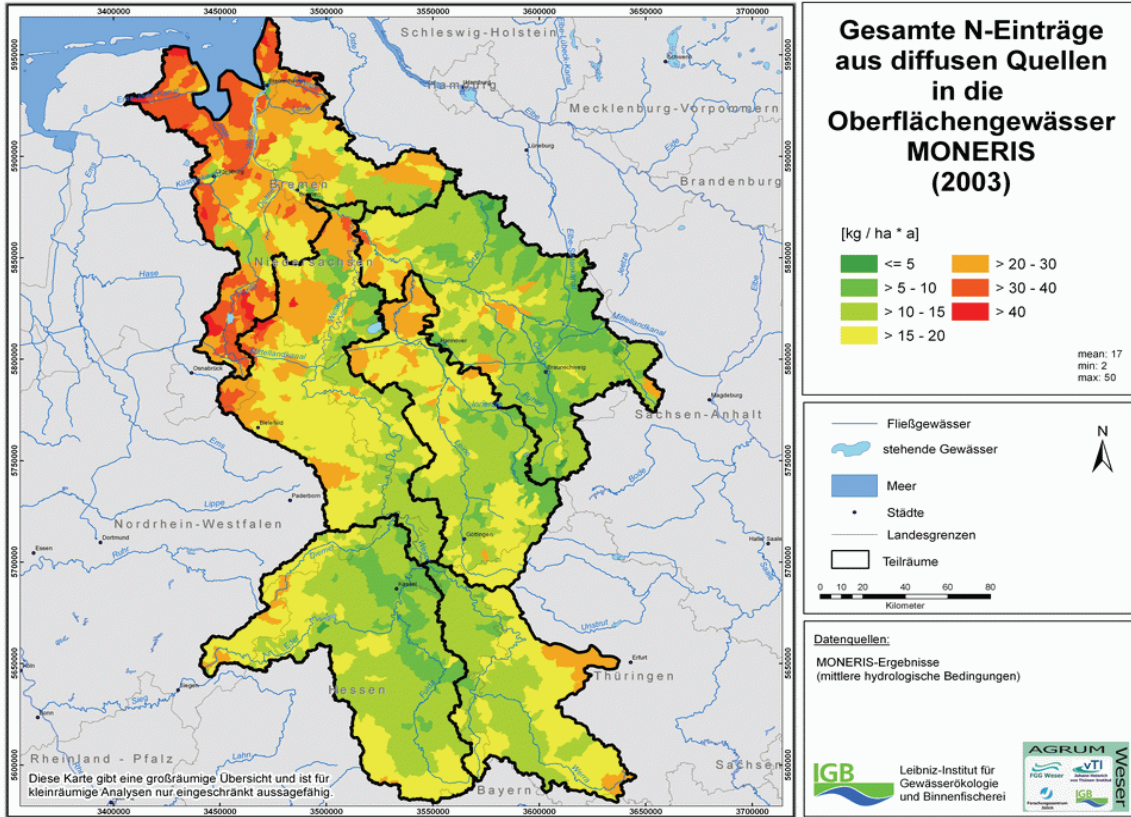
Karte 84: N-Einträge in die Oberflächengewässer über urbane Gebiete (2003)



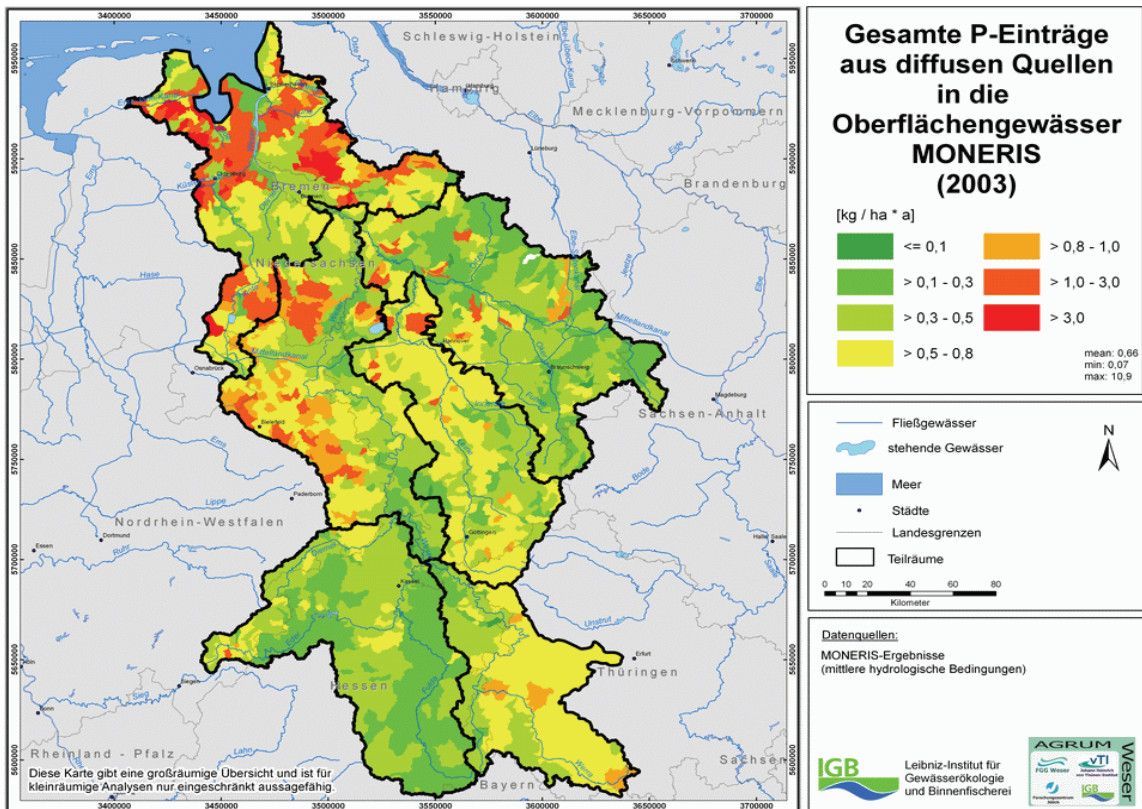
Karte 85: P-Einträge in die Oberflächengewässer über urbane Gebiete (2003)



Karte 86: Stickstoffeinträge aus diffusen Quellen in die Oberflächengewässer



Karte 87: P-Einträge aus diffusen Quellen in die Oberflächengewässer



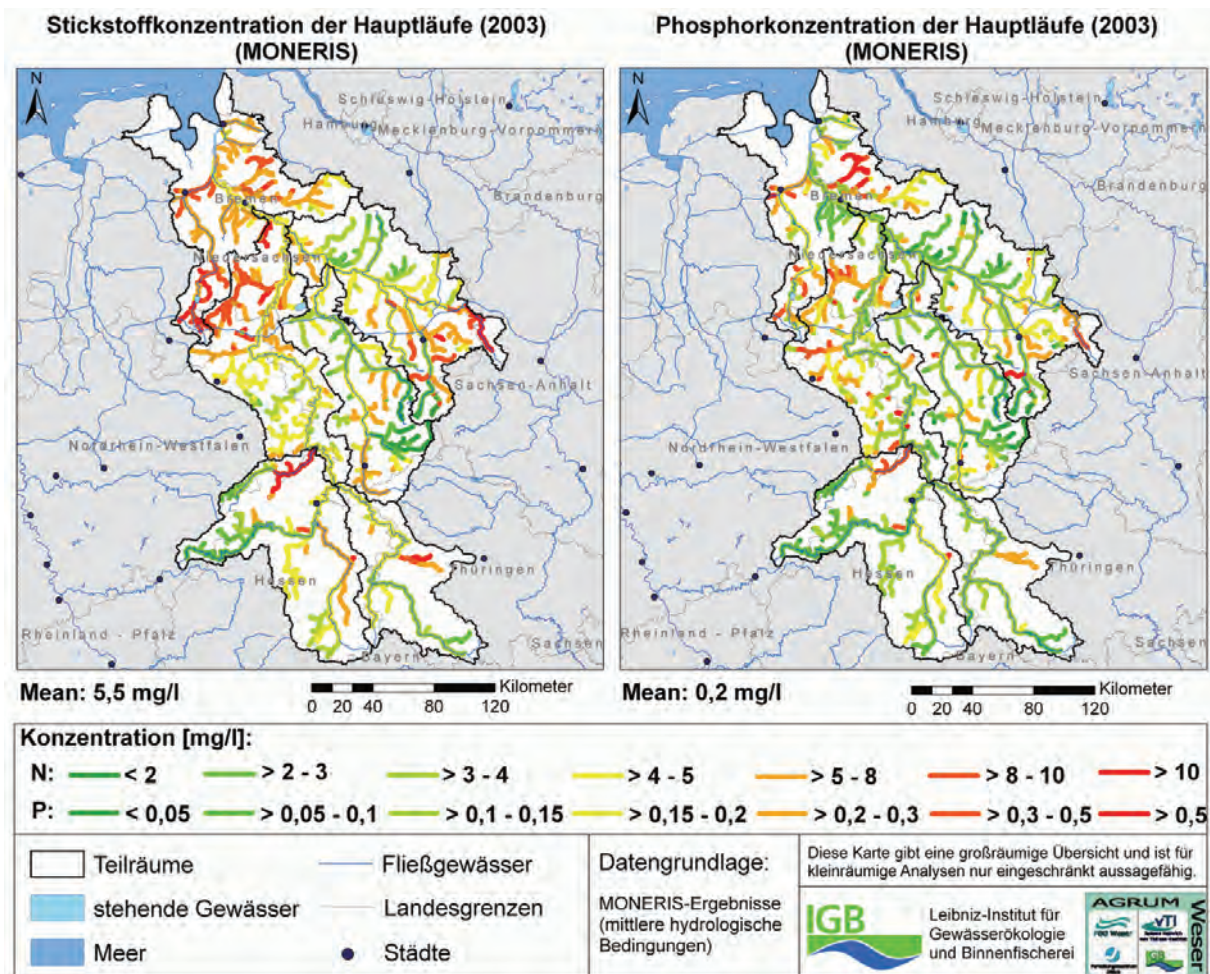
6.5.4 Gesamte diffuse Nährstoffeinträge in Oberflächengewässer über alle diffusen Pfade nach IGB

Bezüglich des diffusen N-Eintrags sind von den südlichen Teilräumen Fulda/Diemel und Werra mit 10-20 kg/ha·a steigende Werte in Richtung Norden (Ober- und Mittelweser und Leine) zu verzeichnen. Der nordwestliche Teil der FGE Weser zeigt die höchsten diffusen N-Einträge in die Oberflächengewässer mit mehr als 40 kg/ha·a (Karte 86). Dies liegt an der hohen Viehdichte, die die N-Bilanzüberschüsse deutlich erhöht sowie an den hohen N-Depositionsraten (Karte 125, Anhang). Zusätzlich führt der hohe Anteil an Dränageflächen zu einem verkürzten Abflusspfad mit geringer Retentionskapazität, der im Wesentlichen im nördlichen Teil des Einzugsgebiets relevant ist. Im Vergleich dazu sind die N-Einträge mit Werten von <10 bzw. <20 kg/ha·a in den Mittelgebirgsregionen (z. B. Harz) relativ gering.

Hohe diffuse Phosphoreinträge (Karte 87) sind erkennbar in Gebieten mit hoher Phosphorakkumulation im Boden, z. B. im nordwestlichen Teil der FGE Weser. Hier führen hohe Viehbesatzdichten zu einem hohen Anteil an organischem Dünger, aber auch Dränagesysteme und Hochmoorflächen verursachen die hohen P-Einträge.

6.5.5 N- und P-Konzentrationen der Hauptläufe

Die N- und P-Konzentrationen der Hauptläufe sind in Karte 88 dargestellt. Das im Modell angenommene Bewirtschaftungsziel für Stickstoff in den Oberflächengewässern für die FGE Weser ist die Erreichung einer Konzentration von <3 mg/l an den Pegeln Hemelingen (Weser) und Reithörne (Hunte). Für 2003 sind Konzentrationen von 4,46 mg/l für den Pegel Hemelingen und 7,8 mg/l für den Pegel Reithörne kalkuliert worden, die trotz Berücksichtigung mittlerer hydrologischer Bedingungen noch deutlich von der Zielerreichung entfernt liegen. Zudem zeigen die P-Konzentrationen Werte von 0,13 mg/l für den Pegel Hemelingen und 0,2 mg/l für den Pegel Reithörne, während das vorläufige Bewirtschaftungsziel in allen Binnengewässern der FGE Weser bei 0,1 mg/l liegt.

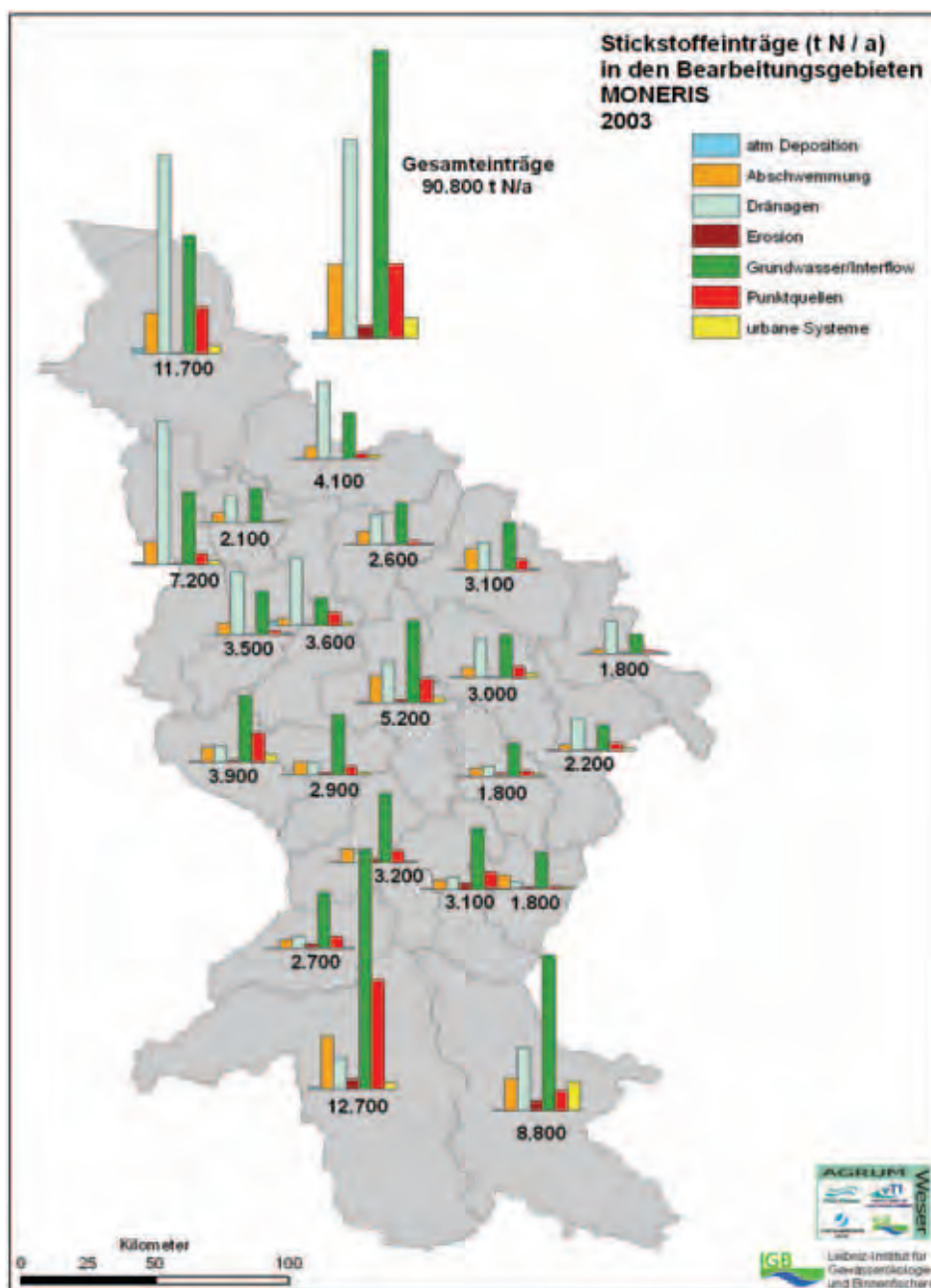
Karte 88: N- und P-Konzentrationen der Hauptläufe (2003)

Karte 89 und Karte 90 zeigen die räumliche Verteilung der Stickstoff- und Phosphoreinträge in die Bearbeitungsgebiete der FGE Weser für 2003. Die höchsten N-Einträge werden über die Pfade Grundwasser/Interflow und Dränagen realisiert. Zu pfadbezogenen Unterschieden im Gebiet:

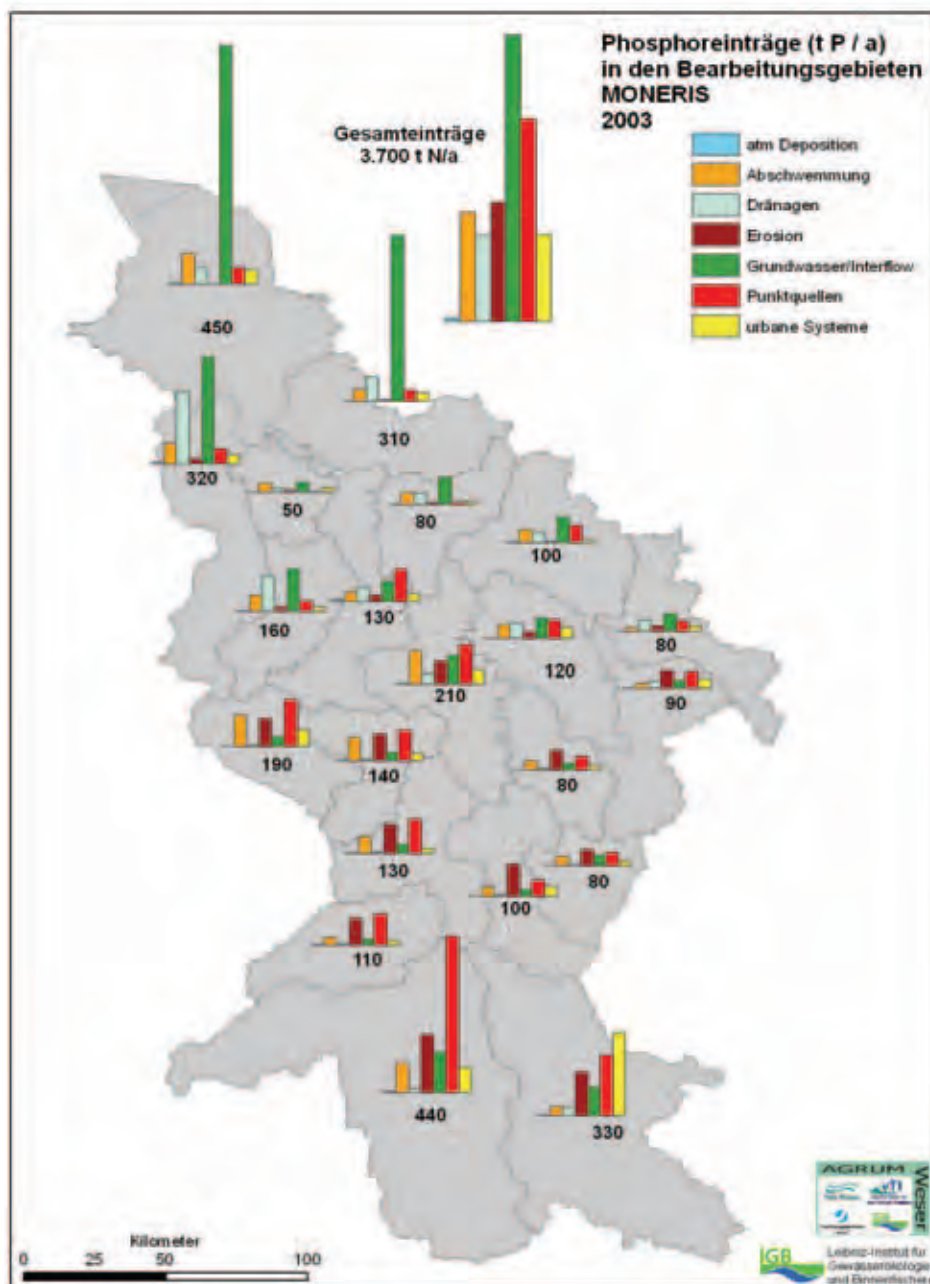
1. Auffällig sind in Thüringen die recht hohen Anteile der Einträge über urbane Systeme. Diese sind begründet mit dem hohen Anschlussgrad der Bevölkerung, die an die Kanalisation, aber nicht an Kläranlagen angeschlossen ist (ca. 50.000 EW in Thüringen von 70.000 EW im Gesamtgebiet).
2. In Hessen sind die Einträge über Punktquellen relativ hoch (zweitgrößter Eintragspfad). Dies liegt einerseits an der relativ hohen Bevölkerungsdichte, die höhere Einträge über Kläranlagen z. B. im Vergleich zum thüringischen Teil bedingt.

- Phosphoreinträge über Grundwasser/Interflow: Im südlichen Bereich des Einzugsgebietes zeigt sich deutlich die untergeordnete Rolle des Eintrags über Grundwasser/Interflow für Phosphor im Vergleich zum nördlichen Bereich. Dies liegt an dem hohen Anteil an Hochmooren im nördlichen Teil des Einzugsgebietes. Diese weisen kein genügendes Sptionsvermögen hinsichtlich Phosphor auf, vor allem die flachgründigen Hochmoore unter Ackernutzung. Es wurden Werte von Phosphor in Hochmoorgewässern von 5-11 mg/l gemessen (FOERSTER und NEUMANN, 1981).

Karte 89: Stickstoffeinträge in den Bearbeitungsgebieten (2003)



Karte 90: Phosphoreinträge in den Bearbeitungsgebieten (2003)



6.5.6 Validierung der Ergebnisse von MONERIS

Abbildung 36 zeigt den Vergleich der mit MONERIS berechneten TN-Frachten mit den auf Grundlage der gemessenen Gewässergüte- und Abflussdaten ermittelten TN-Frachten. Für letztere wurden die Jahresmittelwerte 2000 bis 2004 verwendet, um mit der 5-jährigen Periode den mittleren Abflussbedingungen der Berechnungen möglichst nahe zu kommen und eine möglichst hohe Aktualität der „gemessenen“ Frachten zu gewährleisten. Die Stickstoff-Werte liegen fast vollständig zwischen den Abweichungslinien ($\pm 30\%$), einige wenige Werte liegen jedoch recht dicht daran. Für Phosphor zeigt sich eine etwas höhere Streuung, die aber vor allem in kleineren Einzugsgebieten mit geringen Frachten vorkommt. Auch statistisch zeigt sich eine recht gute Übereinstimmung der Werte mit 22,5 % bei Stickstoff und 29,2 % für Phosphor (Tabelle 22).

Abbildung 36: Mit MONERIS berechnete TN-Frachten im Vergleich mit den auf Grundlage der gemessenen Gewässergüte- und Abflussdaten ermittelten TN-Frachten

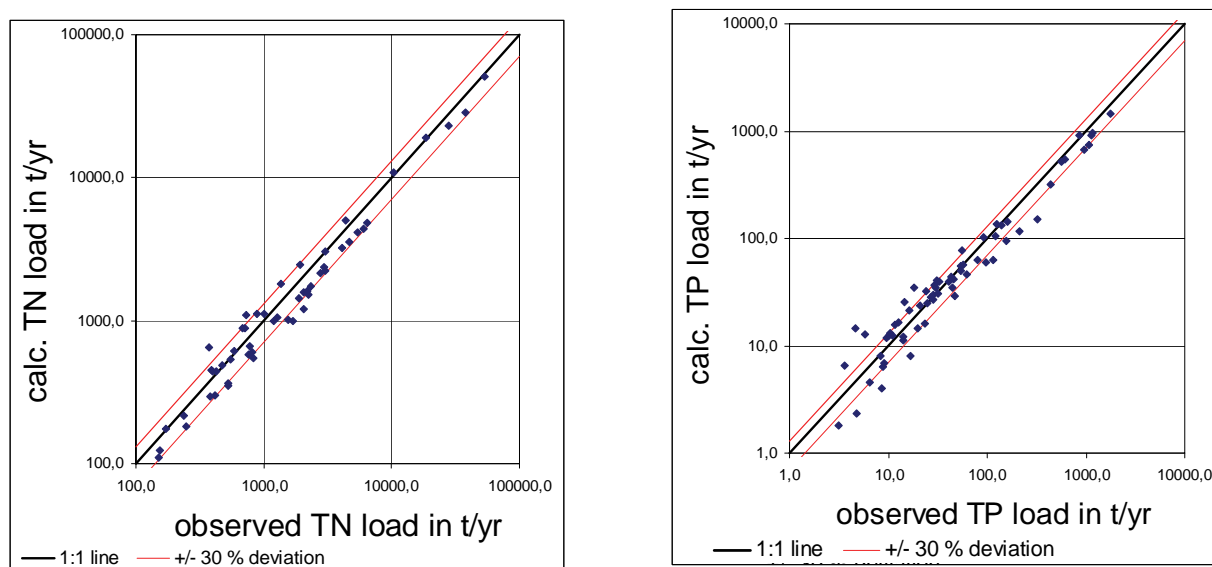


Tabelle 22: Statistische Auswertung der ermittelten Frachten

	TN	TP
mittlere Abweichung über alle ermittelten Frachten	22,41	29,29
r^2 absolut (Korrelation der Frachten)	0,99	0,98
Anzahl der Fälle	52	65

6.6 Zusammenfassung der Ergebnisse des IGB und des FZJ für den IST-Zustand der Stickstoffeinträge

Zum Vergleich der Ergebnisse der berechneten Stickstoffeinträge in die Gewässer vom FZJ mit denen vom IGB wurde die Summe der diffusen Einträge verglichen. Im Idealfall sollten die für die einzelnen 100m Rasterzellen ermittelten Werte des FZJ (Karte 70) mit den auf Ebene der Oberflächenwasserkörper ermittelten Werten des IGB (Karte 86) übereinstimmen. Aufgrund der unterschiedlichen Abbildung des Wasserhaushalts in den Modellen GROWA und MONERIS (vgl. Kapitel 3.2 und 3.3) kommt es jedoch zu einer unterschiedlichen Gewichtung der Austragspfade, die einen direkten Vergleich der Ergebnisse erschwert.

Größere Unterschiede ergeben sich vor allem für den nordwestlichen Bereich der FGE Weser. Die vom IGB berechneten diffusen Stickstoffeinträge in die Gewässer zeigen dort mit >20 kg/ha·a bis ca. 50 kg/ha·a die höchsten Werte, während im restlichen Gebiet Einträge von <5 bis 20 kg/ha·a dominieren. Im Gegensatz dazu sind vom FZJ im nordöstlichen Teil der FGE Weser relativ niedrige Stickstoffeinträge in die Gewässer mit Werten von <5 kg/ha a berechnet worden, die aber örtlich auch bis >40 kg/ha·a steigen. Zur Erklärung dieser Diskrepanz sollten folgende Punkte bedacht werden:

1. Während das IGB Gesamt-N modelliert, wird im FZJ die Nitratkomponente modelliert, die in der Regel dem Gesamt-N sehr nahe kommt. Im besagten Gebiet macht der organische Anteil des Stickstoffeintrags in die Gewässer jedoch einen erheblichen Anteil aus mit 42 % für 1984 (n=18) und 40 % für 1985 (n=17).
2. Die verschiedenen Modellphilosophien hinsichtlich des Wasserhaushaltes: Eine unterschiedliche Differenzierung der Wasserflüsse kann die Ursache von unterschiedlichen Ergebnissen sein. So werden vom IGB der Eintragspfad Grundwasser und der Eintragspfad Interflow nicht voneinander getrennt. Vom GROWA-Modell des FZJ werden die „schnellen“ Abflusskomponenten (Oberflächenabfluss, Dränabfluss, natürlicher Interflow) zwar getrennt voneinander ausgewiesen, zur Modellierung der N-Einträge über die schnellen Abflusskomponenten jedoch im „Direktabfluss“ zusammengefasst (vgl. Kapitel 3.2). Diese unterschiedlichen Vorstellungen zum Abflussgeschehen führen in Gebieten mit hohem (natürlichen) Interflowanteil (z. B. in Regionen, wo paläozoische Schiefer im Untergrund anstehen) sowie in Regionen mit einem hohen Anteil an dränierten Flächen (z. B. in den Marschregionen im Unterlauf der Weser) zu Diskrepanzen in den Berechnungen. Jedoch nur in den Gebieten des Einzugsgebietes der FGE Weser, in denen der Dränabfluss eine wichtige Rolle spielt, macht sich dies bemerkbar. Dies hängt mit der unterschiedlichen Berücksichtigung von Denitrifikationsvorgängen zusammen (siehe unten).

3. Es bestehen unterschiedliche Berechnungsweisen bezüglich des Retentionsvermögens bzw. der Denitrifikation in Boden und Grundwasser. Zu großen Diskrepanzen bei den N-Frachten kommt es in den Bereichen, wo dränierte Flächen auftreten. Im MONERIS wird von einer (durch den Makroporenfluss bis zum Dränagerohr bedingten) geringen Aufenthaltszeit des über Dränagen abgeführten Wassers im Boden ausgegangen. Dementsprechend werden von MONERIS nur recht geringe Retentionsverluste modelliert. Demgegenüber weist das FZJ für die meisten Böden, die einer Dränierung unterliegen - bedingt durch hohe Grundwasserstände und hohe Anteile organischer Substanz im Oberboden - ein hohes Denitrifikationsvermögen im Boden (von bis zu 150 kg/ha·a) aus. Aufgrund des hohen Feinkornanteils in der Modellrechnung kommt es trotz der relativ geringen Flurabstände zu Verweilzeiten von ca. 6 Monaten bis 1 Jahr. Als Folge werden im GROWA/WEKU-Modell für diese Standortbedingungen bis zu über 80 % der überschüssigen N-Mengen im Boden denitrifiziert. Hingegen kalkuliert das IGB eine deutlich geringere Denitrifikation in Abhängigkeit vom Drainage- bzw. Grundwasserpfad sowie der Nutzung als Ackerland bzw. Grünland. Die unterschiedlichen Annahmen bezüglich der Denitrifikationsverluste beim Drainageabfluss führen zu den unterschiedlichen Ergebnissen. Ob und in welchem Ausmaß ein N-Abbau im Oberboden von dränierten Flächen stattfindet, lässt sich grundsätzlich durch Messungen an Dränrohrauslässen oder durch Stickstoffkonzentrationen im Gewässer in diesen Gebieten überprüfen. Diesbezüglich lagen jedoch für die FGE Weser keine zuverlässigen Daten vor.
4. Der Grünland-Faktor, mit dem die N-Fixierung unter Grünland berücksichtigt wird. Im MONERIS ist dieser ein Kalibrierungsfaktor, während der Grünland-Faktor im GROWA-Modell einen Korrekturfaktor für die Berechnung der N-Austräge unter Grünland darstellt.

Fazit:

Für die meisten Teilregionen des Einzugsgebietes der FGE Weser liegen die Summen der über die Modelle MONERIS bzw. GROWA/WEKU ermittelten N-Einträge in die Oberflächengewässer in einem nachvollziehbaren Bereich, der im Ergebnis weder zu systematischen Über- oder Unterschätzungen der Modelle führt. In den Regionen, in denen die höchsten Abweichungen auftreten (vor allem bei den Marschregionen am Unterlauf der Weser) ist keine Validierung der „berechneten“ Frachten anhand von zuverlässigen Messwerten möglich. Es gibt Argumente für beide Sichtweisen. Eine Überprüfung der modellierten N-Einträge in diesen Regionen wäre durch ein gezieltes Monitoring der Stickstoffkonzentrationen im Sickerwasser, im Drainageabfluss und in der Vorflut möglich.

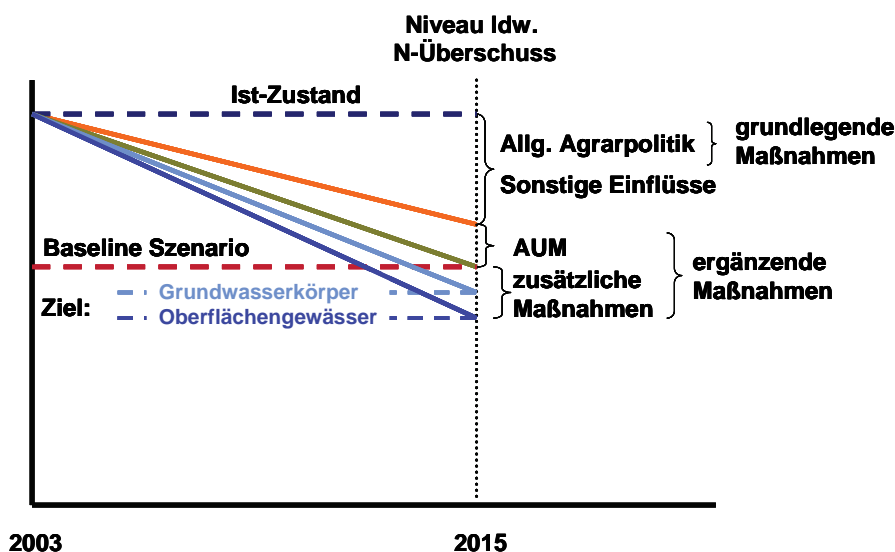
7. Analyse der Auswirkungen von Maßnahmen zur Erreichung der Bewirtschaftungsziele nach EG-Wasserrahmenrichtlinie

Die Analyse der Auswirkungen von Maßnahmen zur Erreichung der Bewirtschaftungsziele der WRRL erfolgt in drei Schritten, die in den nachstehenden Abschnitten beschrieben werden. Einleitend wird zunächst ein Überblick über die Entwicklung der Einflussfaktoren gegeben, die die diffuse Gewässerbelastung in der Landwirtschaft im Baseline-Szenario beeinflussen. Der erste Analyseschritt besteht in der Projektion der erwartbaren Entwicklungen in der Landwirtschaft bis zum Jahr 2015 und deren Auswirkungen auf die Nährstoffbilanzüberschüsse. Daran schließt sich die Berechnung der zukünftig erwartbaren Gewässerbelastung durch die Landwirtschaft an, aus der Handlungsgebiete und Handlungsbedarf über das Baseline-Szenario hinaus abgeleitet werden kann. Darauf aufbauend werden im dritten Abschnitt die Auswirkungen und Kosten von Maßnahmen und Maßnahmenkombinationen zur Erreichung der vorläufigen Bewirtschaftungsziele der WRRL in der Flussgebietseinheit Weser abgeschätzt.

7.1 Einordnung von Baseline- und Maßnahme-Effekten

Die Ziele der WRRL werden nach den Ergebnissen der Ist-Zustandsanalysen nicht in allen Grund- und Oberflächengewässer in der Flussgebietseinheit Weser erreicht (siehe Kapitel 6). Zur Erreichung der Ziele ist u. a. das Niveau der landwirtschaftlichen Nährstoffüberschüsse zu senken. Dabei können die erforderlichen Reduktionen im Hinblick auf die Grund- bzw. Oberflächengewässerziele unterschiedlich ausfallen. Während im Grundwasser die jeweiligen Standortbedingungen von Bedeutung sind, müssen bei Oberflächengewässern zusätzlich überregionale Prozesse berücksichtigt werden. Abbildung 37 gibt einen schematischen Überblick über die einzelnen Effekte, die zur Erreichung der WRRL-Ziele zu differenzieren sind.

Ausgehend vom Ist-Zustand der landwirtschaftlichen Nährstoffüberschüsse und der dadurch verursachten Gewässerbelastung im Jahr 2003 ist durch die Entwicklung der allgemeinen Rahmenbedingungen eine Veränderung der diffusen Nährstoffeinträge bis zum Jahr 2015 erwartbar. Die Rahmenbedingungen beinhalten die geltenden Regelungen der Gemeinsamen Agrarpolitik, deren nationale Umsetzung in Deutschland sowie beschlossene Weiterentwicklungen bis zum Jahr 2015. Die allgemeine Agrarpolitik umfasst dabei bereits „grundlegende Maßnahmen“, beispielsweise die Düngeverordnung, die auf eine Reduzierung der landwirtschaftlichen Nährstoffbelastung ausgerichtet sind. Darüber hinaus gehören sonstige Einflüsse wie die Entwicklung der Weltagrarmarktpreise oder nachwachsende Rohstoffe zu den Rahmenbedingungen, die die landwirtschaftliche Produktion und mithin die Nährstoffeinträge in Gewässer maßgeblich beeinflussen.

Abbildung 37: Vorgehensweise der Szenarientwicklung

Quelle: Eigene Darstellung.

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“, wobei der in der Förderperiode geplante Maßnahmenumfang (Mittelansatz) im Modellvorhaben zu den Effekten des Baseline Szenarios gezählt wird.

Bei der Erstellung der Bewirtschaftungspläne für die Flussgebietseinheit Weser spielt die Abschätzung erwartbarer Veränderungen bis zum Jahr 2015 gegenüber dem Ist-Zustand 2003 eine wichtige Rolle, um den regionalen Handlungsbedarf nach dem „Wirksamwerden“ der „grundlegenden Maßnahmen“ abzuleiten. Dazu werden die erwartbaren Auswirkungen der Entwicklungen in der Baseline auf die Nährstoffüberschüsse bis zum Jahr 2015 dem Ist-Zustand im Jahr 2003 gegenübergestellt. Grundsätzlich wird eine Reduktion der Nährstoffbilanzüberschüsse erwartet, wobei diese Entwicklung regional sehr unterschiedlich ausfallen kann.

Zur Erreichung der Bewirtschaftungsziele in der Flussgebietseinheit Weser wird zweistufig vorgegangen, da sich die Auswirkungen „zusätzlicher Maßnahmen“ für das Grundwasser bzw. Oberflächengewässer wechselseitig beeinflussen. In der ersten Stufe werden für die Regionen, in denen die Bewirtschaftungsziele für das Grundwasser nicht erreicht werden, Kombinationen für den notwendigen Umfang „zusätzlicher Maßnahmen“ ermittelt, um die Grundwasserziele zu erreichen. In der zweiten Stufe werden unter Berücksichtigung der Effekte des ersten Schrittes Maßnahmenkombinationen für eine möglichst kosteneffiziente Erreichung der Bewirtschaftungsziele für Oberflächengewässer abgeleitet.

7.2 Auswirkungen veränderter Rahmenbedingungen in der Landwirtschaft auf die Nährstoffüberschüsse im Baseline-Szenario bis 2015

Für den Agrarsektor verändern sich wesentliche Rahmenbedingungen bis zum Jahr 2015. In den nachstehenden Abschnitten werden die relevanten Veränderungen im Bereich der Gemeinsamen Agrarpolitik (GAP), im Agrarumweltbereich sowie sonstige Einflussfaktoren erläutert. Darüber hinaus werden die RAUMIS-Ergebnisse der unter diesen Rahmenbedingungen zu erwartenden Entwicklung der landwirtschaftlichen Landnutzung und Produktion sowie der Nährstoffbilanzüberschüsse bis zum Jahr 2015 vorgestellt.

7.2.1 Allgemeine Agrarpolitik

Im Jahr 1992 wurde mit der so genannten MacSharry-Reform ein Reformprozess der Gemeinsamen Agrarpolitik eingeleitet, der durch die Luxemburger Beschlüsse im Jahr 2003 (EUROPÄISCHE KOMMISSION, 2003a, b, c) vertieft wurde. Da die Veränderungen mit unterschiedlichen Fristen eingeführt werden, kommt die volle Wirkung der Maßnahmen erst im Verlauf der Zeit bis 2015 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 dem Jahr 2007 ausgesetzt. Ein wesentlicher Grund dafür war die infolge der weltweit stark gestiegenen Agrarpreise zunehmende Flächennutzungskonkurrenz.

Darüber hinaus wurden die Marktordnungen für Zucker und Milch geändert und von einer auf Preisstützung ausgerichteten Politik in das System direkter Zahlungen an Erzeuger integriert. Dazu wurden die Interventionspreise für Butter und Magermilchpulver um 25 % bzw. 15 % gesenkt, die Interventionsaufkäufe gekürzt und die Milchquote um 2,5 % erhöht. Zum Ausgleich möglicher preisbedingter Einkommensverluste erhalten Erzeuger Direktzahlungen in Höhe von 35,5 €/t Referenzmenge. Bei Zucker erfolgte eine Preissenkung um 36 % bzw. beim Rübenmindestpreis um 39,7 %, die ebenfalls durch Direktzahlungen in Höhe von 64,2 % der Preissenkung teilweise kompensiert werden. Die Zuckerrübenquote wurde um 28 % gekürzt.

In Deutschland werden die Flächen- und Tierprämien sowie die Ausgleichszahlungen für Milch und Zucker in einheitliche Zahlungsansprüche je ha zahlungsberechtigter Fläche umgewandelt, wobei in einer Übergangszeit einheitliche Flächenprämien und produktionsunabhängige Betriebsprämienrechte parallel bestehen. Die einheitlichen für das Zieljahr 2015 unterstellten Zahlungsansprüche, deren Festlegung auf Bundeslandebene erfolgt, werden sich im Bundesdurchschnitt auf rund 330 €/ha belaufen.

Die Milchquotenregelung bleibt bis zum Jahr 2015 bestehen. In Deutschland wurden mit der Änderung der Milchabgabenverordnung (MilchAbgV) zum 01. April 2007 die sechzehn Übertragungsregionen in den alten Bundesländern und die fünf Übertragungsregionen in den neuen Bundesländern zunächst zu je einer Übertragungsregion von Referenzmengen zusammengelegt. Die durch einen bundesweiten Milchquotenhandel zu erwartenden regionalen Verlagerungen der Milcherzeugung wurden mit Hilfe des RAUMIS Modells abgeschätzt (KREINS und GÖMANN, 2008). Gegenwärtig wird ein Ausstieg aus der Milchquotenregelung im Jahr 2015 diskutiert und als einleitende Maßnahme eine kontinuierliche Quotenausdehnung um 5 % in Erwägung gezogen. Die Auswirkungen dieser Änderungen konnten in der vorliegenden Studie nicht mehr aufgenommen werden. Berechnungen von GÖMANN et al. (2008b) zeigen, dass die Milchquotenregelung stark limitierend auf die Produktion wirkt und ihr Wegfallen spürbare Angebotsreaktionen erwarten lässt.

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. Erstens dürfen bei Wirtschaftsdüngern tierischer Herkunft 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. Zweitens ist jährlich ein Nährstoffvergleich auf Basis der Feld-Stallbilanz für Stickstoff und Phosphor zu erstellen. Diese Bilanz darf bei Phosphor im Schnitt von sechs Jahren eine Grenze von 20 kg/ha und Jahr und bei Stickstoff ab 2009 im Dreijahresdurchschnitt 60 kg/ha und Jahr jeweils unter Berücksichtigung von Stall-, Lager- und Ausbringungsverlusten nicht überschreiten.

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 beispielsweise erosionsmindernde Produktionsverfahren im Ackerbau, die Umwandlung von Ackerland in Grünland, Reduzierung von N-Salden, die Gewässer schonende Bewirtschaftung stillgelegter Ackerflächen und die umweltfreundliche Ausbringung von Wirtschaftsdünger. Als eine indirekt auf den Schutz von Gewässern wirkende Maßnahme wird der ökologische Landbau in allen Bundesländern angeboten.

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 solche Maßnahmen förderfähig, die oberhalb der Cross-Compliance-Standards liegen. Einen Überblick über die Maßnahmen in den Bundesländern der Flussgebietseinheit Weser zeigt Tabelle 23.

Tabelle 23: Überblick über die in der Förderperiode 2007 bis 2013 angebotenen Agrarumweltmaßnahmen in den Bundesländern der Flussgebietseinheit Weser (Stand 2007)

Land		HE	NI/ HB	NW	ST	TH
AUM nach nationaler Rahmenregelung systematisiert						
A	Extensive Produktionsverfahren Ackerbau/ Dauerkulturen					
A1	Vielfältige Fruchtfolge			X		X
A2	Anbau von Zwischenfrüchten/Untersaaten	X	X		X	X
A3	Mulch- und Direktsaatverfahren		X		X	X
A4	Umweltfrd. Ausbringung von Wirtschaftsdünger		X			
A5	Erosionsmindernde Produktionsverf. Ackerfutterbau				X	
A6	Verzicht auf Herbizide in Dauerkulturen				X	
A7	Blühflächen auf Stilllegung, Blüh- u. Schonstreifen	X	X			X
A8	Biotechnischer und biologischer Pflanzenschutz				X	
B	Extensive Grünlandnutzung					
B1	Betriebszweig			X	X	
B2	Umwandlung Ackerland in Grünland		X ¹⁾		X	
B3	Einzelflächen					
B3.1	Verringerung Betriebsmitteleinsatz/Weidehaltung	X	X		X	X
B3.2	Erhaltung pflanzengenet. Wertvoller GL-Vegetation		X			X
C	Ökologischer Landbau	X	X	X	X	X
D	Mehrjährige Stilllegung					
Sonstige						
	Reduzierung von N-Salden				X	X
	Gewässerschonende Bewirtschaftung stillgelegter Ackerflächen		X			
	Vertragsnaturschutz auf Grünland	X	X	X	X	X
	Vertragsnaturschutz auf Ackerland		X	X		X

¹⁾ Innerhalb des Programnteils ‚Gewässer schonende Landbewirtschaftung‘.

Quelle: Eigene Darstellung anhand der Entwicklungsprogramme der Bundesländer.

In der aktuellen Förderperiode wird in einigen Bundesländern der Umfang der AUM allerdings im Vergleich zur Vorperiode eingeschränkt, insbesondere bei den für den Gewässerschutz relevanten AUM. Diese Kürzung beruht zum Teil auf der Annahme, dass die AUM von den Landwirten auch ohne Förderung weiter fortgeführt werden. Hierbei ist allerdings nicht sicher, ob die Landwirte beim Wegfall von Fördermaßnahmen die entsprechenden Bewirtschaftungsweisen beibehalten oder zu den ursprünglichen Bewirtschaftungsformen

zurückkehren. Um die Schwankungsbreite dieser Unsicherheit besser einschätzen zu können wurden drei Szenarien untersucht:

Erstes Szenario: Beim Wegfall einer Maßnahme kehren die Landwirte zu 100 % zu ihrer ursprünglichen Bewirtschaftungsweise zurück.

Zweites Szenario: 50 % der Landwirte kehren zur ursprünglichen Bewirtschaftungsweise zurück, während die übrigen 50 % der Landwirte die AUM ohne Förderung weiter fortführen.

Drittes Szenario: Alle Landwirte führen die AUM ohne Förderung weiter fort.

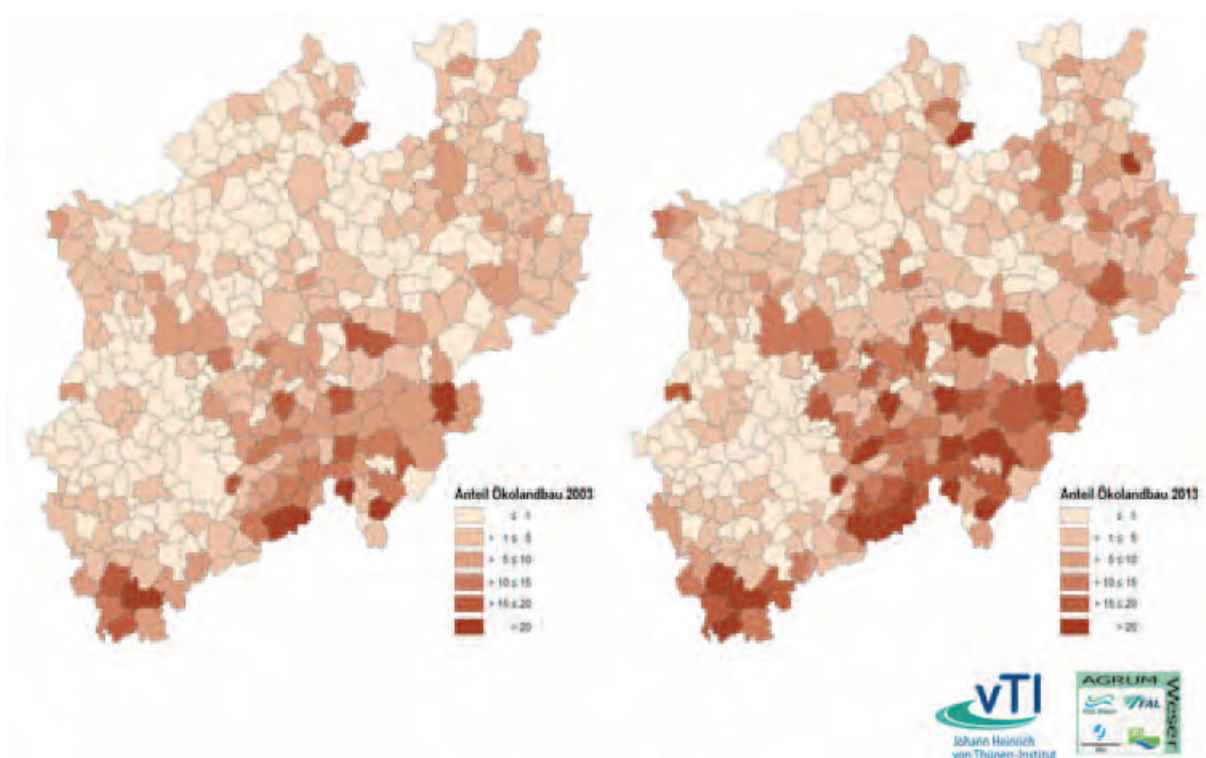
Die avisierte Entwicklung des Umfangs von AUM entstammt den Förderprogrammen der einzelnen Bundesländer für die neue Förderperiode 2007 bis 2013 und wurde exemplarisch für Niedersachsen, Nordrhein-Westfalen und Hessen abgeschätzt, da für diese Bundesländer eine entsprechende Datengrundlage zur Verfügung stand.⁴ Dazu wurden die erzielten Anbauumfänge der AUM 2003/2004 auf Gemeindeebene (REITER et al., 2005a; 2005b; 2005c) jeweils dem angestrebten Umfang der einzelnen AUM laut den Förderprogrammen der einzelnen Bundesländer für die Förderperiode 2007 bis 2013⁵ gegenübergestellt (vgl. Tabelle 24). Zu berücksichtigen ist hierbei, dass in Hessen die Agrarumweltmaßnahmen derzeit überarbeitet werden.

Da sich diese bis 2013 angestrebten Anbauumfänge auf die Länderebene beziehen, wurde eine Disaggregation vorgenommen, um die Umfänge in den Bundesländern auf die einzelnen Gemeinden zu verteilen. Diese Disaggregation wurde auf verschiedene Weise durchgeführt. In einigen Bundesländern sind für einzelne Maßnahmen genaue Gebietskullissen vorgegeben in denen die entsprechenden Maßnahmen gefördert werden (z. B. Zwischenfruchtanbau und Mulchsaat in Niedersachsen und Hessen). Andere Maßnahmen sind nicht auf eine Gebietskulisse beschränkt und wurden im gleichen Verhältnis wie 2003 auf die Gemeinden verteilt (Grünlandextensivierung in Nordrhein-Westfalen, Ökolandbau). Als Differenz zwischen den Anbauumfängen 2003 und den für 2013 geplanten Umfängen erhält man den zusätzlich realisierten bzw. den verminderten Anbauumfang der Agrarumweltmaßnahmen (siehe auch Tabelle 24). Beispiele für die Veränderung der Anbauumfänge von Ökolandbau in Nordrhein-Westfalen und Grünlandextensivierung in Hessen zeigen die Karte 91 und Karte 92.

⁴ Für die übrigen der Flussgebietseinheit Weser anrainenden Bundesländer lagen leider keine detaillierten Angaben über die Anbauumfänge der Agrarumweltmaßnahmen vor, sodass diese in der vorliegenden Untersuchung nicht berücksichtigt werden konnten.

⁵ Hessisches Ministerium für Umwelt, ländlichen Raum und Verbraucherschutz, 2007; Ministerium für Umwelt und Naturschutz, Landwirtschaft und Verbraucherschutz des Landes Nordrhein-Westfalen, 2007; Niedersächsisches Ministerium für den ländlichen Raum, Ernährung, Landwirtschaft und Verbraucherschutz, 2007.

Karte 91: Entwicklung der Anteile Ökolandbau in Nordrhein-Westfalen von 2003 (links) bis 2013 (rechts) (in % der LF)



Karte 92: Entwicklung der Anteile Grünlandextensivierung in Hessen von 2003 (links) bis 2013 (rechts) (in % vom Grünland)

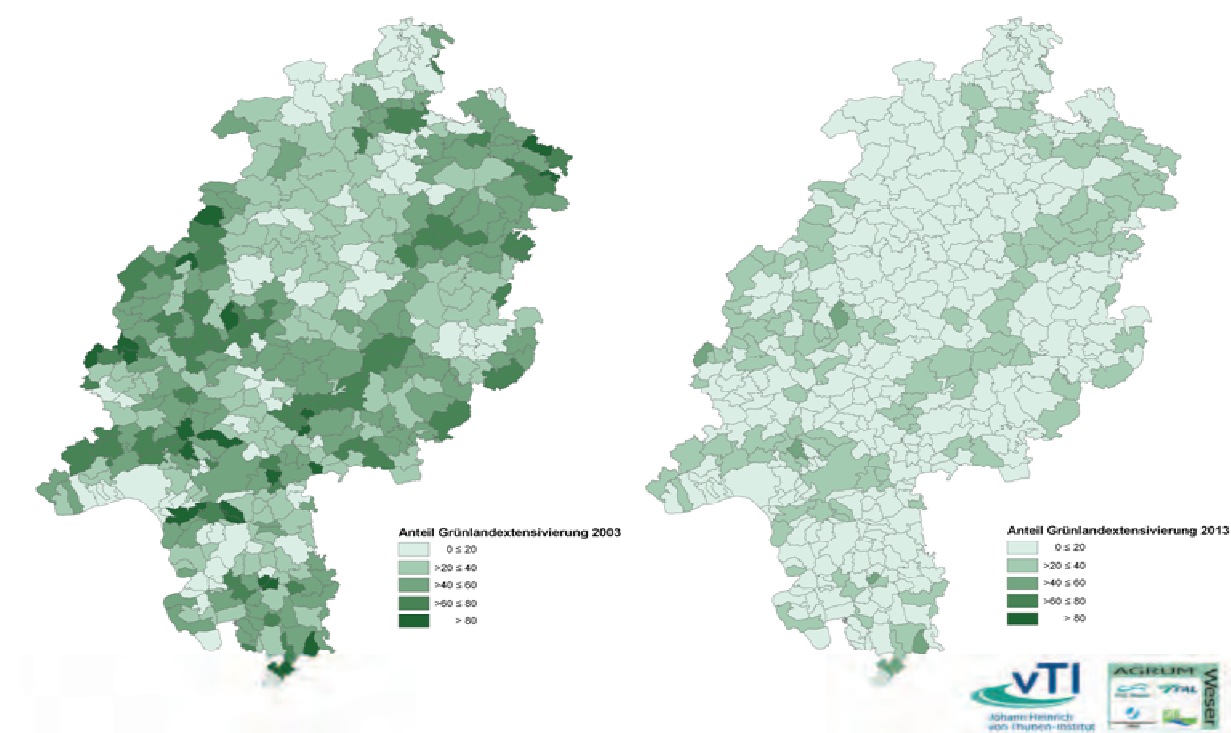


Tabelle 24: Überblick über Veränderungen der Umfänge einiger Agrarumweltmaßnahmen in Hessen, Niedersachsen und Nordrhein-Westfalen bis 2013

AUM	HE		NI		NW	
	2004/05	2013	2003/04	2013	2003/04	2013
Zwischenfruchtanbau	17.900	48.000	157.500	37.000	66.600 ¹⁾	-
Mulchsaat	35.600	-	68.100	56.000		
GL-Extensivierung	117.600	45.000	43.300	38.200	74.300	92.050
Ökologischer Landbau	53.500	62.000	51.000	60.000	37.600	62.000

¹⁾ In Nordrhein-Westfalen ist Zwischenfruchtanbau und Mulchsaat zu Erosionsschutz zusammengefasst.

Quelle: Eigene Berechnungen anhand der Aktualisierung der Halbzeitbewertung und der Entwicklungsprogramme der Bundesländer.

Aus der Differenz zwischen realisierten (2003/04) und geplanten Anbauumfängen (2013) der AUM wurden auf der Grundlage der in detaillierten Maßnahmensteckbriefen (OSTERBURG et al., 2007) beschriebenen Maßnahmenwirkungen die Auswirkungen auf die Nährstoffsalden in den Gemeinden bis zum Jahr 2015 berechnet. Dabei wurden nur die Maßnahmen berücksichtigt, für die in den Maßnahmensteckbriefen eine Wirkung auf die Nährstoffsalden ausgewiesen wurde. Das sind beispielsweise in Niedersachsen Grünlandextensivierung, Ökolandbau, Umwandlung von Ackerland in Grünland und Zwischenfruchtanbau, in Nordrhein-Westfalen Grünlandextensivierung, Ökolandbau, Flächenstilllegung und Erosionsschutz und in Hessen Grünlandextensivierung, Ökolandbau und Zwischenfruchtanbau.

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 Energieerzeugung, der Preisanstieg für Agrarprodukte sowie für Energie- und Düngemittel und der technische Fortschritt. Diese Faktoren führen teilweise zu deutlichen Anpassungen der landwirtschaftlichen Landnutzung und Produktion 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 novelliert wurde, gefördert (DEUTSCHER BUNDESTAG, 2004). Die Förderung hat zu einem Boom beim Anbau von Energiemais geführt, der sich als wettbewerbsstärkste Kultur

durchgesetzt hat. Die Ankaufspreise für Energiemaissubstrat leiten sich von der Wettbewerbsfähigkeit zu verdrängender Verfahren bspw. Getreide ab. Das Spektrum der Substratpreise lag im Zeitraum 2005/06 zwischen 22 und 24 €/t (Maissilage frei Siloplatte mit 30 % Trockensubstanz TS in der Frischmasse). Für das Jahr 2015 wird ein Substratpreis von 24 €/t (30 % TS) frei Siloplatte des liefernden Betriebes angenommen. Für die Berechnungen mit RAUMIS wird unterstellt, dass dieser Substratpreis, trotz sinkender garantierter Stromeinspeisevergütungen, aufgrund von Effizienzsteigerungen durch technischen Fortschritt bei den Biogasanlagen bis 2015 weiterhin gezahlt werden kann. Zusätzliche Kosten wie ggf. Transportkosten zur Biogasanlage werden vom Anlagenbetreiber getragen. Das Energiemaissubstrat wird völlig preiselastisch nachgefragt, womit impliziert wird, dass überall dort, wo Landwirte Energiemais anbauen möchten, Biogasanlagen mit entsprechenden Kapazitäten errichtet werden.

Für die zukünftige Entwicklung der Agrarpreise, die im Jahr 2006 und 2007 kräftig gestiegen sind, erwarten Experten des USDA (2007) und des FAPRI (2008) bis zum Jahr 2015 eine nachhaltige Zunahme. Diese Entwicklung wird durch die infolge der positiven wirtschaftlichen Entwicklung in Indien und China stark wachsende Nachfrage nach Agrarprodukten, durch stark steigende Energiepreise sowie die weltweit intensivierte Förderung Erneuerbarer Energien vor allem von Biokraftstoffen getrieben. Ausgehend von den Projektionen für die Weltagrarmarktpreise lassen sich unter Berücksichtigung von Handelsspannen, Transportkosten und Importzöllen die zu erwartenden Erzeugerpreise für die wichtigen Agrarprodukte in Deutschland ableiten. Demnach steigen die Preise für die Leitkulturen im Ackerbau Getreide und Ölsaaten von 103 bzw. 208 Euro/t im Mittel der Jahre 2000/03 bis um rund 60 bzw. 22 % bis zum Jahr 2015.

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 auf 1,5 % und Raps auf 1,3 %. Die jährlichen Milchleistungssteigerungen der Milchkühe spielen angesichts 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 2015 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 mit Hilfe von RAUMIS unter der Annahme abgeschätzt, dass sich die Landwirtschaft bis zum Jahr 2015 vollständig an diese Rahmenbedingungen angepasst und Produktionsentscheidungen umgesetzt hat. Die Ergebnisse dieses Baseline-Szenarios werden dem Ist-Zustand (Basisjahr 2003) 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 25 zusammengestellt.

Tabelle 25: Entwicklungen der landwirtschaftlichen Landnutzung und Viehbestände in Deutschland und in der Flussgebietseinheit Weser (2003 bis 2015)

		Deutschland			Wesergebiet ¹⁾		
		2003 (abs.)	2015 (abs.)	'15/'03 (in %)	2003 (abs.)	2015 (abs.)	'15/'03 (in %)
Landwirt. gen. Fläche (LF)	1.000 ha	16.525	16.984	2,8	2.913	2.971	2,0
Getreide	1.000 ha	6.809	6.785	0	1.235	1.286	4
Ölsaaten	1.000 ha	1.216	1.125	-7	166	140	-15
Hack- und Hülsenfrüchte	1.000 ha	1.113	1.148	3	228	210	-8
Energiemais	1.000 ha	-	963	-	-	169	-
Silomais	1.000 ha	1.173	869	-26	184	145	-22
Sonst. Ackerfutter	1.000 ha	370	740	100	37	66	79
Flächenstilllegung	1.000 ha	939	42	-96	166	0	-100
Hauptfutterfläche (HF)	1.000 ha	6.447	6.750	5	1.120	1.160	4
Viehbestand	1.000 GVE	15.255	12.350	-19	3.114	2.713	-13
Milch	1.000 GVE	4.370	3.722	-15	715	603	-16
sonst. Rauhfutterfresser	1.000 GVE	5.175	3.568	-31	941	699	-26
sonst. Tiere	1.000 GVE	5.710	5.060	-11	1.458	1.411	-3
Viehbesatz insg.	GVE / ha LF	0,92	0,73	-21	1,07	0,91	-15
Rauhfutterfresserbesatz	GVE / ha HF	1,48	1,08	-27	1,48	1,12	-24

1) RAUMIS-Modellregionen, deren Fläche jeweils mehr als 10 % in der Flussgebietseinheit Weser liegt.

Quelle: BMELV; Statistisches Jahrbuch; RAUMIS-Ergebnisse.

Für die Flussgebietseinheit Weser basieren die Angaben auf denjenigen RAUMIS-Modellregionen (Landkreise), deren Gebietsfläche mit einem Anteil von mindestens 10 %

in der Flussgebietseinheit Weser liegt.⁶ Im Folgenden wird diese Gebietsabgrenzung, die 51 Modellregionen umfasst, als Wesergebiet bezeichnet.

In Deutschland und in der Flussgebietseinheit Weser entwickelt sich die landwirtschaftlich genutzte Fläche (LF) im Baseline-Szenario von 2003 bis 2015 nahezu konstant. Trotz anhaltender Ausdehnung der Siedlungs- und Verkehrsfläche („Flächenverbrauch“) zu Lasten der landwirtschaftlichen Flächennutzung nehmen landwirtschaftliche Betriebe im Zuge steigender Agrarpreise zunehmend Flächen wieder in Bewirtschaftung, die sie aus verschiedenen Gründen nicht genutzt oder anderen Nutzern überlassen haben. Vor diesem Hintergrund wird der „Flächenverbrauch“ in erster Linie die Differenz zwischen der Landwirtschaftsfläche und der landwirtschaftlich genutzten Fläche verringern.

Trotz des erwarteten Anstiegs der Getreide- und Ölsaatenpreise bis zum Jahr 2015 um rund 60 % bzw. 20 % gegenüber dem Ist-Zustand im Jahr 2003 erfolgt in Deutschland nach den Berechnungen mit RAUMIS kein Anstieg der Getreide- und Ölsaatenflächen. Dies ist eine Folge der hohen Wettbewerbsfähigkeit des Energiemaisanbaus für die Biogaserzeugung, dessen Anbaufläche, vor allem zu Lasten der Flächenstilllegung sowie des Getreide- und Ölsaatenanbaus, in Deutschland auf etwa 1 Mio. ha und in der Flussgebietseinheit Weser auf rund 170.000 ha zunimmt. Der Flächenanteil des Energiemaisses beläuft sich somit im Jahr 2015 auf jeweils rund 6 % der LF.

Die Entkopplung von Flächenprämien wirkt sich auf die Landnutzung, vor allem auf den Ackerfutterbau, aus. Die relative Vorzüglichkeit des Silomaisanbaus sinkt gegenüber sonstigem Ackerfutter, das in die Prämienregelung einbezogen wurde (KREINS et al., 2002). Infolgedessen wird der sonstige Ackerfutterbau zu Lasten von Silomais ausgedehnt.⁷

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 Milchanlieferung 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

⁶ Insgesamt liegen Flächen von 69 RAUMIS-Modellregionen ganz oder teilweise in der Flussgebietseinheit Weser.

⁷ Aufgrund der Schwierigkeiten der Abgrenzung von Energie- bzw. Silomais bei der statistischen Erfassung ist davon auszugehen, dass der seit 2004 zu beobachtende Anstieg der Silomaisfläche den Anbau von Energiemais teilweise beinhaltet.

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 drei Viertel des Mutter- und Ammenkuhbestandes.

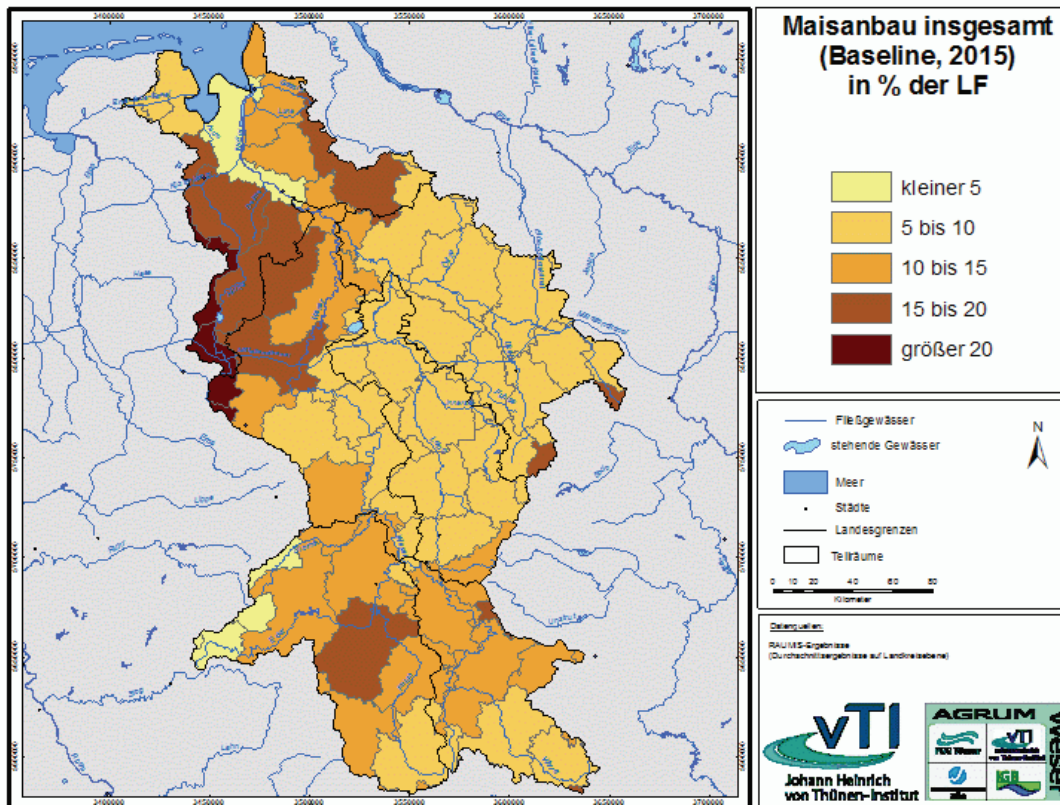
In den Berechnungen wurden die Produktionsanpassungen infolge der Düngeverordnung nicht berücksichtigt. In diesem Zusammenhang wäre ein stärkerer Abbau des Viehbestandes sowie ein Anstieg überregionaler Gülletransporte im Vergleich zu den im Baseline-Szenario ausgewiesenen Ergebnissen zu erwarten.

Regionale Entwicklungen

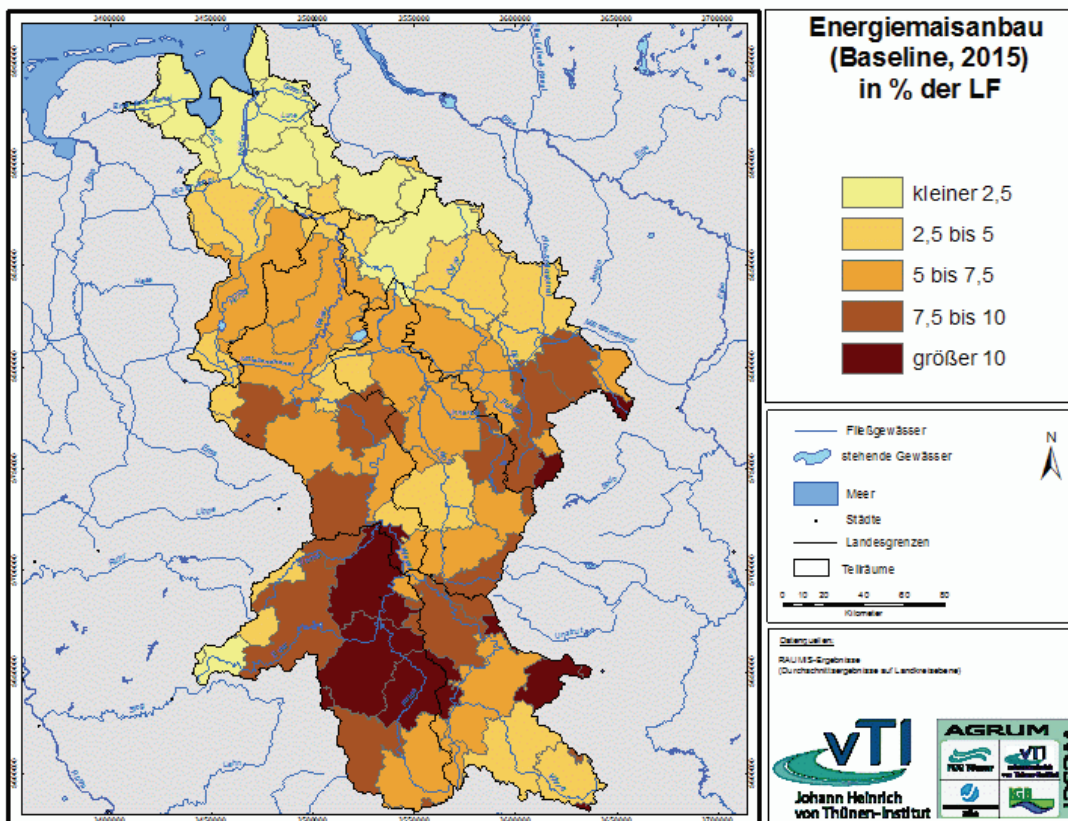
Aufgrund einer räumlichen Spezialisierung der landwirtschaftlichen Produktion in Deutschland und in der Flussgebietseinheit Weser resultieren aus den veränderten Rahmenbedingungen bis 2015 unterschiedliche regionale Anpassungen.

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 93 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. der Flussgebietseinheit Weser ab. Allerdings kann sich dabei die hohe Aufnahmefähigkeit des Silomaises für Wirtschaftsdünger in Regionen mit sehr hohem Wirtschaftsdüngeranfall als ein den Futtermaisbau stabilisierender Faktor erweisen.

Karte 93: Regionaler Maisanbau insgesamt in der FGE-Weser in % der LF (2015)



Karte 94: Regionaler Energiemaisanbau in der FGE-Weser in % der LF (2015)



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, beispielsweise Teilen des Schwarzwaldes, der Schwäbischen Alb sowie des Hunsrücks und Westerwaldes, 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 2015 insgesamt eine weitere Reduzierung gegenüber dem Ist-Zustand zu erwarten (GÖMANN et al., 2008c). Vor dem Hintergrund nahezu ausgeglichener Phosphorbilanzüberschüsse (vgl. Kapitel 6.2.4) liegt im Hinblick auf die Auswahl von Maßnahmen des landwirtschaftlichen Gewässerschutzes das Hauptinteresse auf der Entwicklung bzw. Reduzierung von Stickstoffbilanzüberschüssen.

Ausgehend vom Ist-Zustand mit einem durchschnittlichen N-Bilanzüberschuss von 79 kg N je ha LF in Deutschland ist nach Berechnungen mit RAUMIS insgesamt eine Verminderung der N-Bilanzen um 10 kg N/ha LF bis zum Jahr 2015 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. In diesem Zusammenhang würde durch eine Ausdehnung der Milchquote um 1 % der bundesweite N-Bilanzüberschuss 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 N-Bilanzüberschüsse 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 speziellen Intensität im Ackerbau und zu einer Zunahme der N-Bilanzüberschüsse.

Die Aussetzung der obligatorischen Flächenstilllegung und Nutzung der freiwerdenden Flächen für den Anbau konventioneller Verfahren würde zu einer Zunahme der N-Bilanzüberschüsse um etwa 0,7 kg N/ha LF führen. Allerdings wären bis 2015 die Stilllegungsflächen auch ohne die Aufhebung der obligatorischen Flächenstilllegung weitgehend in Bewirtschaftung genommen worden, und zwar durch den Anbau von Biomasse zur Energieerzeugung (GÖMANN et al., 2007, 2008a). Nach RAUMIS-Ergebnissen werden deutschlandweit bis zu 1 Mio. ha Energiemais angebaut, der für die N-Bilanzen eine wichtige Rolle spielt, 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. Werden für den Ausnutzungsgrad entsprechende Annahmen getroffen⁸, so nimmt der N-Bilanzüberschuss durchschnittlich um 3 kg N/ha LF und regional um bis zu 10 kg N/ha LF zu.

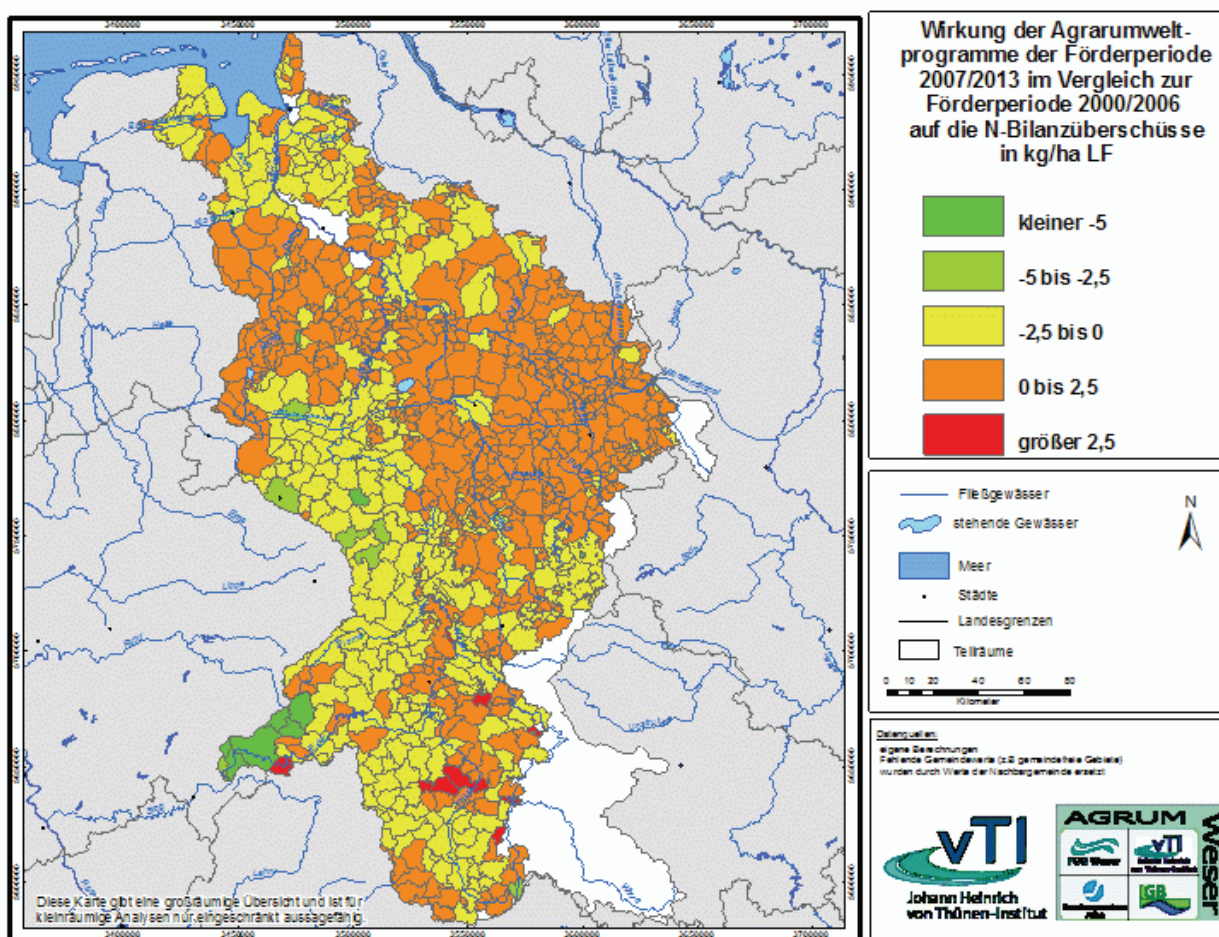
Die Auswirkungen der geplanten Veränderungen bei den AUM-Umfängen auf die Nährstoffbilanzsalden wurden auf Grundlage der von OSTERBURG et al. (2007) durchgeführten Bewertungen einzelner Maßnahmen abgeschätzt. Dabei wurde eine Wirkung auf N-Salden für die Grünlandextensivierung, die Umwandlung von Ackerland in Grünland, den Zwischenfruchtanbau, die Flächenstilllegung, den Erosionsschutz und den Ökolandbau ausgewiesen. Die Zusammenfassung der Wirkungen der einzelnen Maßnahmen in den Ländern Hessen, Niedersachsen und Nordrhein-Westfalen auf Gemeindeebene ergibt den gesamten Einfluss der Agrarumweltmaßnahmen auf die N-Bilanz pro Gemeinde. Bei der Berechnung der Wirkungen der Agrarumweltmaßnahmen wurden diese Entwicklungen nicht als tatsächlich eintreffende Zustände im Jahr 2013 angesehen, sondern es wurden Szenarien mit unterschiedlichen Umsetzungsgraden von 100 % (Umfang wie in Förderprogramm bis 2013 angestrebt - Szenario I), 50 % (Veränderung des Umfangs der Maßnahme, bei denen eine Verminderung vorgesehen ist, tritt zu 50 % ein; bei vorgesehener Ausweitung der Maßnahme 100 % Umsetzung - Szenario II) und 0 % (keine Veränderung des Umfangs der Maßnahme, bei denen eine Verminderung vorgesehen ist, im Vergleich zu 2003; bei vorgesehener Ausweitung der Maßnahme 100 % Umsetzung - Szenario III) gerechnet. Insgesamt liegt die Wirkung der geänderten Anbauumfänge von Agrarumweltmaßnahmen auf die N-Bilanzüberschüsse im Durchschnitt in den untersuchten Bundesländern bei +1,5 bis -1,5 kg/ha. In Gebieten innerhalb der Bundesländer sind diese Änderungen größer, da einzelne Maßnahmen nur in bestimmten Gebietskulissen angeboten werden, sodass sie hier zu entsprechend größeren Veränderungen der N-Bilanzen führen können.

⁸ Die Annahmen sind wie folgt: bei der Vergärung entsteht ein Verlust von 10 % der enthaltenen Nährstoffe; von den verbleibenden Nährstoffen sind 50 % nicht pflanzenverfügbar, davon entweichen 40 % gasförmig.

Tabelle 26: Durchschnittliche Wirkung der Veränderung der Anbauumfänge der Agrarumweltmaßnahmen auf die N-Bilanzüberschüsse (kg/ha)

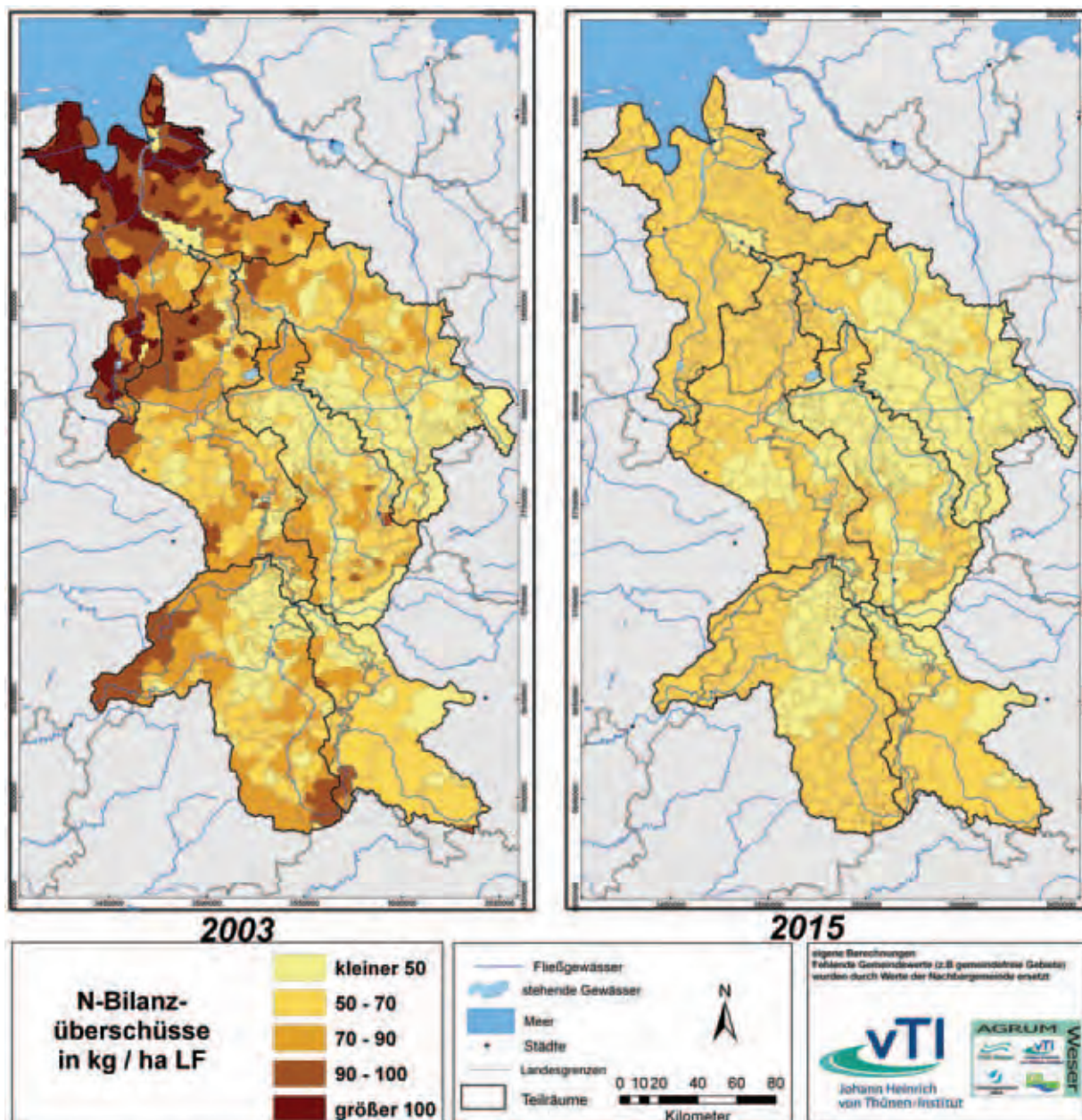
	Szenario I	Szenario II	Szenario III
Hessen	+1,41	-0,03	-1,48
Niedersachsen	+0,78	+0,28	-0,23
Nordrhein-Westfalen	-1,32	-1,43	-1,55

Karte 95: Wirkung der Agrarumweltprogramme der Förderperiode 2007/2013 im Vergleich zur Förderperiode 2000/2006 auf die N-Bilanzüberschüsse im Szenario II in kg/ha LF



Obwohl die Abschätzung der Auswirkung geänderter Agrarumweltprogramme auf die Nährstoffbilanzüberschüsse, wie weiter oben beschrieben wurde, mit Unsicherheiten behaftet ist, wird dennoch deutlich, dass sich die Veränderungen der Agrarumweltprogramme zwischen den Förderperioden 2000/06 und 2007/2013 im Vergleich zu den anderen beschriebenen Einflussgrößen relativ gering auf die landwirtschaftlichen Nährstoffbilanzen auswirken.

Karte 96: N-Flächenbilanzüberschüsse im Basisjahr 2003 (links) und im Baseline Szenario 2015 (rechts) (kg N/ha LF ohne atmosphärische Deposition)



Aufgrund der vielfältigen Anpassungsmöglichkeiten zur Einhaltung der Auflagen bzgl. des Nährstoffeinsatzes der DüV lässt sich das Reduktionspotenzial bei den Nährstoffüberschüssen nur näherungsweise abschätzen. Nach Berechnungen von OSTERBURG et al. (2007) auf der Grundlage von Einzelbetrieben ist eine Reduktion der Stickstoffbilanzüberschüsse zwischen 14 bis 21 kg N/ha LF bei den analysierten Betrieben erwartbar. Wird eine Verteilung von Nährstoffen durch Transporte von Überschuss- zu Zuschussbetrieben berücksichtigt, dürfte das Reduktionspotenzial geringer ausfallen.

In der Flussgebietseinheit Weser sind bzgl. der Entwicklung der N-Bilanzen im Baseline-Szenario vergleichbare Effekte wie im Bundesdurchschnitt zu erwarten. Die N-Bilanzüberschüsse (ohne Atmosphärische Deposition) verringern sich ausgehend von durchschnittlich rund 70 kg N je ha LF im Ist-Zustand insgesamt um etwa 9 kg/ha LF. Die positiven Auswirkungen der AUM auf die Nährstoffbilanzen werden durch die „neuen“ Förderprogramme bis 2013 insgesamt für die Bundesländer Niedersachsen, Nordrhein-Westfalen und Hessen nicht beeinflusst.

Einen Überblick über die in der Flussgebietseinheit Weser regional erwartbaren Entwicklungen der N-Bilanzüberschüsse auf Grund des Baseline-Szenarios zeigt Karte 96.

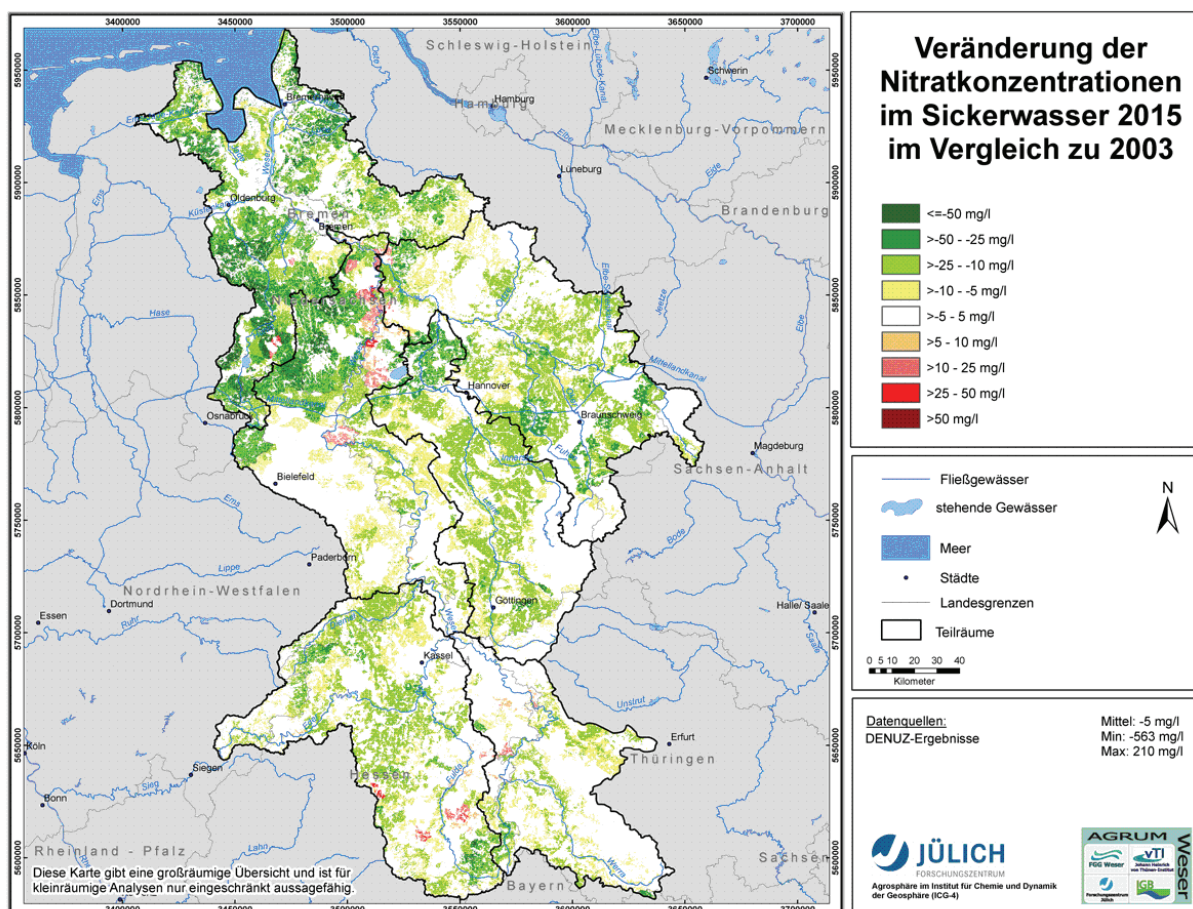
7.3 Auswirkungen des Baseline-Szenarios auf die Nitrateinträge ins Grundwasser und die Oberflächengewässer (FZJ)

7.3.1 Nitrateinträge in die Grundwasserkörper

Zur Analyse der möglichen Auswirkungen des Baseline Szenarios 2015 auf die Nährstoffeinträge in die Grundwasserkörper wurden die vom vTI berechneten N-Überschüsse aus der Landwirtschaft sowie die durch atmosphärische Deposition für 2015 prognostizierten Stickstoffmengen mit dem Modell GROWA verknüpft.

Um eine direkte Vergleichbarkeit mit den für 2003 ermittelten Nitrateinträgen ins 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 2015 zu erwartende Nitratkonzentration im Sickerwasser unter Zugrundelegung der mittleren langjährigen hydrologischen Bedingungen ermittelt (vgl. Karte 97).

Karte 98: Veränderung der Nitratkonzentration im Sickerwasser 2015 bis 2003



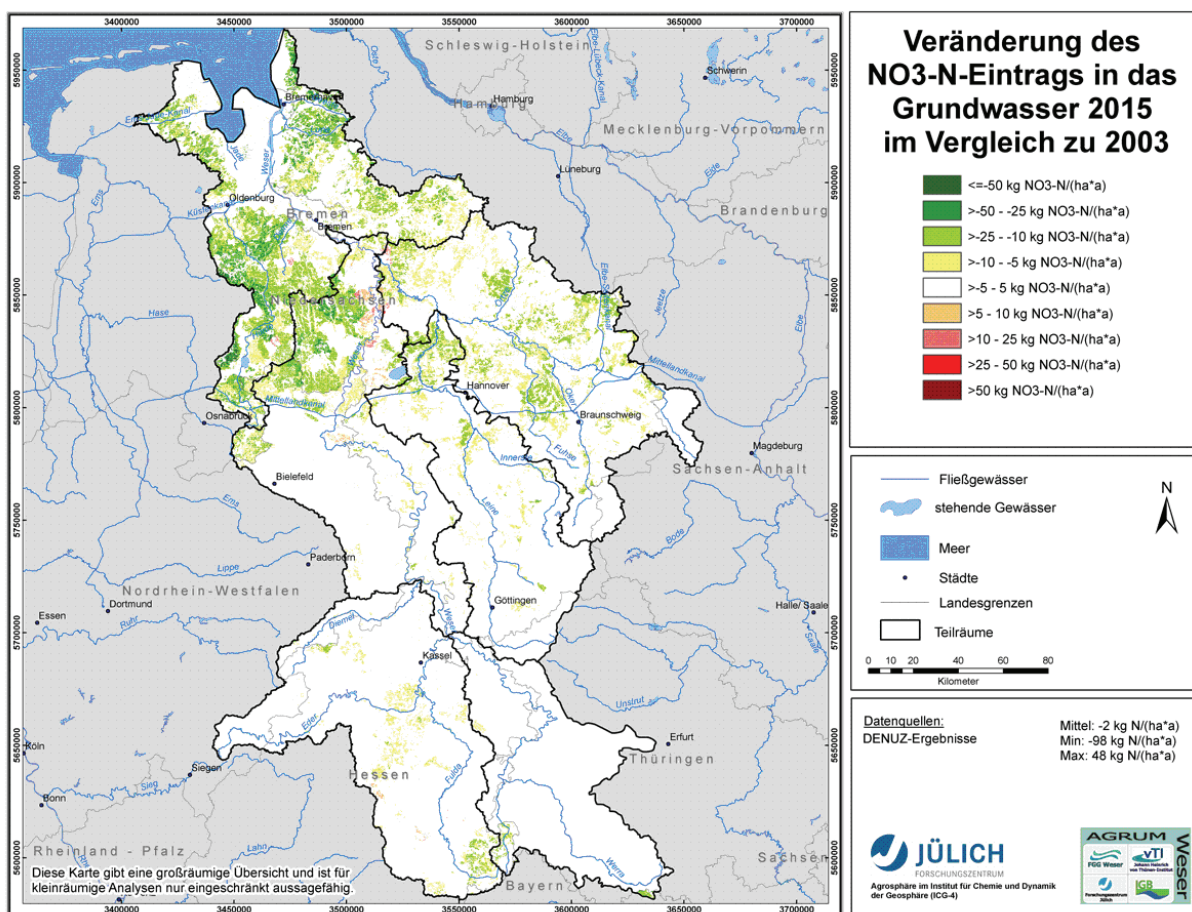
Wie aus der Karte 98 hervorgeht, werden die Maßnahmen des Baseline-Szenarios in den überwiegend forstwirtschaftlich genutzten Regionen erwartungsgemäß keine großen Auswirkungen haben. Für die meisten landwirtschaftlich genutzten Regionen darf jedoch eine Verminderung der Nitratkonzentration im Sickerwasser erwartet werden, während kleinere Bereiche (z. B. entlang des Flusslaufs der Weser) eine Zunahme der Nitratkonzentrationen im Sickerwasser um ca. 10-25 mg/l erwarten lassen.

Im Mittel für das gesamte Einzugsgebiet der FGE Weser, d. h. unter Einbeziehung der Waldflächen, ergibt sich eine Reduktion von ca. 10 mg NO₃/l. In den landwirtschaftlich dominierten Regionen im Süd- und Ostteil des Einzugsgebiets der FGE Weser liegt die Verminderung der Nitratkonzentration in der Regel bei 10-25 mg/l. Eine Verminderung von bis zu 50 mg/l und mehr ergibt sich großflächig im durch intensive Viehhaltung geprägten Westteil des Einzugsgebiets der FGE Weser.

Entsprechend des in Karte 40 dargestellten Abflussverhältnisses wird die mit dem Sickerwasser aus dem Boden ausgewaschene Nitratmenge auf die Abflusskomponenten Direkt-

abfluss und Grundwasserneubildung aufgeteilt. In Karte 100 ist die sich durch das Baseline-Szenario 2015 zu erwartende Änderung der Nitrateinträge in die Grundwasserkörper dargestellt.

Karte 99: Veränderung der Nitrateinträge ins Grundwasser 2015 bis 2003



Wie zu erwarten, macht sich eine Reduzierung der Nitrateinträge ins 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 99 zeigt, fast ausschließlich im Norden des Einzugsgebiets der FGE Weser verminderte Nitrateinträge, die häufig im Bereich zwischen 10 kg/ha-a und 25 kg/ha-a liegen. Aufsummiert über das gesamte Wesereinzugsgebiet reduzieren sich die N-Einträge ins Grundwasser um ca. 16.000 N t/a, was einer mittleren Reduktion des N-Eintrags ins Grundwasser von ca. 3 kg N/ha-a entspricht.

7.3.2 Nitrateinträge in die Oberflächengewässer

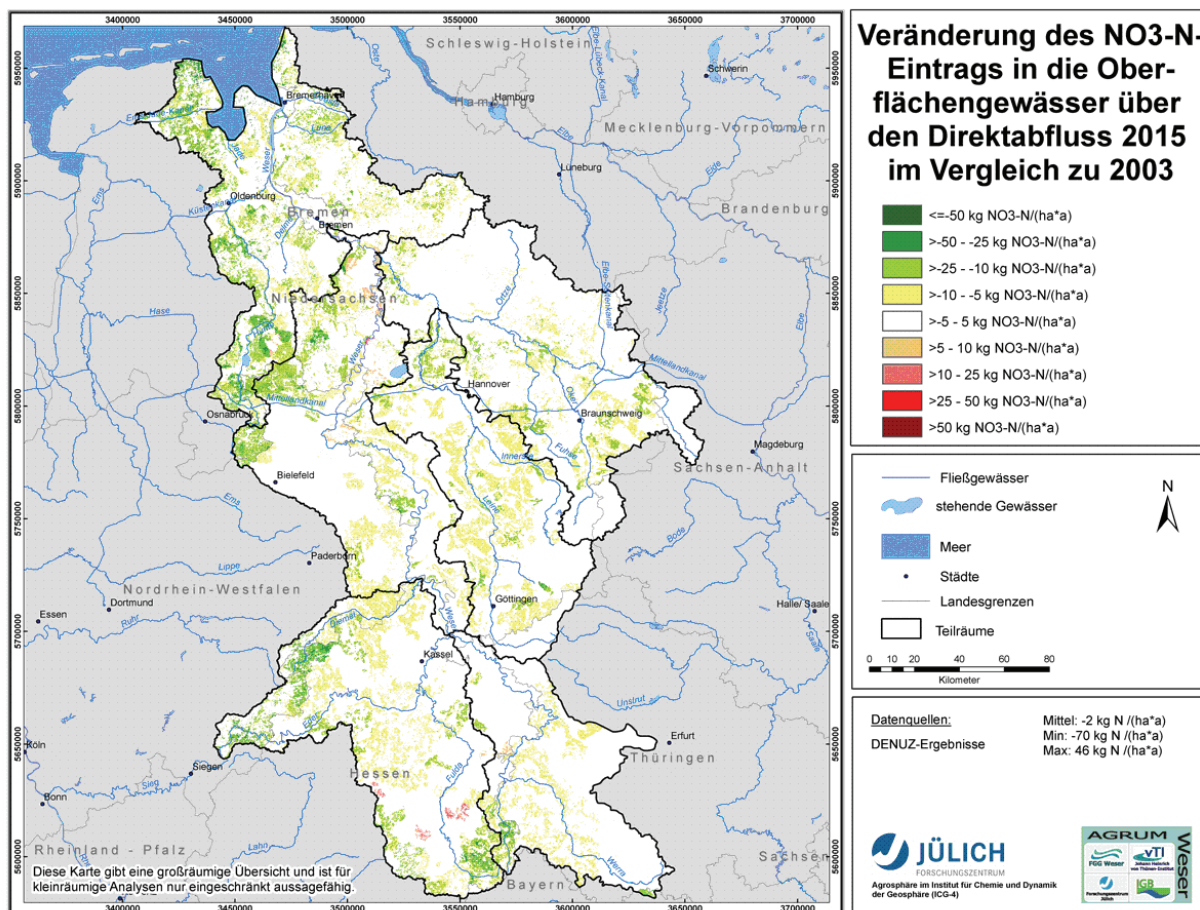
Wie in Kapitel 3.2 ausgeführt, wird beim GROWA-Modell davon ausgegangen, dass die Nitratausträge aus dem Boden nach der Passage der Wurzelzone festgelegt sind, sodass sich die N-Einträge ins Grundwasser bzw. die Oberflächengewässer entsprechend den Ergebnissen des GROWA-Modells für das Verhältnis Grundwasserneubildung/Direktabfluss aufteilen. Ein Teil gelangt über den Direktabfluss, d. h. die schnell abfließenden Wasserhaushaltskomponenten (natürlicher Zwischenabfluss und Drainabfluss) ohne weitere Denitrifikation in die Oberflächengewässer, der andere Teil gelangt über die Grundwasserneubildung in den Aquifer. Für diesen Anteil wird der reaktive N-Transport im Aquifer berücksichtigt, was über das hydrogeologische Modell WEKU (KUNKEL und WENDLAND, 1997; WENDLAND et al., 2004) erfolgt. Im Folgenden wird dargestellt, in welcher Weise sich die Maßnahmen des Baseline-Szenarios auf die regionalen Nitrateinträge über den Direktabfluss und den Grundwasserabfluss auswirken.

7.3.2.1 Nitrateinträge über den Direktabfluss

Wie in Kapitel 3.2 ausgeführt, wird bei der Modellierung davon ausgegangen, dass die Nitratkonzentration im Sickerwasser nach der Passage der Wurzelzone festgelegt ist und die Denitrifikation in tieferen Schichten der ungesättigten Zone vernachlässigt werden kann. Die mit dem Direktabfluss in die Vorfluter transportierte Nitratfracht wird im Modell daher ohne Berücksichtigung weiterer Denitrifikationsvorgänge abgebildet. Die Auswirkungen des Baseline-Szenarios auf die N-Überschüsse und die Nitratkonzentrationen im Sickerwasser setzen sich dementsprechend unmittelbar in veränderten N-Einträgen in die Oberflächengewässer über den Direktabfluss fort (vgl. Karte 100).

Karte 100 zeigt, dass sich die N-Austräge in die Oberflächengewässer über den Direktabfluss in allen Regionen, in denen sich die Nitratbelastung der Böden durch die Maßnahmen des Baseline-Szenario reduziert haben, vermindern werden. Hierbei ist ein Bezug zum Anteil des Direktabflusses am Gesamtabfluss und zur absoluten Höhe der Veränderung der N-Austräge festzustellen. In der Festgesteinsregion im Südteil des Einzugsgebiets der FGE Weser machen sich die Auswirkungen des Baseline-Szenarios weniger stark auf die Austräge mit dem Direktabfluss bemerkbar, sodass dort vielfach eine Reduktion von weniger als 10 kg/ha·a zu erwarten ist. Da sich die Maßnahmen des Baseline-Szenarios vor allem auf die N-Austräge in den intensiv landwirtschaftlich genutzten Gebieten im Nordwestteil des Einzugsgebiets der FGE Weser auswirkt, treten vor allem die Teilregionen hervor, in denen der Direktabfluss dominiert (z. B. unter Dränflächen). Dort können die N-Austräge in die Oberflächengewässer über den Direktabfluss in einer Höhe von bis 50 kg/ha·a reduziert werden.

Karte 100: Veränderung des N-Eintrags in die Oberflächengewässer über den Direktabfluss

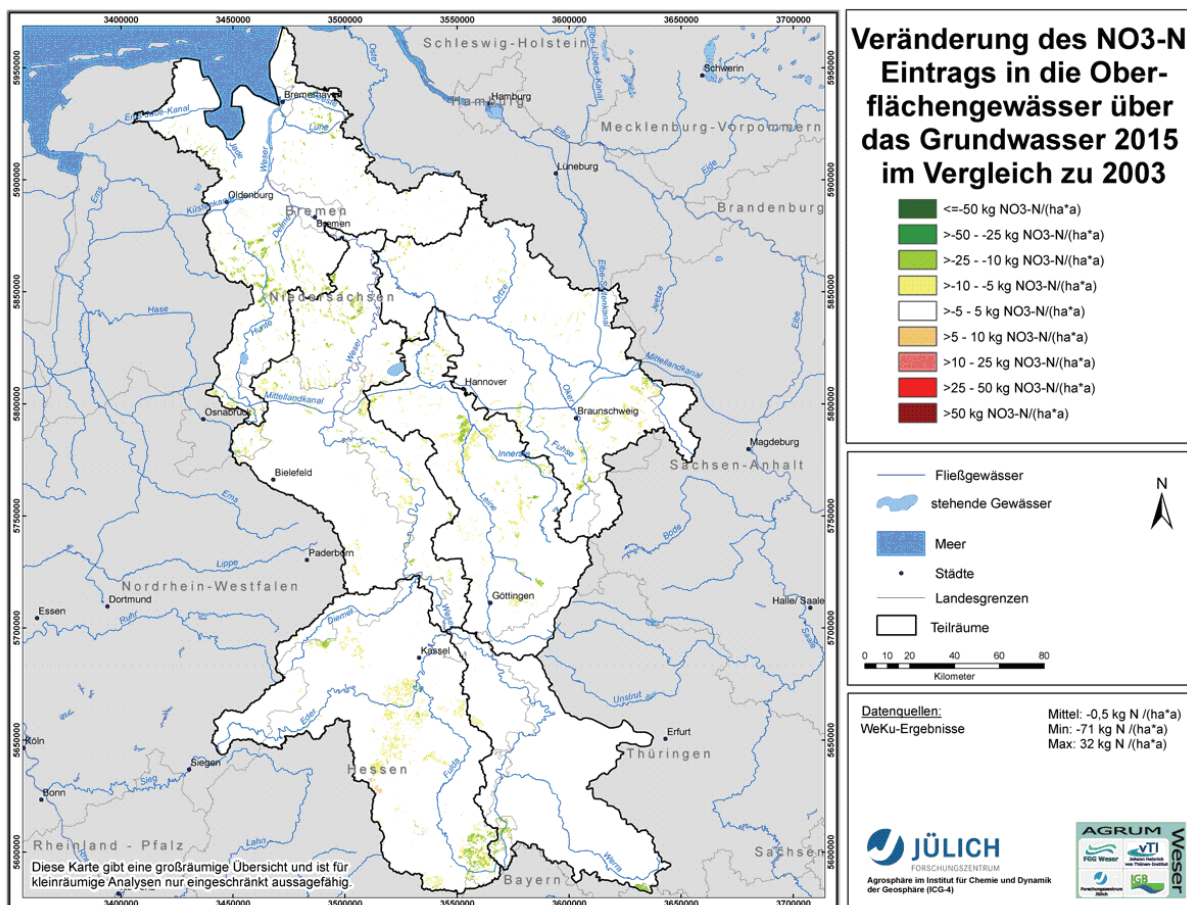


7.3.2.2 Nitrateinträge über den Grundwasserabfluss

Wie aus Karte 100 hervorgeht, führt das Baseline-Szenario 2015 zu einer in einigen Regionen signifikanten Reduktion der Nitratkonzentrationen im Sickerwasser bzw. der Nitrateinträge ins Grundwasser. Ob und in welcher Höhe diese N-Einträge die Vorfluter erreichen, hängt von den nitratabbauenden Eigenschaften der Aquifere sowie den Verweilzeiten des Grundwassers ab.

Dementsprechend liegen die Nitrateinträge über das Grundwasser, die für das Baseline-Szenario 2015 ermittelt werden, für das Norddeutsche Flachland in einem ähnlich (geringen) Bereich wie die N-Einträge, die für 2003 berechnet worden sind (siehe Karte 101).

Karte 101: Veränderung der Nitratausträge in die Vorfluter über den Grundwasserpfad



In der Weise ist insgesamt nicht davon auszugehen, dass sich die grundwasserbürtigen Nitratreinträge in die Oberflächengewässer im Zeitraum von 2003 bis 2015 bzw. über diesen Zeitraum hinaus signifikant ändern werden. Dies gilt jedoch nur so lange wie die Aquifere mit nitratabbauenden Eigenschaften (hier: die des Norddeutschen Flachlandes) nitratabbauende Eigenschaften aufweisen.

7.3.2.3 Abschätzung der Denitrifikationskapazität reduzierter Aquifere

Die Denitrifikation im Aquifer führt zu einem irreversiblen Verbrauch des reduzierenden Stoffdepots (organische Kohlenstoffverbindungen, Pyrit) eines Grundwasserleiters. Wenn der Gehalt an reduzierenden Inhaltsstoffen eines Aquifers erschöpft ist, kommt es innerhalb kurzer Zeit zu einem deutlichen Anstieg der Nitratkonzentration im Grundwasserleiter, dem „Nitratdurchbruch“ (LAWA, 1995). Der Zeitpunkt des Nitratdurchbruchs ist neben standortspezifischen Nutzungs- und Bewirtschaftungsmaßnahmen (Höhe des überschüssigen Aufwandes an Stickstoffdüngern) unter anderem auch von aquifer-

spezifischen Gegebenheiten abhängig. Hierzu zählen vor allem die Ausdehnung und Mächtigkeit eines Aquifers sowie der Gehalt und die räumliche Verteilung reduzierender Inhaltsstoffe im Aquifer.

KUNKEL und WENDLAND (2000) haben die Zeiträume abgeschätzt, mit denen bei einem im langjährigen Mittel konstanten Niveau des überschüssigen Stickstoffdüngers bis zur Erschöpfung des Nitratabbaupotenzials reduzierter Aquifere zu rechnen ist. Die Abschätzung wurde u. a. für die hydrogeologische Gesteinseinheit „Glaziofluviale Sande“ durchgeführt, welche auch im Einzugsgebiet der FGE Weser auftritt und dort ergiebige Grundwasserleiter darstellt.

Für die folgenden Beispielrechnungen wird in Anlehnung an KÖLLE et al. (1989) angenommen, dass in pyrithaltigen Aquiferen, die typisch für das pleistozäne Tiefland sind, nahezu der gesamte Nitratumsatz über die autotrophe Denitrifikation abläuft. Zur Reduktion von 1 kg Nitrat wird bei der autotrophen Denitrifikation 0,691 kg Pyrit verbraucht. Für die Abschätzung der Zeiträume bis zur Erschöpfung des reduzierenden Inventars der oberen Aquifere, also deren Nitratabbaupotenzials, ist die Kenntnis über die Höhe und räumlichen Verteilung der Pyritkonzentration im Sediment notwendig.

BÖTTCHER et al. (1989) führten umfangreiche Untersuchungen zur Stoffumsetzung im Grundwasser des Fuhrberger Feldes, welches im Einzugsgebiet der Weser liegt, durch. Dieser, ca. 30 km nordöstlich von Hannover im pleistozänen Tiefland gelegene Aquifer, ist aus 20-30 m mächtigen quartären kiesigen Sanden aufgebaut. Der Aquifer enthält nach BÖTTCHER et al. (1989) einen Vorrat an mikrobiell nutzbaren reduzierten Schwefelverbindungen, welcher überschlagsmäßig ca. 0,2-0,4 kg FeS₂/m³ beträgt. Bei einer anderen Untersuchung im Berliner Urstromtal (VOIGT, 1998, b) wurde aus überschlägigen Bilanzrechnungen zur Pyritoxidation auf einen Pyritgehalt im Sediment von ca. 0,01 Gew. % geschlossen. Bei geochemischen Sedimentanalysen von 24 Überwachungsbrunnen in Nord-Brabant (BROERS et al., 2004) wurden in den glazialen Sanden, die dort den Hauptaquifer aufbauen, Pyritgehalte zwischen ca. 0,001 und 0,008 Gew. % festgestellt. Bei einer mittleren Dichte des Trockensedimentes von 1700 kg/m³ ergibt sich bei einem Pyritgehalt im Sediment von 0,01 Gew. %, in guter Übereinstimmung mit den oben genannten Werten, ein Pyritgehalt von ca. 0,17 kg FeS₂/m³. Für die glaziofluvialen Sande, die im Nordteil des Einzugsgebiets der FGE Weser die Aquifere darstellen, kann also von einem Anfangsvorrat an Pyrit im Sediment von 0,2 kg FeS₂/m³ ausgegangen werden, wohlwissend, dass dieser Wert in der Realität lateral und vertikal stark schwanken und eher als Mindestmenge angenommen werden kann.

Hat ein Aquifer nitratabbauende Eigenschaften, so wird das an den Wassertransport im Aquifer gebundene Nitrat beim Kontakt mit der reduzierten Zone denitrifiziert. Die Tiefenlage der reduzierten Zone ist abhängig von der Geschwindigkeit des Grund-

wasserumsatzes, der Verfügbarkeit an reduzierten Verbindungen (hier: ausschließlich Pyrit) im Aquifer sowie der Menge an nachgeliefertem Nitrat. Verschiedene Untersuchungen zur Tiefenlage der reduzierten Zone unter unterschiedlichen Standorten (siehe HOFFMANN, 1991; FRATERS, 2006; BROERS et al., 2004) ergaben, dass die reduzierte Zone zum Teil erst ab einer Tiefenlage von ca. 2 bis 5 m beginnt, wobei vor allem unter landwirtschaftlich genutzten Flächen auch größere Tiefenlagen auftreten können. Ist durch anhaltend hohe Nitratreinträge der Vorrat an reduzierendem Inventar in einer bestimmten Tiefenlage erschöpft, so verschiebt sich die reduzierende Zone zu größeren Tiefen, bis über die gesamte Aquifermächtigkeit schließlich kein reduzierendes Inventar mehr zur Verfügung steht und damit auch kein Nitratabbau mehr stattfinden kann (Nitratdurchbruch). Nimmt man im Sinne einer konservativen Abschätzung an, dass die denitrifizierte Nitratmenge den Nitratfrachten entspricht, die im langjährigen Mittel über die Grundwasserneubildung in den Aquifer eingetragen werden, so kann die pro Volumenelement denitrifizierte Nitratmenge durch die Aquifermächtigkeit und die jährlichen Nitratreinträge in das Grundwasser bestimmt werden.

Für die „Glaziofluviatilen Sande“ wurde von KUNKEL und WENDLAND (2000) anhand diverser hydrogeologischer Kartenwerke aus dem Norddeutschen Flachland eine mediane Mächtigkeit von ca. 14 m ermittelt; die Streuung der Mächtigkeiten (+/- 19 m ist dabei jedoch sehr hoch und liegt in der Größenordnung des arithmetischen Mittelwertes (24 m).

Aus den in Karte 67 flächendifferenziert dargestellten Nitratreinträgen in den oberen Aquifer wurde für das Norddeutsche Flachland, d. h. für die Region im Einzugsgebiet der FGE-Weser, in denen nitratabbauende Aquifere auftreten, ein Mittelwert des Nitratreintrags von 50 kg NO₃/ha·a generiert, der jedoch in einem relativ großen Bereich schwanken kann. Unter der Annahme, dass die mittleren Nitratreinträge in das Grundwasser konstant bleiben, wurden die Zeiträume abgeschätzt, nach denen das reduzierende Inventar der Aquifere vollständig verbraucht ist. Hierbei wurde berücksichtigt, dass die „effektive“ für die Denitrifikation zur Verfügung stehende Aquifermächtigkeit aufgrund der vertikalen Zonierung eines Aquifers in eine oxidierte und eine reduzierte Zone geringer als die Gesamtmächtigkeit des Aquifers ist. Unter der Annahme, dass die oxidierte Zone bis in Tiefen von ca. 2 bis 5 m unter die Grundwasseroberfläche reicht, ergeben sich für obiges Beispiel Zeiträume bis zur Erschöpfung der Denitrifikationskapazität von ca. 250 bis 750 Jahren.

Es sei an dieser Stelle erneut betont, dass die angegebenen Zeiträume, mit denen bis zur Erschöpfung der Nitratabbaukapazität der Aquifere zu rechnen ist, auf einer Vielzahl von Annahmen beruhen, deren Gültigkeit hier nicht explizit untersucht werden konnte. Darüber hinaus wurde die Abschätzung auf der Basis von Werten durchgeführt, von denen zwar erwartet werden kann, dass sie die „mittleren Verhältnisse“ repräsentieren, andererseits jedoch starken Schwankungen unterworfen sind. Die oben angegebenen

Zeiten sind daher als Beispiele aufzufassen, die für eine als typisch angenommene Situation gelten, wobei jedoch große Unsicherheitsbereiche auftreten können. Die tatsächlich auftretende Situation in den betrachteten grundwasserführenden Gesteinseinheiten kann hiervon lokal stark abweichen, sodass sich dort auch stark unterschiedliche Zeitspannen bis zur Erschöpfung der Nitratabbaukapazität ergeben können.

7.4 Auswirkungen des Baseline-Szenarios auf die Nährstoffeinträge in die Oberflächengewässer (IGB)

Für die Berechnung der Auswirkungen des Baseline-Szenarios 2015 auf die Oberflächengewässer wurden die vom vTI berechneten Nährstoffüberschüsse für 2015 verwendet sowie Depositionsdaten von 2015 (siehe Kapitel 3.2.2.4). 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 jährlichen Phosphorbilanz um wenige Procente würde bei der berechneten Phosphorakkumulation einen Effekt im Promillebereich bedeuten, der nicht sinnvoll abzubilden ist. Deshalb werden die Änderungen nur für die Stickstoffkomponente dargestellt.

Weitere Daten zu Veränderungen der Eintragungssituation bis 2015 konnten im Rahmen des Projektes von den Bundesländern eingebracht werden. Für Thüringen sind bis 2015 umfangreiche Maßnahmen zur Erhöhung des Anschlussgrades, zum Kläranlagenneu- bzw. -ausbau, zur Optimierung vorhandener bzw. zum Bau von P-Fällungen und den Bau von Regenüberlaufbecken geplant. Insgesamt sind damit bis 2015 Frachtreduzierungen von 254 tNH₄-N/a und 57 tP/a zu erwarten. Angaben der bis 2015 neu angeschlossenen Einwohner an die Kanalisation und an Kläranlagen konnten aufgenommen werden. Da die Daten ansonsten Bezug zum jeweiligen Oberflächengewässer aufwiesen, in MONERIS jedoch Koordinatenbezug notwendig war, konnten diese Reduzierungen noch nicht über MONERIS abgebildet werden. Das heißt, dass die resultierenden Fracht- und Konzentrationsprognosen für 2015 diese Maßnahmen noch nicht widerspiegeln können. Dies gilt auch für andere Bundesländer, z. B. Hessen, die ihre Maßnahmenprogramme nicht im Zeitrahmen des Projektes vorlegen konnten.

Die Stickstoffeinträge in die Oberflächengewässer der FGE Weser 2015 betragen unter Berücksichtigung der beschriebenen Veränderung rund 75.700 t/a. Da die Änderungen des N-Bilanzüberschusses und der N-Deposition im Wesentlichen die Pfade Grundwasser/Interflow, Oberflächenabfluss und Dränagen betreffen sowie die Angaben zu Anschlussverhältnissen der urbanen Flächen, werden Karten (Karte 102) für diese Pfade dargestellt.

Aufgrund der verminderten landwirtschaftlichen N-Einträge reduzieren sich die N-Einträge in die Oberflächengewässer vor allem über den Drainage- (-25 %) und Grundwasserpfad (-17 %; siehe Tabelle 27). Aufgrund der insgesamt um 15.000 t/a geringeren N-Einträge fällt der prozentuale Anteil der Punktquellen, bei denen keine Veränderung kalkuliert wurde, entsprechend höher aus mit einem Anteil von 13 % (Abbildung 38). Die Einträge über den Pfad Abschwemmung werden aufgrund der geringeren Werte der Deposition um 17 % reduziert, dadurch reduziert sich ihr prozentualer Anteil am Gesamteintrag nur geringfügig. Eintragspfade mit geringen prozentualen Anteilen am Gesamteintrag verändern sich nur im Nachkommastellenbereich, die N-Einträge über Erosion bleiben aufgrund der Verwendung der gleichen N-Gehalte im Boden für beide Zeiträume identisch.

Karte 102: N-Bilanzüberschüsse inklusive Deposition 2015

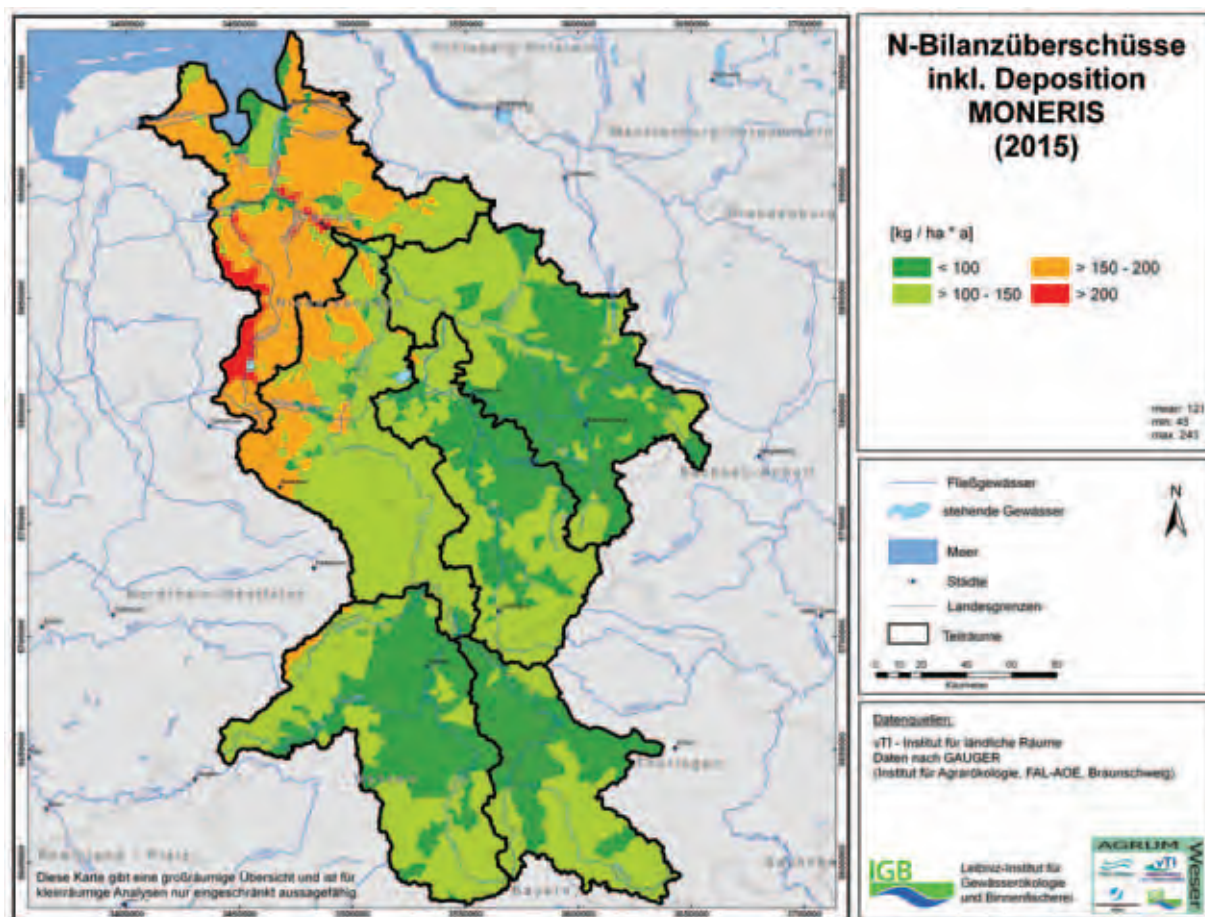
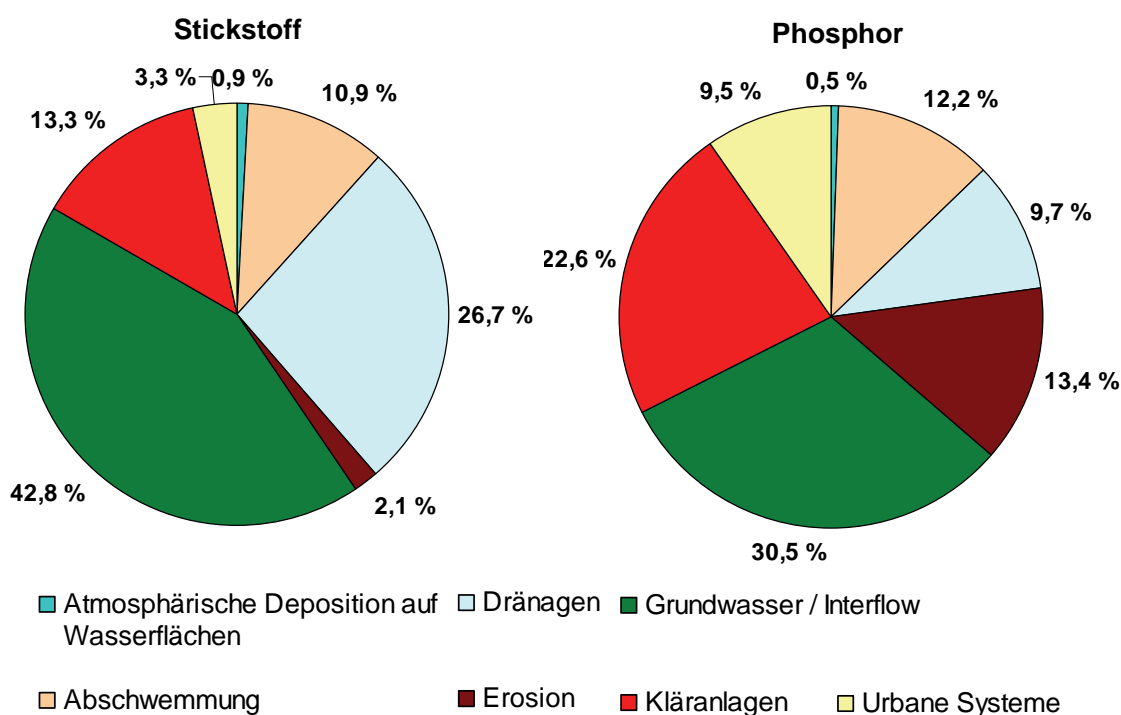


Abbildung 38: Pfade des Nährstoffeintrags in die Gewässer der FGE Weser 2015

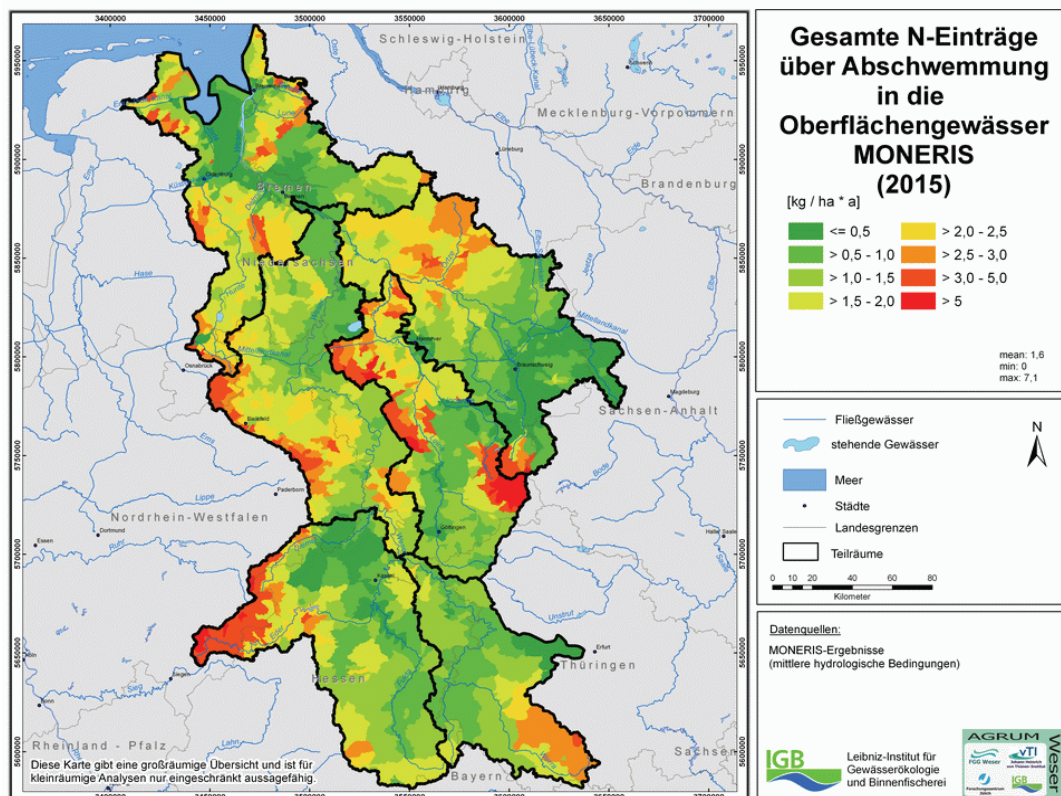


Die P-Einträge über urbane Flächen in die Oberflächengewässer haben sich im Vergleich zu 2003 von 358 t/a auf 349 t/a (3 %) reduziert. Dies liegt an den veränderten Anschlussverhältnissen der urbanen Flächen in Thüringen, die dort eine Reduktion von 11 % der Einträge über urbane Flächen bedingen.

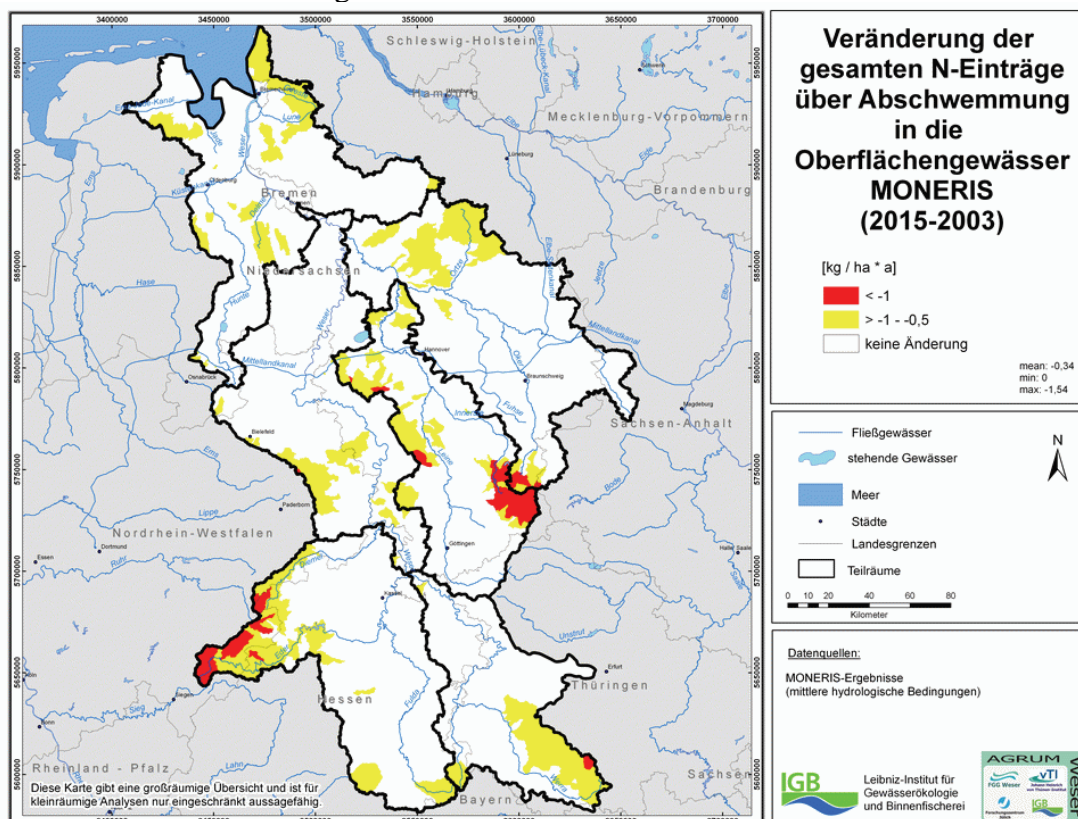
Tabelle 27: Pfadbezogener Stickstoffeintrag für die Teilräume 2015

Teilräume	atm. Dep. auf Wasserfl. [t N/a]	Abschwemmung [t N/a]	Dränagen [t N/a]	Erosion [t N/a]	Grundwasser/ Interflow [t N/a]	Punktquellen [t N/a]	urbane Systeme [t N/a]	Gesamt [t N/a]
Aller	87	1310	3609	140	4289	987	303	10725
Fulda / Diemel	60	1407	959	411	6721	3390	202	13151
Leine	72	1329	1613	398	5179	1436	340	10366
Ober- und Mittelweser	197	1432	3830	300	6425	1882	436	14501
Tideweser	208	2032	8671	63	5927	1772	464	19136
Werra	31	734	1561	294	3858	571	774	7825
FGE Weser (2015)	654	8244	20242	1606	32398	10039	2520	75704
FGE Weser (2003)	799	9892	26802	1606	38897	10039	2778	90813
Abnahme 2015-/03 [%]	18	17	24	0	17	0	9	17

Karte 103: Gesamte N-Einträge über Abschwemmung in Oberflächengewässer 2015



Karte 104: Veränderung der gesamteten N-Einträge über Abschwemmung in die Oberflächengewässer 2015 bis 2003

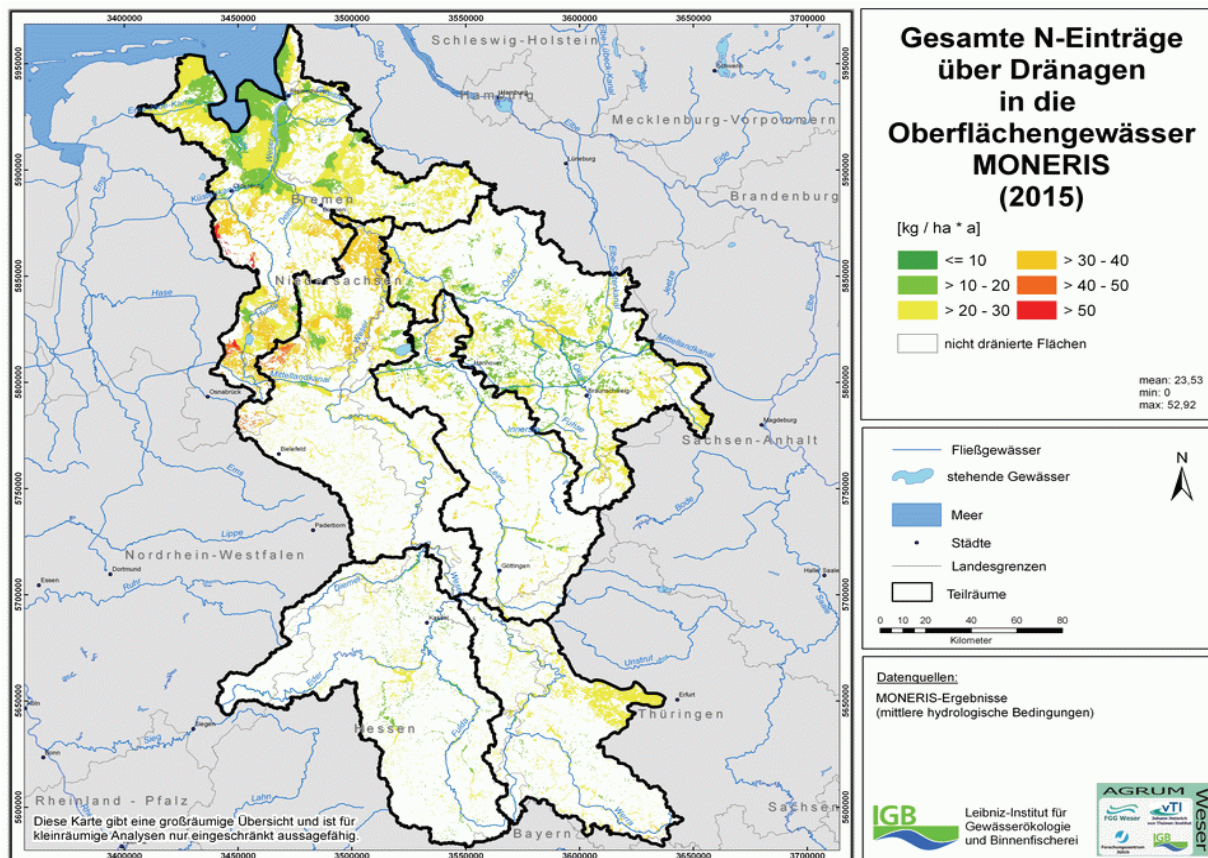


Die N-Einträge über Abschwemmung reduzieren sich für die FGE Weser im Vergleich zu 2003 um 1648 t/a auf 8244 t/a (83 %, siehe Karte 104). Dies liegt in der Veränderung der N-Depositionswerte begründet. Von der Änderung sind vor allem Gebiete mit hohen Depositionswerten (Waldflächen) betroffen.

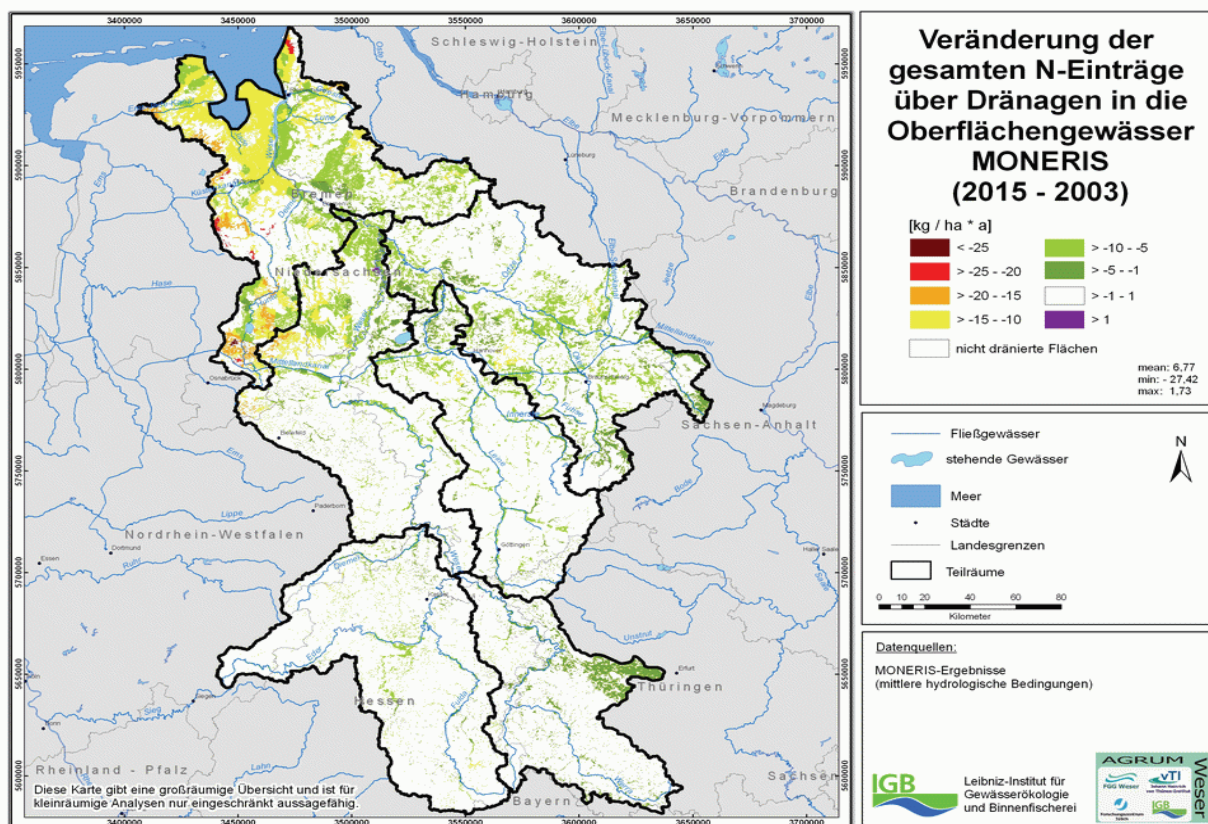
Die N-Einträge in die Oberflächengewässer über Dränagen im Jahr 2015 sind in Karte 105 dargestellt, die Veränderung 2015 zu 2003 in Karte 106. Die N-Einträge reduzieren sich um 6.560 t/a auf 20.242 t/a (76 %). Dies ist einerseits den veränderten N-Bilanzüberschüssen, andererseits der Reduzierung der N-Depositionswerte zuzuschreiben.

Die N-Einträge über Grundwasser/Interflow 2015 reduzieren sich um 6.400 t/a auf 32.398 t/a (83 %, Karte 107). Der Grund für die Änderung ist in der Minderung der N-Bilanzüberschüsse und der N-Deposition zu finden. Die Änderung fällt allerdings nicht so hoch aus wie beim Drainagepfad, da die Retention des Pfads Grundwasser/Interflow entsprechend der gebietspezifischen Retentionsbedingungen deutlich höher ausfällt und die prozentuale Minderung entsprechend geringer ist. Die Minderung ist vor allem in den Gebieten relevant, in denen die N-Einträge relativ hoch liegen (Karte 108).

Karte 105: N-Einträge in Oberflächengewässer über Dränagen 2015

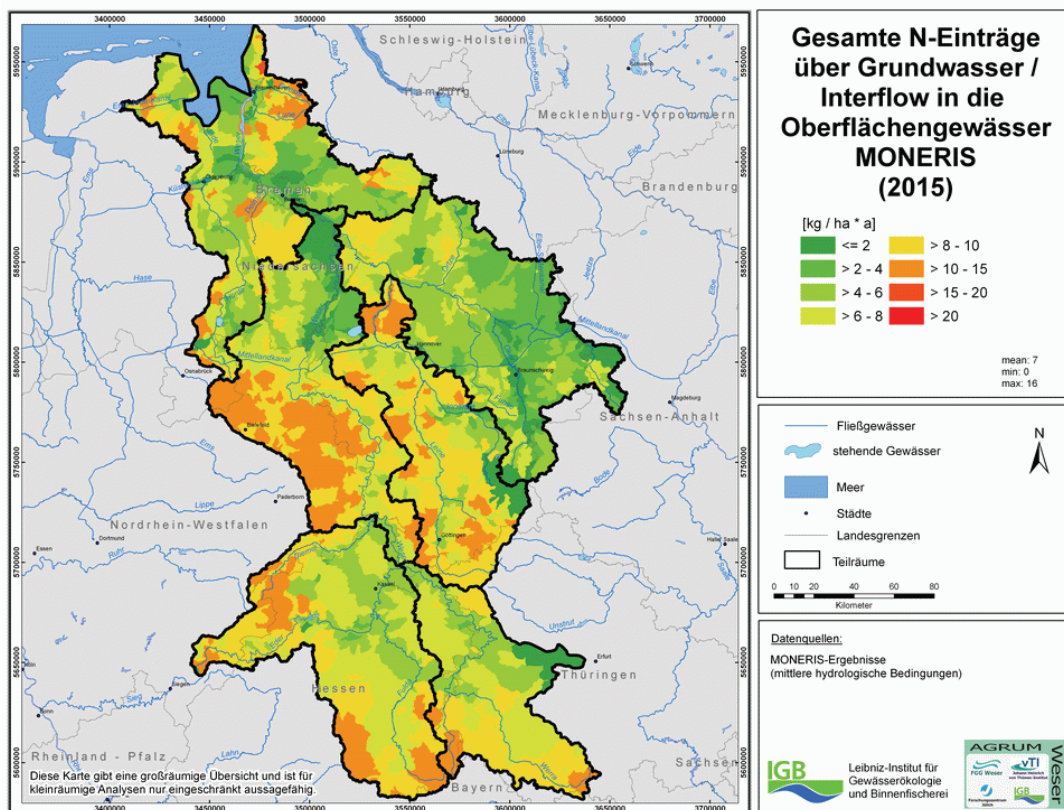


Karte 106: Veränderung der N-Einträge über Dränagen in Oberflächengewässer 2015 bis 2003

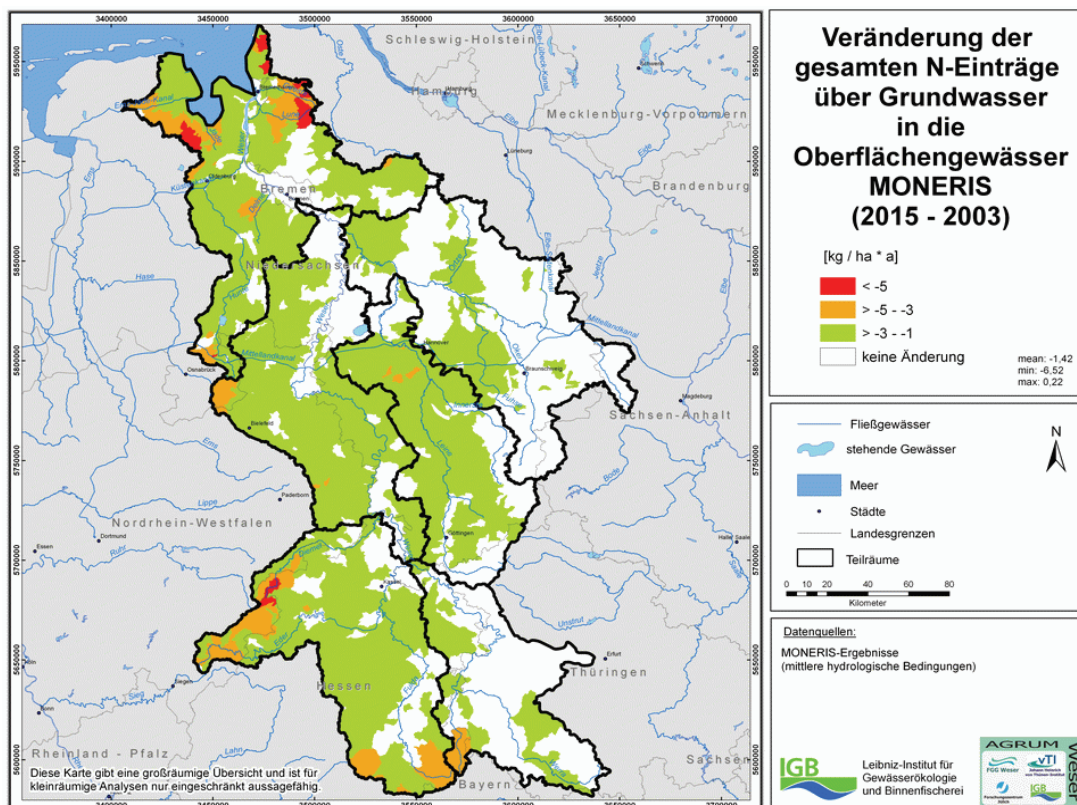


Die Einträge über urbane Flächen (siehe Karte 109) ändern sich einerseits aufgrund der unterschiedlichen Anschlussgrade in Thüringen, andererseits aufgrund der reduzierten N-Deposition auch für andere Regionen, jedoch nur in geringfügigem Ausmaß. So ändern sich die Stickstoffeinträge über urbane Flächen (siehe Karte 110) durchschnittlich um -0,47 kg/ha·a. In Thüringen kommt es zu einer Reduktion von durchschnittlich 1 kg/ha·a, insgesamt ~62 kg/ha·a.

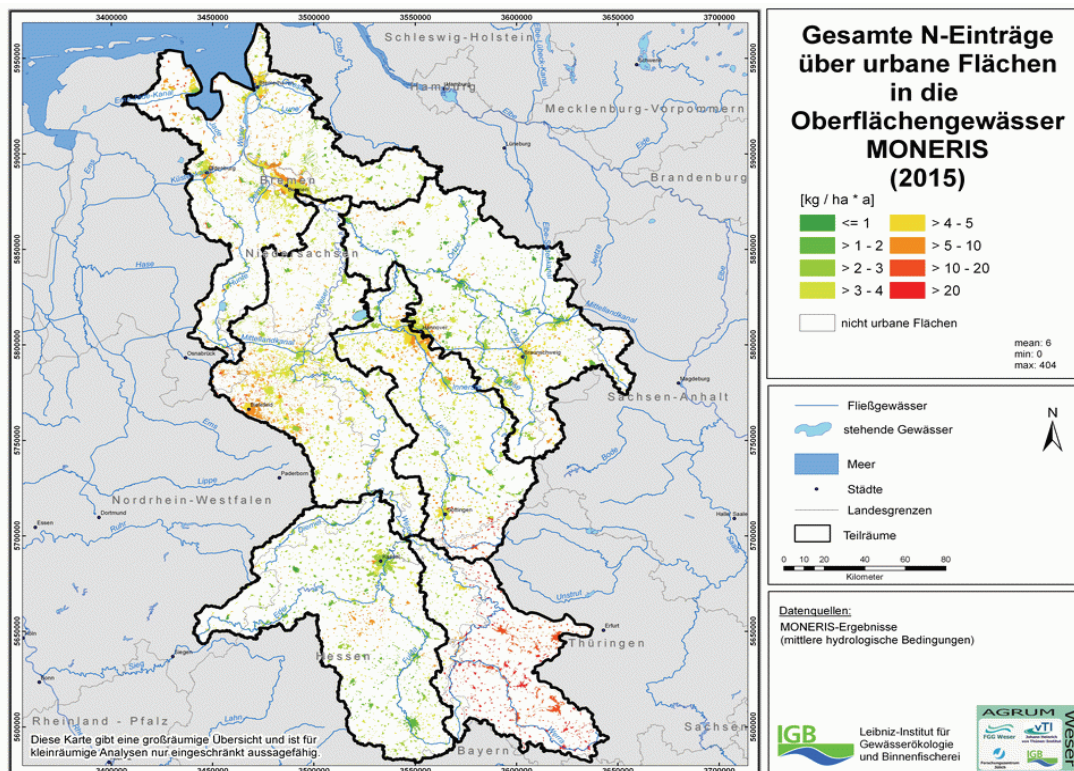
Karte 107: N-Einträge über Grundwasser/Interflow 2015



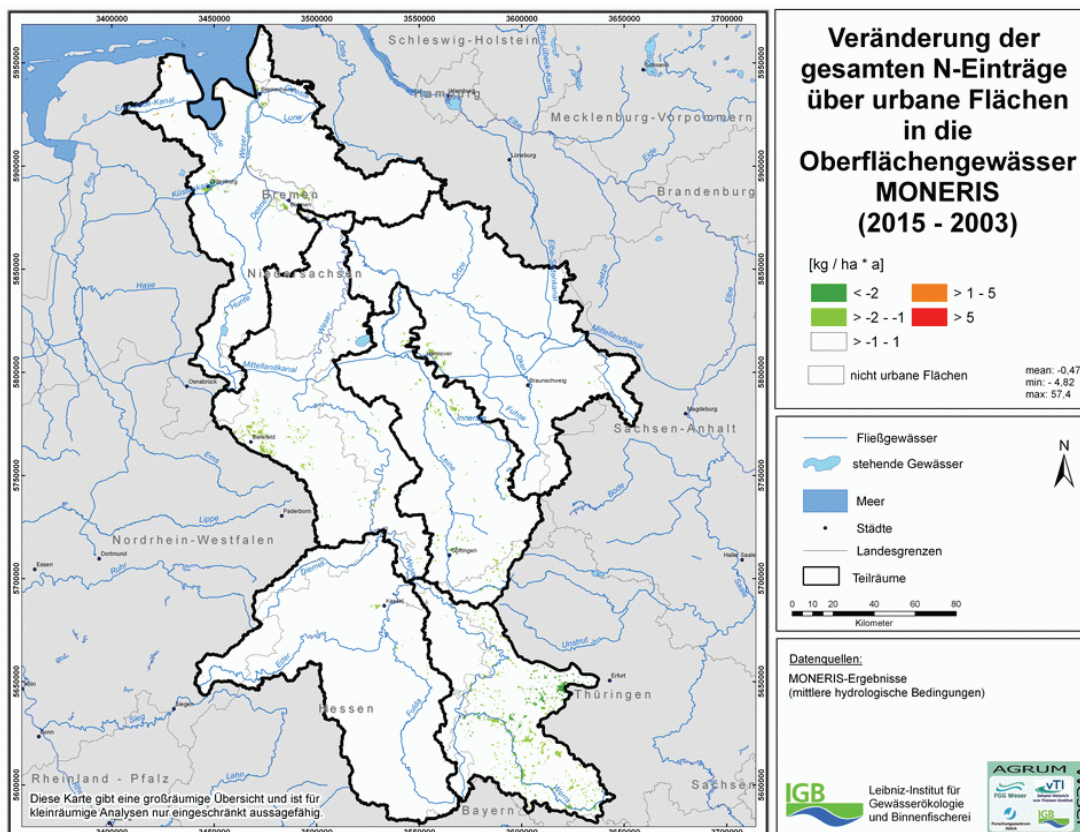
Karte 108: Veränderung der N-Einträge über Grundwasser in die Oberflächengewässer 2015 bis 2003



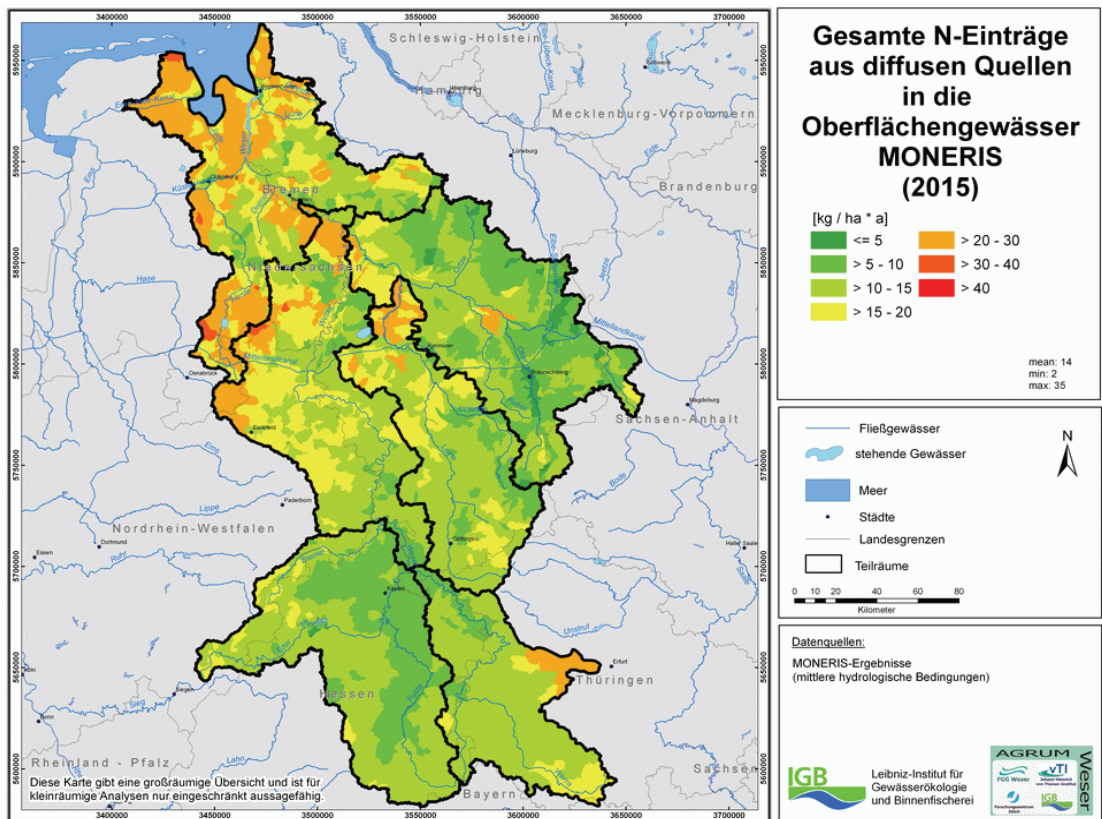
Karte 109: N-Einträge über urbane Flächen in die Oberflächengewässer 2015



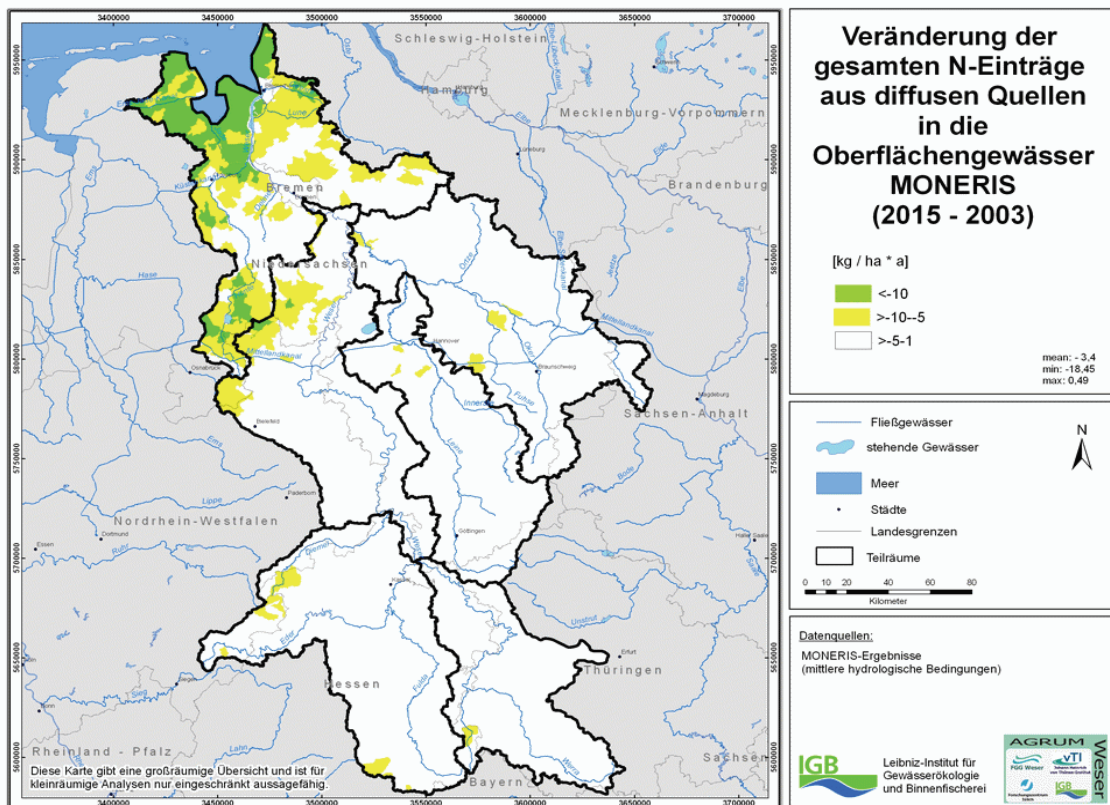
Karte 110: Veränderung N-Einträge über urbane Flächen in die Oberflächengewässer 2015 bis 2003



Karte 111: Diffuse N-Einträge 2015

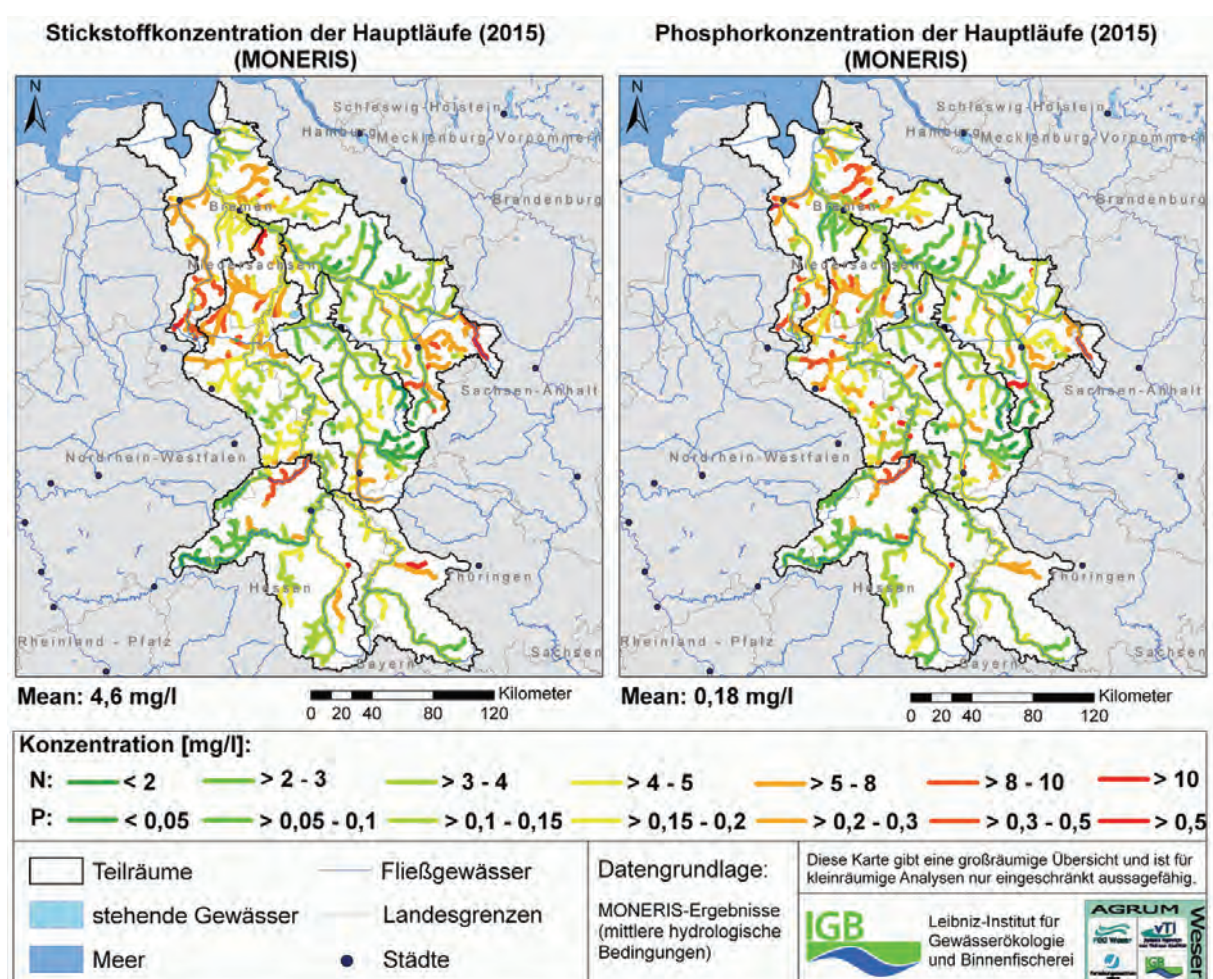


Karte 112: Veränderung der diffusen N-Einträge in die Oberflächengewässer (2015 bis 2003)



Die diffusen N-Einträge im Jahr 2015 sowie ihre Veränderung (2015 bis 2003) sind in Karte 111 und Karte 112 dargestellt. In den südlichen Teilräumen Werra und Fulda/Diemel reduzieren sich die N-Einträge fast flächendeckend auf <15 kg/ha·a, auch die anderen Teilräume zeigen in zahlreichen Teileinzugsgebieten eine Reduzierung um eine Klasse. In Gebieten mit hohen N-Einträgen sind die Änderungen am höchsten, hier reduzieren sich Werte von >30 kg/ha·a bzw. >40 kg/ha·a fast flächendeckend auf die Klasse 20-30 kg/ha·a.

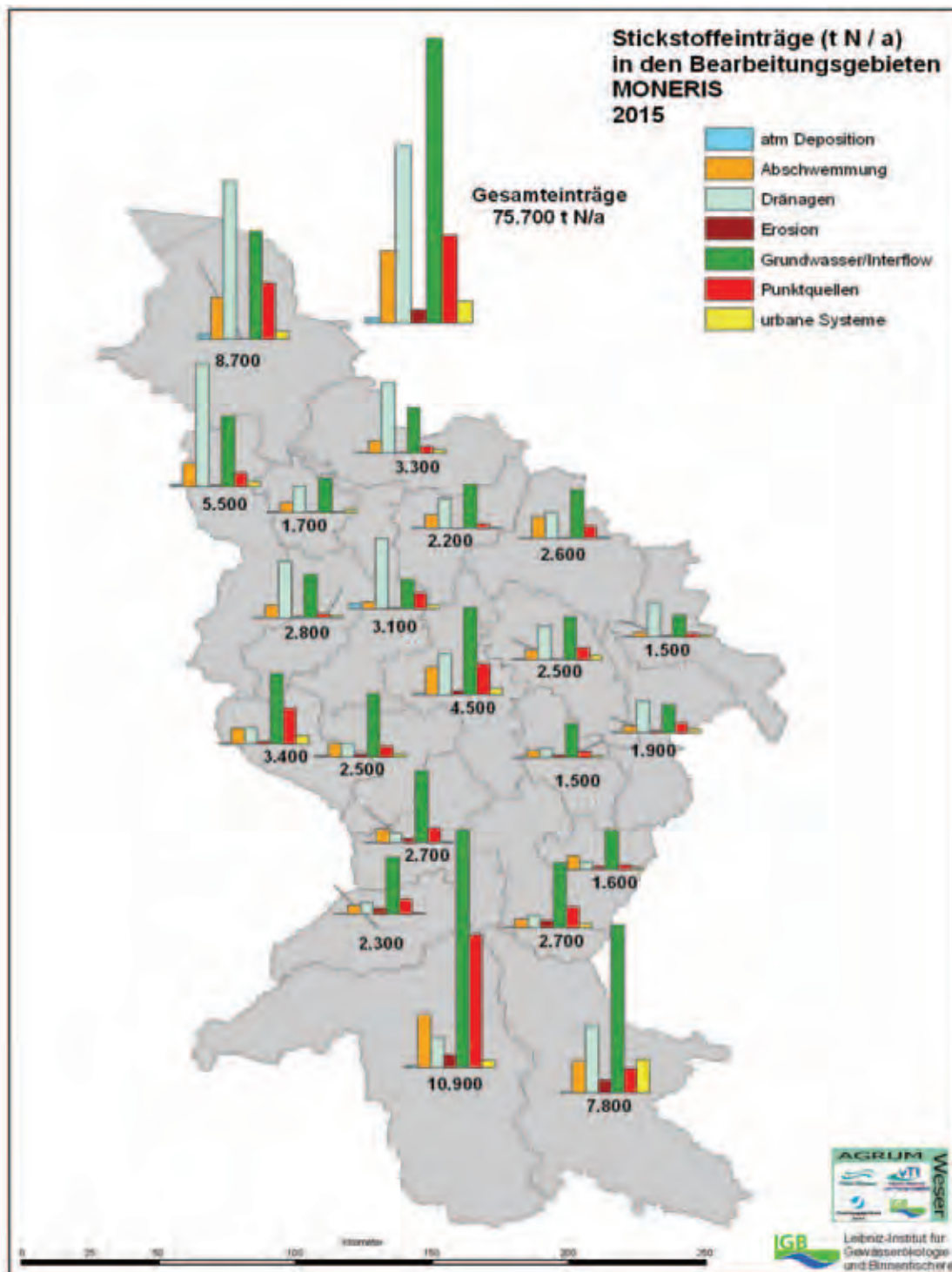
Karte 113: N- und P-Konzentrationen der Hauptläufe 2015



Die N- und P-Konzentrationen der Hauptläufe 2015 (siehe Karte 113) liegen in der FGE Weser bei durchschnittlich 4,6 mg/l (P: 0,18 mg/l) im Vergleich zu den Berechnungen für das Jahr 2003 mit 5,5 mg/l (N) und 0,2 mg/l (P). Am Pegel Hemelingen liegt die N-Konzentration bei 3,87 mg/l und am Pegel Reithörne bei 5,89 mg/l. Das vorläufige Bewirtschaftungsziel der FGG Weser ist damit jedoch für beide Nährstoffe nicht erreicht. Bei Thüringen ist zu beachten, dass die Maßnahmen zu Kläranlagen bis 2015 nicht abgebildet sind (siehe Kapitel 7.4).

Karte 114 zeigt die räumliche Verteilung der Stickstoffeinträge in den Bearbeitungsgebieten der FGE Weser für 2015.

Karte 114: Stickstoffeinträge in den Bearbeitungsgebieten 2015



7.5 Handlungsgebiete und Handlungsbedarf

7.5.1 Handlungsgebiete und Handlungsbedarf Grundwasser

Bei der im Rahmen der Umsetzung der WRRL durchgeführten Bestandsaufnahme zum Zustand der Oberflächengewässer und des Grundwassers (BMU, 2005) wurden auf der Grundlage vorhandener Gewässerdaten anthropogene Beeinträchtigungen und Eingriffe ermittelt, z. B. Abwassereinleitungen, Altlasten, Stoffeinträge aus Atmosphäre und Landwirtschaft sowie Wasserentnahmen.

Hierbei stellte sich heraus, dass 63 % der Grundwasserkörper in der FGE Weser das Ziel des guten chemischen Zustands aufgrund von Überschreitungen der Schwellenwerte für Nitrat nicht erreichen werden. Für diese Grundwasserkörper sind ab 2009 im Rahmen der Bewirtschaftungspläne Maßnahmenprogramme aufzustellen. Für die in den Programmen festgelegten Maßnahmen muss sowohl die Wirksamkeit für die Erreichung der Schutzziele als auch die Effizienz und Umsetzbarkeit unter Beachtung der sozioökonomischen Belange nachgewiesen werden.

In den Kapiteln 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 N-Überschussniveau 2003 bzw. auf den für 2015 zu erwartenden N-Überschüssen des Baseline-Szenarios 2015. Auf diese Weise wurde die aktuelle bzw. 2015 zu erwartende Belastungssituation charakterisiert und HOT-Spot-Flächen identifiziert.

In diesem Kapitel werden für die potenziellen Handlungsgebiete, in denen Maßnahmen über das Baseline-Szenario hinaus zur Zielerreichung notwendig sind, die maximal tolerierbaren N-Überschüsse quantifiziert, die nicht überschritten werden dürfen, wenn eine Nitratkonzentration im Grundwasser von unter 50 mg/l nachhaltig garantiert werden soll (Handlungsbedarf nach Grundwasserrichtlinie Anhang 1).

In reduzierten Aquiferen werden trotz hoher N-Einträge oftmals nur geringe Nitratkonzentrationen im Grundwasser beobachtet. Der Grund hierfür sind Denitrifikationsprozesse, die in Abwesenheit von Sauerstoff und der Anwesenheit von organischen Kohlenstoff und/oder Pyritverbindungen bei genügend langer Verweilzeit des Nitrats im Aquifer zu einer signifikanten Reduzierung der Nitratkonzentration führen können. 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 N-Einträge 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 (org. C, Pyrit)

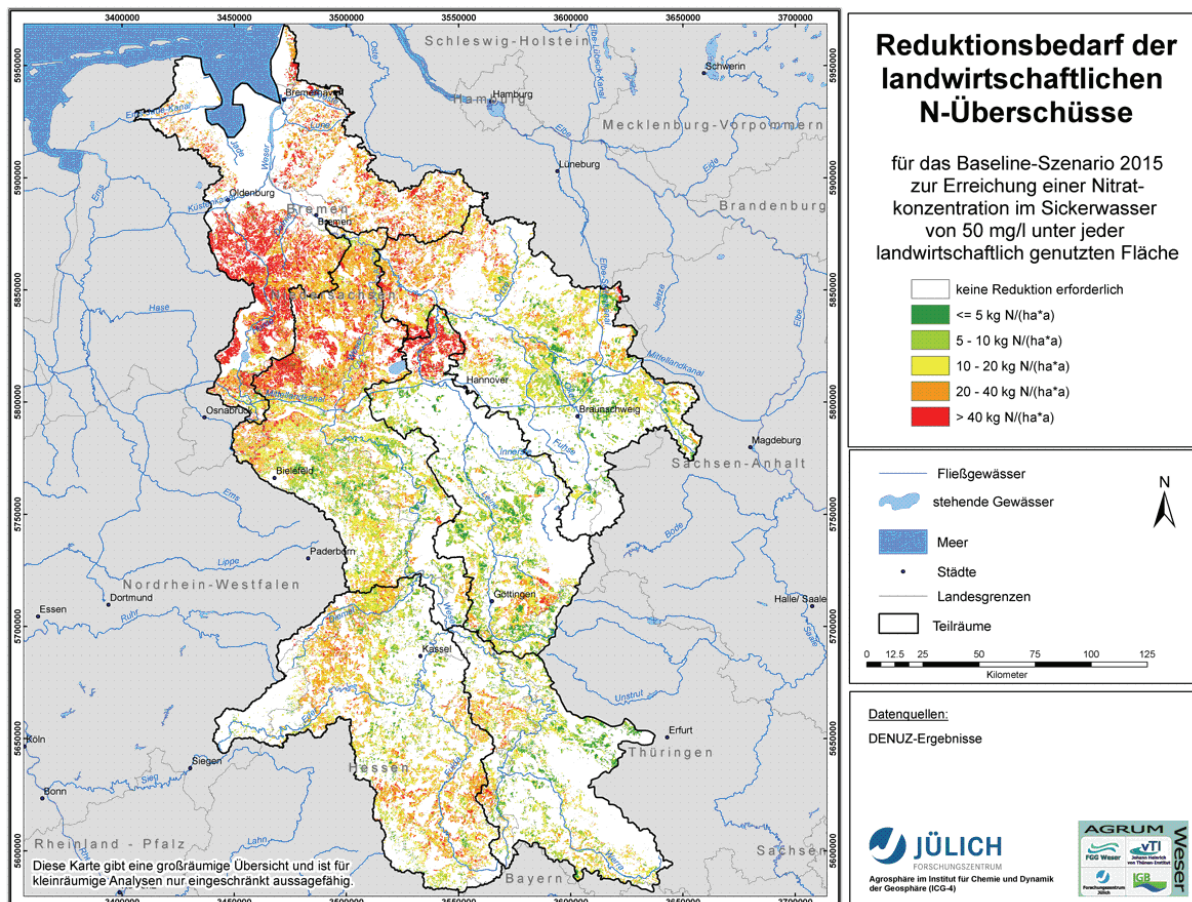
verbunden. Sind diese Stoffe verbraucht, ist ein Nitratabbau nicht mehr möglich, sodass die Nitratkonzentrationen im Grundwasser stark ansteigen können, was in der Vergangenheit auch schon für eine Reihe von Brunnen beobachtet wurde (ROHMANN und SONTHEIMER, 1985).

Damit die Denitrifikationskapazität des Grundwassers über einen möglichst langen Zeitraum erhalten bleibt, sollten die N-Einträge 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. Im AGRUM-Projekt 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, Grundwasserrichtlinie 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 N-Überschüsse bestimmt. Durch eine "Rückwärtsrechnung" ist es dann möglich, den maximalen N-Überschuss aus der Landwirtschaft zu berechnen, der unter Berücksichtigung der atmosphärischen N-Deposition, der N-Einträge in nicht landwirtschaftlich genutzten Flächen und der Denitrifikation im Boden im Jahr 2015 zu einer Nitratkonzentration im Sickerwasser von 50 mg/l führt. Durch einen Vergleich mit dem ausgewiesenen N-Überschuss 2015 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 115 dargestellte Bild. Hier ist der Handlungsbedarf für das Grundwasser dargestellt, der über das Baseline Szenario hinaus notwendig ist, um das Bewirtschaftungsziel zu erreichen. In vielen Teilen des Einzugsgebiets der FGE Weser beträgt der über die Maßnahmen des Baseline-Szenarios 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 das gesamte Wesereinzugsgebiet ergäbe sich hierbei ein Minderungsbedarf von ca. 32.000 t N/a. Es kann bezweifelt werden, dass durch Agrar-Umweltmaßnahmen Minderungen in dieser Höhe erzielt werden können, ohne signifikante wirtschaftliche Einbußen der Landwirte in Kauf zu nehmen.

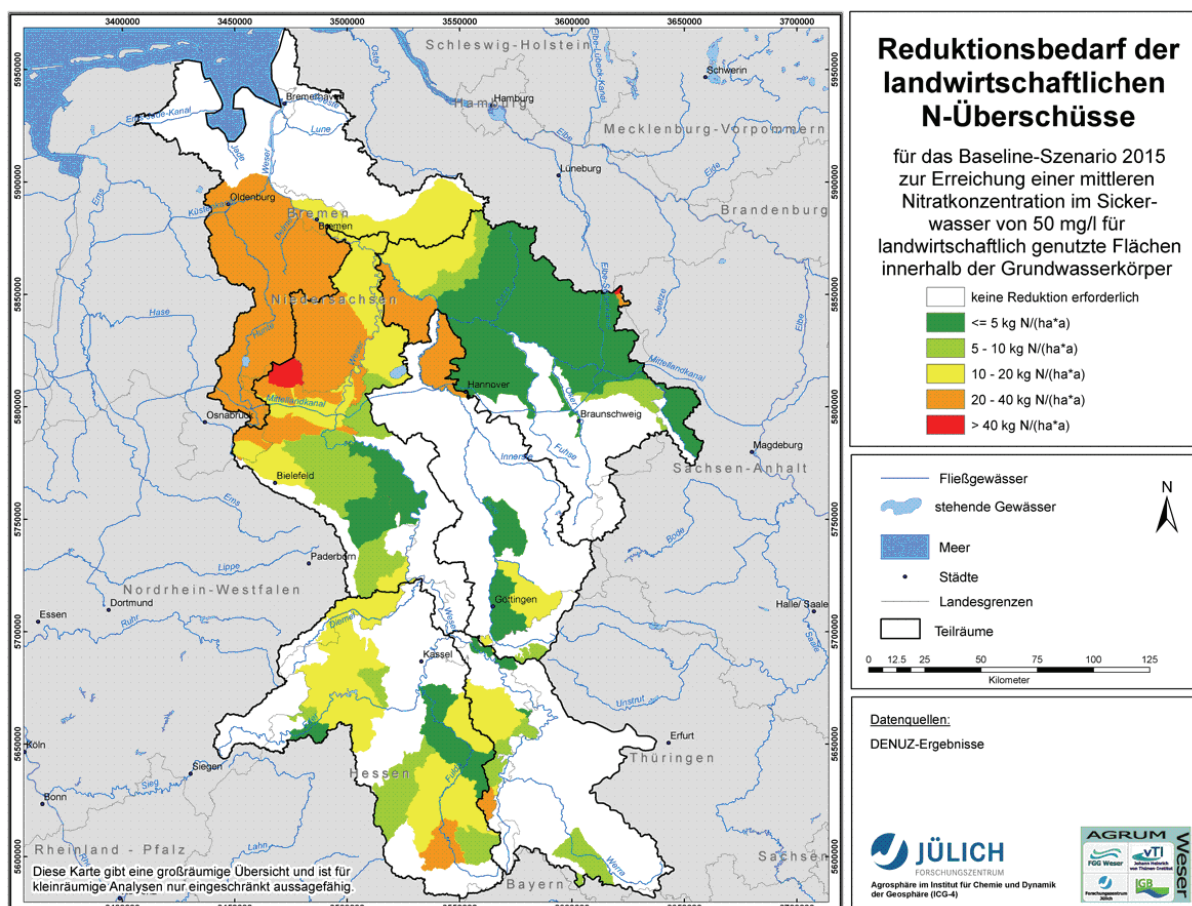
Karte 115: Notwendige Minderung der N-Überschüsse zur Erreichung einer Nitratkonzentration im Sickerwasser von 50mg/l für jede Rasterzelle auf Basis der N-Einträge des Baseline-Szenarios 2015



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 116).

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 30 kg N/ha-a um eine aktuelle Nitratkonzentration im Sickerwasser von unter 50 mg/l zu erreichen. Für das gesamte Wesereinzugsgebiet ergäbe sich hierbei ein Minderungsbedarf von ca. 23.000 t N/a.

Karte 116: Notwendige Minderung der N-Überschüsse zur Erreichung einer mittleren Nitratkonzentration im Sickerwasser von 50mg/l bezogen auf die landwirtschaftlich genutzten Flächen in den Grundwasserkörpern auf Basis der N-Einträge des Baseline-Szenarios 2015

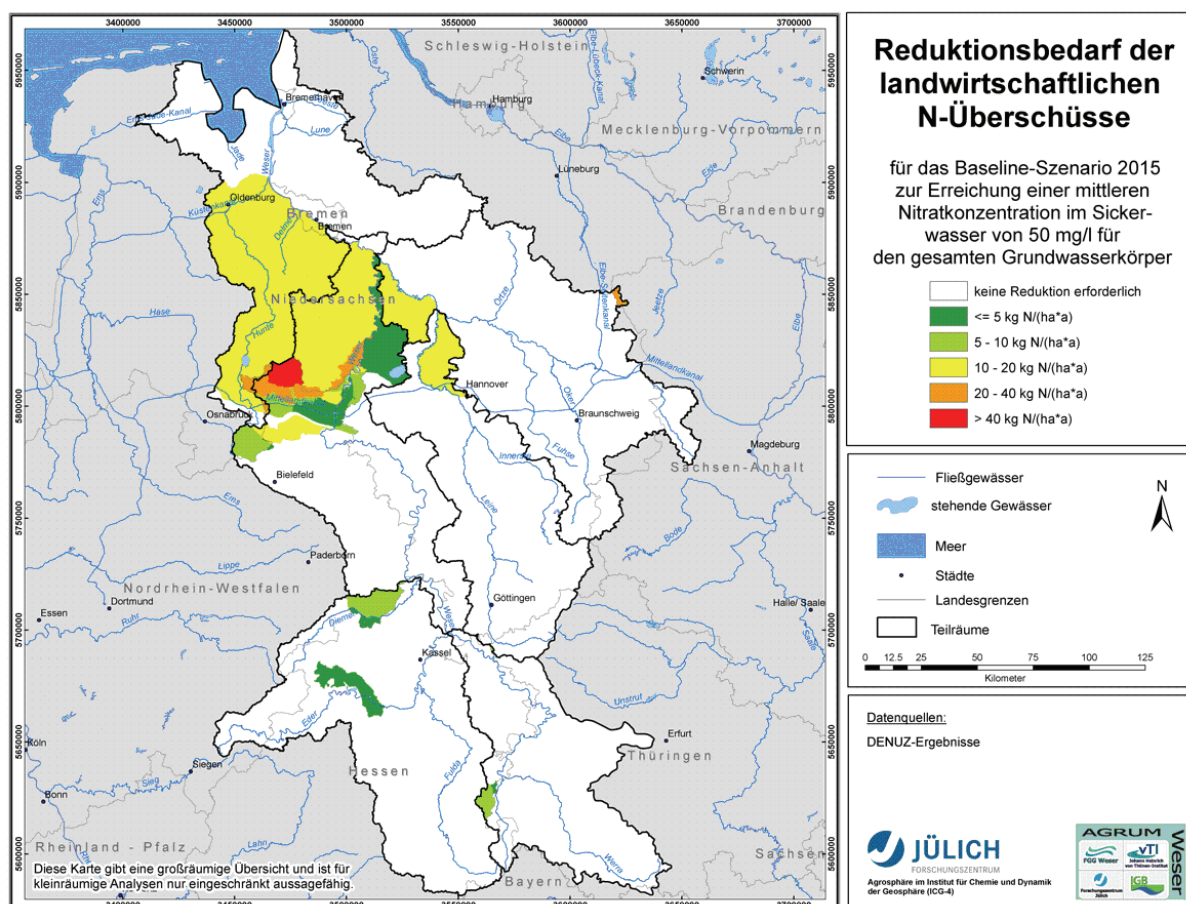


In einem weiteren Szenario wurde untersucht, wie sich der Einfluss von nicht landwirtschaftlich genutzten Flächen (Verdünnungsflächen) auf die Höhe der mittleren Nitratkonzentration im Sickerwasser bzw. auf die Höhe des ausgewiesenen N-Minderungsbedarfs auswirkt (Karte 117).

Wie aus Karte 117 hervorgeht, könnte die Berücksichtigung von nicht-landwirtschaftlich genutzten Flächen als Verdünnungsflächen zu einer weiteren Reduzierung des Minderungsbedarfs führen. Aufgrund des hohen Waldanteils im Süden des Einzugsgebiets der FGE Weser würde diese Vorgehensweise dazu führen, dass nahezu alle Grundwasserkörper keinen Reduktionsbedarf aufweisen. Auch bei zum Teil hohen lokalen N-Einträgen in das Grundwasser kann es dort dazu kommen, dass keine Reduktion der N-Überschüsse erforderlich ist, weil die aktuelle Nitratkonzentration im Sickerwasser durch den Ausgleich mit den nicht-landwirtschaftlich genutzten Flächen bereits unter 50 mg/l liegt.

Für das gesamte Wesereinzugsgebiet ergäbe sich hierbei ein Minderungsbedarf von ca. 15.000 t N/a.

Karte 117: Notwendige Minderung der N-Überschüsse zur Erreichung einer mittleren Nitratkonzentration im Sickerwasser von 50mg/l in den als „gefährdet“ eingestuften Grundwasserkörpern unter Einbeziehung von nicht landwirtschaftlich genutzten Verdünnungsflächen auf Basis der N-Einträge des Baseline-Szenarios 2015



Vergleich zu dem im WAgriCo – Projekt ermittelten Minderungsbedarf

Auch im WAgriCo-Projekt wurde eine Berechnung der zur Erreichung der Ziele der EG-WRRL im Grundwasser notwendigen Reduzierung der N-Einträge durchgeführt. Auch dort wurde die Nitratkonzentration im Sickerwasser als Hilfsgröße verwendet. Die Ergebnisse dieser Berechnungen dürfen jedoch nicht direkt miteinander verglichen werden, da jeweils eine unterschiedliche Methodik verwendet wurde:

- Im AGRUM-Projekt wurde als Ausgangspunkt der Berechnung das Baseline-Szenario verwendet - im WAgriCo-Projekt dagegen der Zustand 1999 bis 2003.

- Im AGRUM-Projekt wurde zunächst als Zielwert eine Sickerwasserkonzentration von 50 mg/l in der Rasterzelle angesetzt. Der daraus resultierende Reduzierungsbedarf wurde für alle landwirtschaftlichen Flächen im Wesereinzugsgebiet berechnet. Im nächsten Schritt wurde der Minderungsbedarf ausschließlich nur für die gefährdeten (nach Bestandsaufnahme) GWK als Mittel über alle Landnutzungen angegeben.
- Im WAgriCo-Projekt wurde als Zielwert ein Wert von 50 mg/l (Variante A) bzw. ein variabler Wert (Variante B) als Mittelwert einer hydrogeologisch einheitlichen Typfläche definiert. Ein Reduzierungsbedarf wurde nur für die Typflächen innerhalb von Grundwasserkörpern im schlechten Zustand berechnet.

Der in AGRUM-Weser zunächst berechnete rasterbezogene Minderungsbedarf liefert erwartungsgemäß auf intensiv landwirtschaftlich genutzten Flächen sehr hohe Werte. Eine Mittelung des Zielwerts der Sickerwasserkonzentration über bestimmte Raumeinheiten ist deshalb gerechtfertigt. Die hierfür verwendeten Grundwasserkörper führen zu einer erheblichen Verminderung des Reduzierungsbedarfs.

In Niedersachsen ergibt sich hierbei im Vergleich zu den im WAgriCo berechneten Werten ein etwas niedrigerer Reduzierungsbedarf. Hauptgrund hierfür ist der geringere N-Überschuss des Baseline-Szenarios (AGRUM) im Vergleich zum N-Überschuss 1999 bis 2003 (WAgriCo), der als Ausgangspunkt der Berechnung des Minderungsbedarfs gewählt wurde.

7.5.2 Handlungsbedarf zur Erreichung der Ziele für die Oberflächengewässer

Zur Ermittlung des Handlungsbedarfs für die Punktquellen wurde aufgrund der zahlreichen unternommenen Anstrengungen der letzten Jahrzehnte und der umgesetzten Rechtsvorschriften überprüft, ob die Ablaufkonzentrationen nach kommunaler Abwasserrichtlinie erfüllt sind. Der bestehende Handlungsbedarf für die Oberflächengewässer nach Erreichen eines guten Grundwasserzustands wird darauf aufbauend ermittelt.

7.5.2.1 Überprüfung des Handlungsbedarf zur Umsetzung der Abwasserrichtlinie

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 28). Um zu prüfen, welchen Einfluss eine vollständige Einhaltung der Richtlinie auf die Nährstoffeinträge hat, wurde für alle Einleiter mit höheren Ablaufkonzentrationen eine Einhaltung der Richtlinie angenommen. Damit würde sich der Stickstoffeintag in die Oberflächengewässer um 2,2% reduzieren und der Phosphoreintrag um 1,3%. Die kommunale Abwasserrichtlinie ist somit im Wesentlichen erfüllt.

Tabelle 28: Ablaufkonzentrationen nach kommunaler Abwasserrichtlinie

	Phosphor [mg/l]	Stickstoff [mg/l]
10.000 - 100.000 Einwohner	2	15
> 100.000 Einwohner	1	10

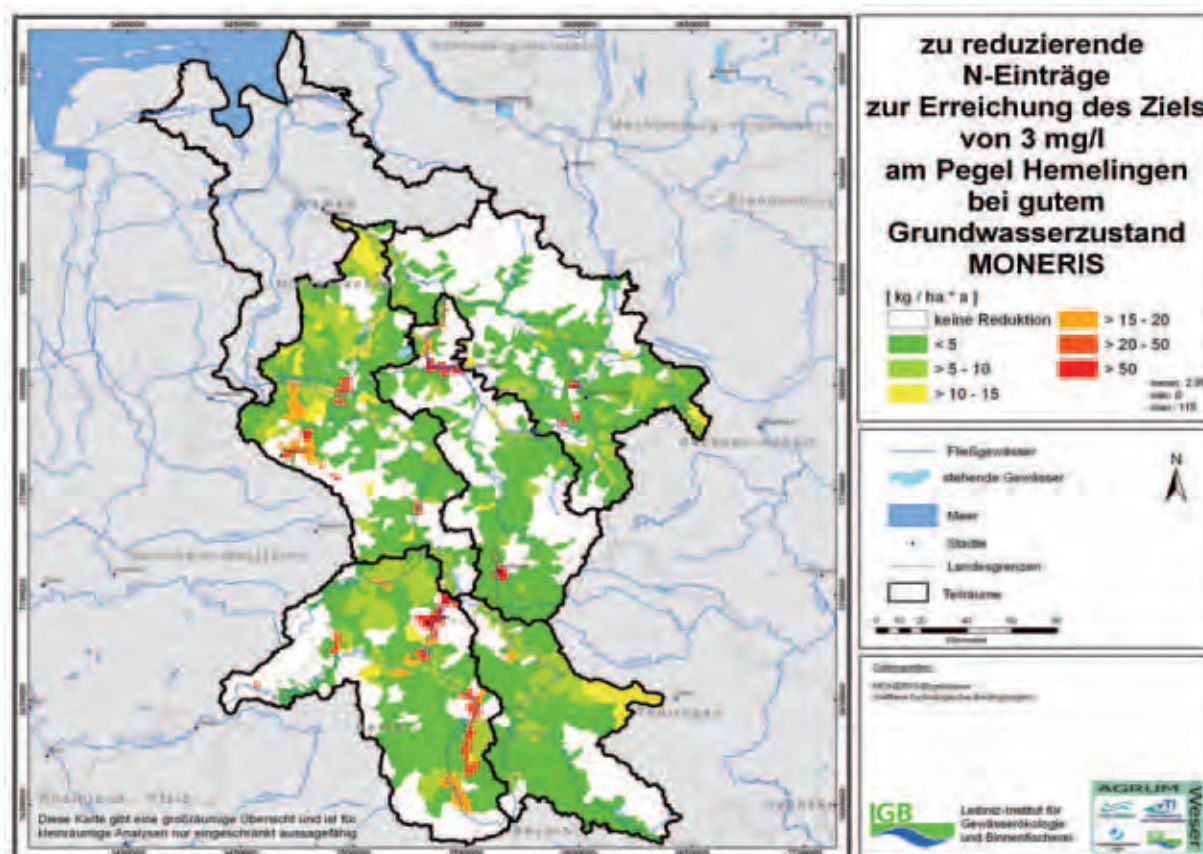
Laut Hessischem Umweltministerium bestehen hinsichtlich der Nährstoffbelastung durch Phosphorverbindungen erhebliche Defizite bei der Beurteilung der Wirksamkeit möglicher Maßnahmen über die Anforderungen der kommunalen Abwasserrichtlinie hinaus und damit auch beim notwendigen Umfang von ergänzenden Maßnahmen. Hier sind Pilotprojekte erforderlich. Für den ersten Bewirtschaftungszeitraum sind z. B. in Hessen in Einzelfällen weitergehende Abwasserreinigungen über die Anforderungen der kommunalen Abwasserrichtlinie hinaus geplant. Abschließende Entscheidungen zu ergänzenden Maßnahmen werden erst getroffen, wenn die entsprechenden Diskussionen abgeschlossen sind.

7.5.2.2 Handlungsbedarf für die Oberflächengewässer nach Erreichen eines guten Grundwasserzustands

In den vorangegangenen Kapiteln wurden die modellierten N-Emissionen des Jahres 2003, des Baseline-Szenarios 2015 sowie die N-Emissionen bei Erreichen eines guten Grundwasserzustands dargestellt. Da weder die Reduzierung der N-Einträge ausreicht, die im Baseline-Szenario 2015 berechnet werden, noch die N-Einträge, die zum Erreichen eines guten Grundwasserzustands kalkuliert wurden, um das vorläufige Bewirtschaftungsziel der FGG Weser von 3 mg/l am Pegel Hemelingen zu erreichen, wird die notwendige Reduzierung für die Oberflächenwasserkörper zur Erreichung der 3 mg/l N berechnet. Grundsätzlich sind unterschiedliche Reduzierungsberechnungen möglich, hier wurde aufgrund der Gleichbehandlung aller Teileinzugsgebiete davon ausgegangen, dass jeder Oberflächenwasserkörper einen einheitlichen Konzentrationswert erreichen muss, um die 3 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 3 mg/l. Zunächst wurde deshalb dieser Konzentrationswert mit Hilfe von MONERIS ermittelt. Die diffusen Quellen wurden nun in jedem Oberflächenwasserkörper soweit gesenkt, dass dieser Wert erreicht wurde. So wurde ein Konzentrationswert für Stickstoff von 3,74 mg/l für die Oberflächenwasserkörper berech-

net, um die 3 mg/l am Pegel Hemelingen zu erreichen. Die notwendige Reduktion (in kg/ha-a), um diesen Konzentrationswert zu erreichen, wurde aufbauend auf dem guten Grundwasserzustand zur Erreichung des vorläufigen Bewirtschaftungsziels berechnet (Karte 118).

Karte 118: Zu reduzierende N-Einträge zur Erreichung des Ziels von 3 mg/l N in allen Teileinzugsgebieten bei gutem Grundwasserzustand

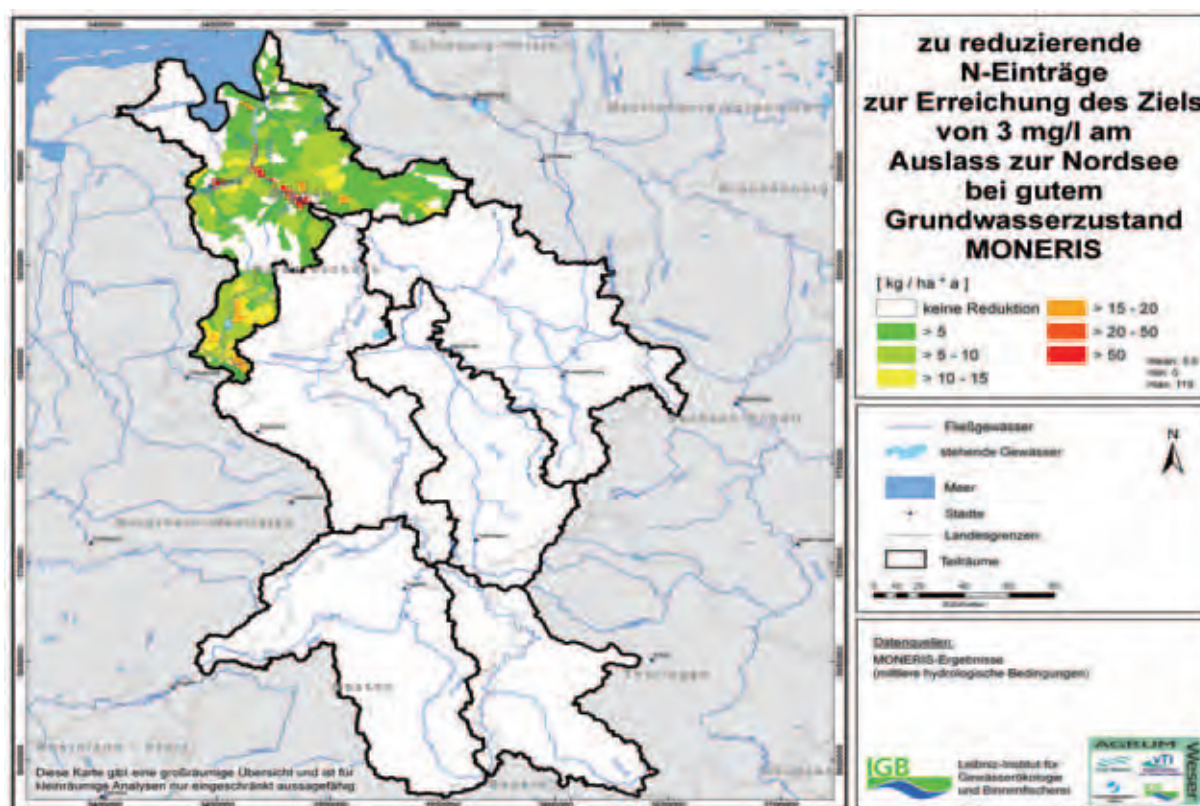


Zu dieser Berechnung wurden die Einträge und die Retention bis zum Pegel Hemelingen berücksichtigt. Da das Gebiet der Hunte bzw. der Teilraum Tideweser insgesamt aber auch einen wesentlichen Beitrag zur Gesamtbelastung in der Weser aufweisen, wurde zusätzlich der Reduzierungsbedarf im Gebiet der Tideweser berechnet. Dazu wurde der letzte Oberflächenwasserkörper der Weser als Bezugsgebiet zur Erreichung der 3 mg/l zur Berechnung herangezogen. Direkt in die Nordsee einleitende Teileinzugsgebiete sind daher nicht berücksichtigt (siehe Karte 119 und Karte 121).

Sichtbar ist, dass in Gebieten mit hohen Gesamteinträgen auch ein hoher Reduktionsbedarf vorhanden ist. Die Gesamtstickstoffeinträge setzen sich aus den Punkteinträgen (Karte 61) und aus den diffusen Einträgen (Karte 73) 2003 zusammen. Ein hoher Reduktionsbedarf ist einerseits in Gebieten mit hohen N-Bilanzüberschüssen (im Nordwesten der FGE Weser) bzw. hohen Drainageflächenanteilen zu erkennen (z. B. obere

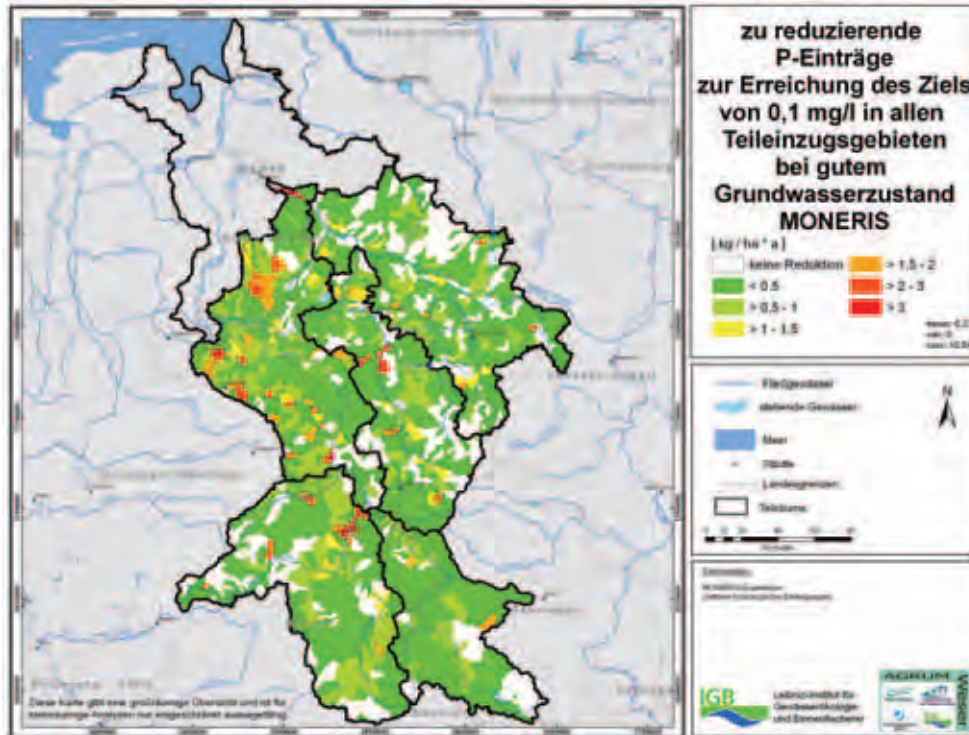
Nesse: östlicher Teil in Thüringen). Andererseits zeigen Teileinzugsgebiete mit hohem Eintrag aus kommunalen und industriellen Einleitern einen hohen Reduktionsbedarf (z. B. kleinere Teileinzugsgebiete mit Einträgen der höchsten Klasse). Sie befinden sich bevorzugt an den großen Flussläufen. Hier sollte bedacht werden, dass bei vorhandenen Kläranlageneinträgen, gerade wenn es sich um einen kleinen Oberflächenwasserkörper handelt, das Konzentrations-Ziel nicht allein über landwirtschaftliche Maßnahmen erreicht werden kann.

Karte 119: Zu reduzierende N-Einträge zur Erreichung des Ziels von 3 mg/l N am Auslass zur Nordsee bei gutem Grundwasserzustand

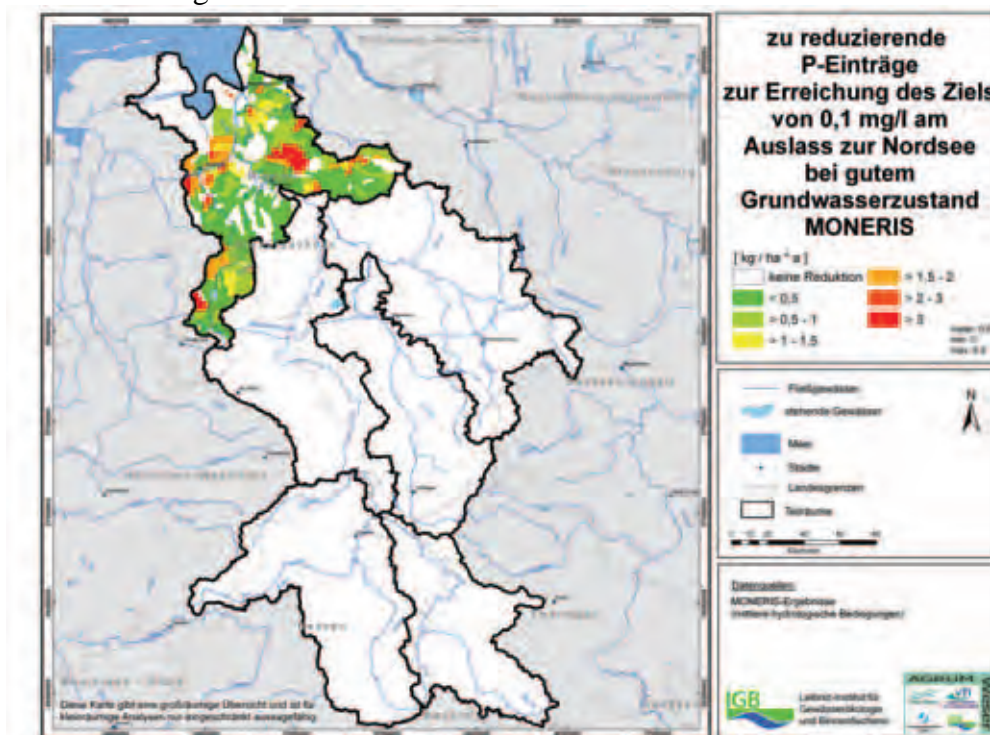


Die Phosphorkonzentration soll entsprechend des vorläufigen Bewirtschaftungsziels der FGG Weser in allen Binnengewässern den Wert von 0,1 mg/l nicht überschreiten. Dazu ist die notwendige Reduzierung der Einträge in Karte 122 bzw. Karte 123 dargestellt. Die räumliche Verteilung zeigt ebenfalls sehr hohe Werte in Oberflächenwasserkörpern mit hohen Einträgen aus kommunalen und industriellen Einleitern, ebenfalls in Gebieten mit hohen Anteilen an Drainage- bzw. Moorflächen.

Karte 120: Zu reduzierende P-Einträge zur Erreichung des Ziels von 0,1 mg/l P in den Teileinzugsgebieten (Bezugspegel Hemelingen) bei gutem Grundwasserzustand



Karte 121: Zu reduzierende P-Einträge zur Erreichung des Ziels von 0,1 mg/l P in den Teileinzugsgebieten (Bezugsteileinzugsgebiet: Auslass zur Nordsee) bei gutem Grundwasserzustand



7.6 Maßnahmen zur Erreichung der Bewirtschaftungsziele nach EG-Wasserrahmenrichtlinie

Die Modellanalysen zum Ist/Zustand und zum Baseline Szenario haben gezeigt, dass bis zum Jahre 2015 zwar insgesamt eine weitere Reduzierung der Nährstoffbilanzüberschüsse erwartet werden kann, diese aber nicht ausreichen wird, um alle Grundwasserkörper bis 2015 in einen guten Zustand zu versetzen (siehe auch Kapitel 6.2). Neben der zeitlichen Verzögerung der Wirkung der allgemeinen agrarpolitischen Maßnahmen und der sonstigen Einflüsse, reichen diese auch unter Berücksichtigung der Wirkungsverzögerung nicht aus, um die Ziele der WRRL flächendeckend zu erreichen. Es sind vielmehr regional sehr unterschiedlich zusätzliche ergänzende Maßnahmen zur Erreichung der vorläufigen Bewirtschaftungsziele der WRRL zu ergreifen.

Zur Ableitung geeigneter Handlungsoptionen erfolgte zunächst eine systematische Erfassung und Auswahl von Nährstoffminderungsmaßnahmen. Anschließend wurden auf der Grundlage der ermittelten Reduktionsbedarf zur Erreichung der Grundwasserziele und der Ziele für das Oberflächengewässer⁹ geeignete Maßnahmenkombinationen abgeleitet.

7.6.1 Systematisierung von Nährstoffminderungsmaßnahmen

In der Literatur findet sich eine Vielzahl von Maßnahmen, die grundsätzlich geeignet sind die landwirtschaftlichen Nährstoffeinträge in das Grundwasser oder die Oberflächengewässer zu reduzieren. Dabei unterscheiden sich die Maßnahmen bzgl. der Wasserschutzwirkung und der damit verbundenen Kosten erheblich. Um kosteneffiziente Maßnahmenkombinationen entwickeln zu können, ist eine systematische Erfassung sowie eine differenzierte Beschreibung aller in Frage kommender Maßnahmen unerlässlich.

Im Rahmen eines Gemeinschaftswerkes aus drei Projekten zum Wasserschutz (LAWA, WAgriCo, AGRUM) am Institut für Ländliche Räume des vTI wurde eine ausführliche Literaturrecherche der ökologischen Wirksamkeit und Eignung von technisch-organisatorischen Wasserschutzmaßnahmen vorgenommen und in einer eigenständigen Veröffentlichung publiziert (siehe Tabelle 29).

⁹ Zum Zeitpunkt der Entscheidung über die zu berechnenden Szenarien für den Projektrahmen musste ein sogenanntes "vorläufige Bewirtschaftungsziel" gesetzt werden. Man hat hier für Stickstoff mit 3 mg/l am Auslasspegel Hemelingen eine zum damaligen Zeitpunkt wahrscheinliche Zielsetzung gewählt, die jedoch bis zum Abschluss des Projektes ausserhalb des Projektrahmens nicht bestätigt wurde.

Tabelle 29: Liste technisch-organisatorischer Maßnahmen für die Maßnahmenanalyse

Maßnahme	Nr.	Bezugs- einheit	Maßnahmen- kategorie	Hauptwirkungsbereich
Zwischenfruchtanbau (ZF)	M1- M4	ha	Begrünung	Reduzierung der N-Auswaschung
Untersaaten	M5	ha	Begrünung	Reduzierung der N-Auswaschung
Brache	M6- M8	ha	Begrünung	Red. der N-Auswaschung, Red. des N-Überschusses
Fruchtfolgediversifizierung, zum Teil in Kombination mit ZF	M9- M13	ha	Fruchtfolge	Red. der N-Auswaschung, (Red. des N-Überschusses)
Förderung von Extensivkulturen	M14	ha	Fruchtfolge	Reduzierung des N-Überschusses
Maisensaat	M15	ha	Aussaatver- fahren	Red. der N-Auswaschung, (Red. des N-Überschusses)
Mulch- und Direktsaat	M16- M17	ha	Bodenbear- beitung	Red. der N-Auswaschung, Red. des oberflächigen Abflusses
Verzicht / Reduzierte Bodenbearbeitung	M18- M20	ha	Bodenbear- beitung	Red. der N-Auswaschung, Minderung der Mineralisierung
Grünlandextensivierung	M21	ha	Grünland	Red. der N-Auswaschung, Red. des N-Überschusses
Extensive Weidewirtschaft	M22	ha	Grünland	Red. der N-Auswaschung, Red. des N-Überschusses
Umbruchlose Grünland- erneuerung	M23	ha	Grünland	Red. der N-Auswaschung, Minderung der Mineralisierung
Reduzierte N-Mineraldüngung (Acker)	M24	ha	N-Mineral- düngung	Reduzierung des N-Überschusses
Zeitpunkt der N-Mineraldün- gung (Acker)	M25	ha	N-Mineral- düngung	Red. der N-Auswaschung, (Red. des N-Überschusses)
Einsatz stabilisierter N-Mine- raldünger / CULTAN	M26- M27	ha	N-Mineral- düngung	Red. der N-Auswaschung, Red. des N-Überschusses
Verbesserte N-Mineral- düngerausbringungstechnik	M28	ha	N-Mineral- düngung	(Reduzierung des N- Überschusses)
Reihendüngung bei Kartoffeln	M29	ha	N-Mineral- düngung	Red. der N-Auswaschung, Red. des N-Überschusses
Teilflächenspezifische Düngung	M30	ha	N-Mineral- düngung	Reduzierung des N-Überschusses
Wirtschaftsdüngermanage- ment im Betrieb	M31	m ³	Wirtschafts- dünger	Reduzierung des N-Überschusses
Verbesserte Gülle-/ Festmist- ausbringungstechnik	M32- M33	ha	Wirtschafts- dünger	Reduzierung des N-Überschusses
Zeitpunkt der Wirtschaftsdün- gerausbringung	M34- M35	ha	Wirtschafts- dünger	Red. der N-Auswaschung, Red. des N-Überschusses
Wirtschaftsdüngerexport	M36	m ³	Wirtschafts- dünger	Reduzierung des N-Überschusses
N-reduzierte Fütterung bei Schweinen und Geflügel	M37- M38	Stall- platz	Wirtschafts- dünger	Reduzierung des N-Überschusses

Tabelle 29: Liste technisch-organisatorischer Maßnahmen für die Maßnahmenanalyse
- Fortsetzung -

Maßnahme	Nr.	Bezugs- einheit	Maßnahmen- kategorie	Hauptwirkungsbereich
Umwandlung von Ackerland in Grünland (> 4 Jahre)	M39	ha	Landnutzungs- änderung	Red. der N-Auswaschung, Red. des N-Überschusses
Schaffung von (Ufer-) Randstreifen	M40	ha	Landnutzungs- änderung	Red. der N-Auswaschung, Red. des N-Überschusses und des oberflächigen Abflusses
Baumaßnahmen an Gewässer zur Reduzierung Abfluss	M41	m	Wasserbau	Reduzierung des oberflächigen Abflusses, (Erhöhung der Denitrifikation)
Rückbau von Drainagen	M42	ha	Wasserbau	Minderung der Mineralisierung, Erhöhung der Denitrifikation, (Red. N-Überschuss)
Wiedervernässung von Auen, Mooren, Anmooren	M43- M44	ha	Wasserbau	Minderung der Mineralisierung, Erhöhung der Denitrifikation, (Red. N-Überschuss)
Ökologischer Landbau	M45	ha	Betriebs-/ Produktions- system	Red. des N-Überschusses, Red. der N-Auswaschung
Düngeplanung	M46	Betrieb	Dünge-mana- gement	Reduzierung des N- Überschusses
Analysen zur Düngeplanung (Frühjahrs-Nmin, Pflanzen)	M47- M48	Schlag	Dünge-mana- gement	(Reduzierung des N-Überschusses)
Analysen zur Düngeplanung (Wirtschaftsdünger)	M49	Betrieb	Dünge-mana- gement	(Reduzierung des N-Überschusses)

Quelle: OSTERBURG und RUNGE (2007).

Im Folgenden werden die Kriterien benannt und erläutert, die für die Charakterisierung und Bewertung der einzelnen Maßnahmen herangezogen werden. Alle Maßnahmenblätter sind diesem Muster entsprechend gleichförmig aufgebaut:

- Name der Maßnahme und Zuordnung zu Maßnahmengruppen: die einzelnen Maßnahmen sind chronologisch durchnummeriert (M1-M49) und nach den sie prägenden Aktivitäten benannt sowie einer von 12 Kategorien zugeordnet.
- Zielsetzung: Beschreibung der Zielsetzung aus Sicht des Wasserschutzes, wobei die Hauptwirkungsweisen der einzelnen Maßnahmen berücksichtigt werden. Hauptziele sind Reduzierung der N-Auswaschung, Reduzierung des N-Überschusses, Minderung der Mineralisierung sowie Reduzierung des oberflächigen Abflusses.
- Maßnahmenbeschreibung: Technische Beschreibung der für den Wasserschutz zentralen und vertragsmäßig einzuhaltenden Bewirtschaftungsbedingungen und Erläuterungen als Begründung für die Bewirtschaftungsbedingungen, zum Teil ergänzt durch Empfehlungen. *Die durchgeführte Wirkungs- und Kostenbewertung gilt*

nur für genau diese Maßnahmenbeschreibung. Bereits kleine Änderungen der Bewirtschaftungsbedingungen können die Effektivität der Maßnahme deutlich verändern. Sind Bewirtschaftungsbedingungen für die Wirksamkeit einer Maßnahme bedeutsam, jedoch nicht oder nur schwer kontrollierbar, so wird eine Empfehlung ausgesprochen, deren Einhaltung die Maßnahmenwirkung bzw. die Wirkungssicherheit verbessert.

- Referenzsituation: Die Benennung der Referenz ohne Wasserschutzmaßnahme setzt den Bewertungsrahmen und ist Voraussetzung zur Wirkungsabschätzung, da die Maßnahmenwirksamkeit von der Ausgangssituation ohne Maßnahme abhängig ist
- Eignungsbewertung: Es erfolgt eine Bewertung der Eignung nach Boden-Klima-Raum, des Einflusses der Betriebsform auf die Wirksamkeit einer Maßnahme (unter Berücksichtigung des Anfalls an Wirtschaftsdüngern) und der Maßnahmeneignung nach Flächennutzungskategorien. Die fünfstufige Bewertung reicht von (+++) = sehr gut, wenn die Maßnahme einen hohen und sicheren Erfolg auf dem betreffenden Standort erwarten lässt, bis ´negativ (-)´ wenn die Maßnahme kontraproduktiv wirkt. Dazwischen liegen ´gut (++)´, ´mäßig (+)´ und ´ungeeignet (0)´. Hat eine Maßnahme grundsätzlich nur geringe oder unsichere Wirkungen, wurde kein ´+++´ vergeben.

Die Grobeinteilung der Boden-Klima-Räume erfolgte in vier regionale Kategorien sowie für den Sondertypus Moorstandorte (vgl. Kapitel 3.2.1). Bei den Betriebstypen erfolgte die Einteilung nach Betriebsform und Einsatz von Wirtschaftsdünger-N (in der Einheit kg/ha). Berücksichtigt wurden die Betriebsformen Marktfrucht (MF), Veredelung (VE) mit Schweine- und Geflügelhaltung und Futterbau (FB) mit Rindern, Schafen, (Pferden). Die betrachteten Flächennutzungskategorien sind Acker, Grünland, Dauerkultur und Gemüse. Betrachtete Dauerkulturen sind Obst, Wein und Hopfen. Gemüse beschränkt sich auf Feldgemüse.

Ein Textfeld ermöglicht eine Erläuterung der Flächeneignung, hier erfolgen eine ergänzende Charakterisierung der Maßnahme und die Benennung von Besonderheiten.

- Entgelt: Benannt wird eine Spanne der Entgeltzahlung pro Einheit und Jahr (je ha, in Ausnahmefällen andere Bezugseinheit: je Betrieb, je m³). Bei den Entgelten wurden Prämien (z. B. von Agrarumweltprogrammen und von freiwilligen Vereinbarungen in Trinkwassereinzugsgebieten) als Stellvertretergröße verwendet. Die Werte orientieren sich an zurückliegenden und aktuellen Zahlungen, zentrale Informationsquellen sind der GAK-Rahmenplan, Richtlinien der Agrarumweltmaßnahmen aus den einzelnen Bundesländern sowie HARTMANN et al. (2006) und WATER4ALL (2006). Die genannten Entgelte berücksichtigen nicht die Neuprogrammierung und beinhalten daher zumeist eine Anreizkomponente. Sie geben nicht die betriebsindividuellen Kosten für eine Maßnahmenumsetzung wider, sondern sind durchschnittliche Werte. Die tatsächlichen Kosten können insbesondere bei Maßnahmen mit Anforderungen an

die Technik bzw. bei Wirkung auf den Ertrag betriebsabhängig deutlich von den ausgewiesenen Entgelten sowohl nach oben wie auch nach unten abweichen.

- Minderungspotenzial: Es wird für die jeweils günstigste Eignungskombination Standort - Betriebsform - Flächenutzung angegeben. Bezugseinheit ist im Regelfall kg N/ha und Jahr. Betrachtet werden drei Erfolgsparameter/ Indikatoren: Um wieviel kg N werden der N-Saldo, der Herbst- N_{\min} -Wert und die N-Fracht im Sickerwasser unterhalb der Wurzelzone durch die Maßnahme vermindert? Die N_{\min} -Messwerte sind als Summe von 0 bis 90 cm Bodentiefe angegeben. Die N-Auswaschung (Fracht) ist von den Herbst- N_{\min} -Werten für Böden mit einer Austauschhäufigkeit >1 abgeleitet (ggf. Zu- oder Abschläge für Wirkungen auf N-Auswaschung über Winter/Frühjahr). Die Minderung gegenüber Situation "ohne Maßnahme" ist als positiver Wert ausgedrückt! Das benannte Mittel entspricht nicht einem statistischen Mittelwert, sondern basiert auf Literaturangaben, die durch Expertenwissen bestätigt, zum Teil auch korrigiert wurden. Bei der Benennung der Minimal- und Maximal-Werte wurden extreme Abweichungen nach unten und oben nicht berücksichtigt.
- Kostenwirksamkeit: Auf Basis der benannten Entgelte und der Minderungspotenziale ist die Kostenwirksamkeit als Spanne berechnet. Der angegebene Minimalwert ist der Quotient aus maximaler Minderung bei minimalem Entgelt, der Maximalwert ist der Quotient aus minimaler Minderung und maximalem Entgelt. Bei Maßnahmen ohne Minderungspotenzial hinsichtlich einzelner Indikatoren, also solche mit Nullwert, wurde anstelle von „unendlich“ (Teilung durch Null) ein fiktiver Wert „9999“ ausgewiesen. Die Werte für die Kostenwirksamkeit sind Orientierungspunkte, die ein erstes Maßnahmenranking ermöglichen. Je breiter die Spanne bei der Kosten-Wirksamkeit, desto stärker beeinflussen Faktoren wie Standort, Betrieb und tatsächlicher Flächennutzung diese und umso größer ist die Unsicherheit bezüglich des benannten Mittelwerts.
- Umsetzbarkeit der Maßnahme: Drei Kriterien sind für die Umsetzbarkeit entscheidend: die Akzeptanz seitens der landwirtschaftlichen Betriebe, die Kontrollierbarkeit durch die Behörden und die Verwaltbarkeit der Maßnahme. Hohe Verwaltungskosten und eine Vielzahl zu überprüfender Bewirtschaftungsbedingungen wirken erschwerend hinsichtlich der Verwaltbarkeit.
- Sonstige ökologische Wirkungen: Berücksichtigt werden Klimaschutz, Landschafts- und Naturschutz sowie Bodenschutz, Erosion und Oberflächenabfluss. Obwohl die Maßnahmen vorrangig auf den Wasserschutz ausgerichtet sind, haben sie oft auch positive Nebeneffekte auf weitere Schutzgüter.
- Kommentare: Hier finden sich ergänzende Anmerkungen zur Bewertung der Maßnahme, Benennung von Einschränkungen, Erläuterungen (z. B. regionale Besonderheiten) sowie Hinweise von Seiten der befragten Experten.

7.6.2 Ausgewählte ergänzende Maßnahmen

In Kapitel 7.6.1 wurde der LAWA-Maßnahmenkatalog vorgestellt, der einen umfassenden Überblick über mögliche Stickstoffminderungsmaßnahmen liefert. Diese Maßnahmen können als ergänzende Maßnahmen herangezogen werden, um die Ziele der WRRL zu erreichen. Eine Analyse aller dort aufgeführten Maßnahmen hätte allerdings den Umfang des Projektes gesprengt. Aus diesem Grund wurde eine reduzierte Anzahl von Maßnahmen analysiert. Hierbei wurden die Maßnahmen ausgewählt, die von der LAWA hinsichtlich unterschiedlicher Kriterien wie beispielsweise ihrer Wirkung, Kosten und Akzeptanz, als sehr erfolgversprechend eingestuft wurden.

Tabelle 30 gibt einen Überblick über die im AGRUM-Projekt Maßnahmen untersuchten Maßnahmen. Neben einer kurzen Beschreibung werden die zugrunde gelegten Wirkungen bezüglich der Minderung des N-Saldos und die Kosten der Maßnahmen aufgeführt.

Tabelle 30: Überblick über die im AGRUM-Projekt untersuchten Maßnahmen zum landwirtschaftlichen Gewässerschutz

Maßnahme	Beschreibung	Wirkung N-Saldo (kg N/ha)	Kosten (€/ha)
M34-keine Wi-dü-ausbr.nach Ernte	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 Winterrüben (M3)	Einsaat bis 15.08.; Umbruch ab dem 10.10.; keine N-Düngung	10	60
Förderung von Extensivkulturen (M14)	Anbau von Früchten mit geringer N-Düngung: Winterbraugerste, Keksweizen, Öllein, etc.	40	70
Grünlandextensivierung (M21)	Durchschnittlicher jährlicher Viehbesatz unter 1,4 RGV/ha HFF; keine mineralische N-Düngung	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
Keine Wirtschaftsdüngerenausbringung nach Ernte (M34)	Keine Ausbringung von Wirtschaftsdünger nach der Ernte; Ausnahme zu ZF und Raps bzw. Grünland	15	15
Ökologischer Landbau (M45)	Bewirtschaftung des Gesamtbetriebes nach den Richtlinien des Ökologischen Landbaus	60	170

Eine detaillierte Beschreibung der Maßnahmen bezüglich der Bewirtschaftungsbedingungen, sowie der Eignung für verschiedene Boden-Klima-Räume, Betriebstypen und Flächennutzungen zeigen die Tabellen im Anhang.

Um die Maßnahmen zum Gewässerschutz effizient durchzuführen und in landwirtschaftlichen Betrieben zu verankern, ist die Beratung der Landwirte ein entscheidender Faktor. Mit einer umfassenden und dem Thema zugeschnittenen Beratung kann die Wirksamkeit von Maßnahmen erheblich gesteigert werden.

Bei der landwirtschaftlichen Beratung kann in Deutschland zwischen öffentlicher und privater Beratung differenziert werden, die je nach Bundesland sehr unterschiedlich ist. So wird in Niedersachsen, Hessen und Nordrhein-Westfalen die Beratung überwiegend durch die Landwirtschaftskammern getragen, in Thüringen und Sachsen-Anhalt durch die Privatwirtschaft und in Hessen steht die staatliche Officialberatung im Mittelpunkt (THOMAS, 2007). Für die Umsetzung der Wasserrahmenrichtlinie und einhergehenden Maßnahmen für den Gewässerschutz ist es sinnvoll, landwirtschaftliche Beratung auszubauen und zu verankern, um eine best mögliche Umsetzung der Maßnahmen zu erreichen. Nach THOMAS (2003) gibt es jedoch nur wenige Möglichkeiten mit Hilfe von Informationen und Beratung direkt zum Gewässerschutz beizutragen. Vielmehr ist dies ein langfristiger und langwieriger Prozess, dessen Wirkungen schwer messbar sind. Um diesen Prozess der Beratung zu unterstützen, ist eine gemeinsame Verständigung über die Problemzusammenhänge und Maßnahmenwirkungen wichtig, um Möglichkeiten des Gewässerschutzes nachvollziehbar zu machen und in der Landwirtschaft zu verankern.

Die Auswirkungen und Kosten einer „Zusatzberatung“ bzw. „Fortbildung der Landwirte“ war nicht Untersuchungsgegenstand des Projektes. Gleichwohl zeigen die Erfahrungen des niedersächsischen Kooperationsmodells, dass die Zusatzberatung eine wichtig Begleitmaßnahme sowohl zur Düngeplanung (Vollzug DüV) als auch zur Vermarktung der freiwilligen Agrarumweltmaßnahmen ist. So wird durch eine Zusatzberatung die Akzeptanz in den Maßnahmenangeboten erhöht. Zusatzberatung bewirkt über die eigentlichen vertraglich vereinbarten Maßnahmen hinaus eine Steigerung der N-Effizienz. Gemeinsam mit dem Berater können die für den jeweiligen Betrieb am besten geeigneten Maßnahmekombinationen ausgewählt und die Umsetzungsqualität der einzelnen Maßnahmen gesteigert werden. Die Kosten sind nach Erfahrungen des niedersächsischen Kooperationsmodells mit 25-30 % der Maßnahmenkosten anzusetzen. OSTERBURG UND SCHMIDT (2008) rechnen sogar mit einem Kostenanteil von bis zu 60 % im ersten Jahr, der sich dann aber in den Folgejahren auf 40 % der Maßnahmenkosten einpendelt.

7.6.3 Mögliche Maßnahmenkombination zur Erreichung der Ziele für das Grundwasser

In Kapitel 7.5.1 werden potenzielle Handlungsgebiete des Baseline-Szenarios abgegrenzt, die sich ergeben, wenn eine Nitratkonzentration im Grundwasser von unter 50 mg/l nachhaltig garantiert werden soll (siehe auch Karte 118). Analysen mit dem Modellsystem GROWA/WEKU weisen einen Reduktionsbedarf von insgesamt rund 25.000 Tonnen Stickstoff pro Jahr für alle Regionen (Gemeinden bzw. Landkreise) aus, die zumindest Teilweise in der FGE Weser liegen. Betrachtet man nur den Teil der Regionen, der sich im Einzugsgebiet der FGE Weser liegt, so verringert sich diese Menge auf rund 21.000 Tonnen.

Dies entspricht einer durchschnittlichen Reduktion der N-Bilanzüberschüsse von rund 19 %, wobei diese Reduktion regional sehr unterschiedlich ausfallen. Rund 72 % dieses Reduktionsbedarfs entfällt auf den niedersächsischen Teil der FGE-Weser, etwa 17 % auf NRW und rund 10 % auf den hessischen Teil der FGE-Weser. Nur rund 1,5 % fallen auf die neuen Bundesländer der FGE-Weser.

Diese Reduktionen lassen sich nicht durch eine einzelne Maßnahme des LAWA-Maßnahmenkatalogs effizient erreichen. Vielmehr muss eine geeignete Maßnahmenkombination entwickelt werden, um die Grundwasserziele zu erreichen. Eine Untersuchung aller in Betracht kommenden Kombinationen, hätte den Umfang des Projektes gesprängt. Aus diesem Grund wurde eine geeignete Maßnahmenkombination berechnet, die in der Lage ist die notwendigen Reduktionen zu erzielen. Die Ergebnisse erlauben eine Abschätzung der Kosten, die mit der Umsetzung der Maßnahmen (ohne Verwaltungskosten) verbunden sind und vermitteln eine Abschätzung der regionalen Umfänge der einzelnen Maßnahmen. Es wird deutlich, welchen regionalen Schwerpunkt die Einzelmaßnahmen in Abhängigkeit ihres regionalen Potenzials haben können.

Die Berechnung der notwendigen Maßnahmenkombination erfolgt in zwei Schritten. Das Ergebnis der Berechnungen ist eine mögliche Maßnahmenkombination, die geeignet ist die notwendigen Reduzierungen der landwirtschaftlichen N-Einträge zu erreichen. Zunächst wurde das maximal mögliche Reduktionspotenzial einer jeden Maßnahme regional differenziert in Abhängigkeit der maßnahmenspezifischen Anforderungen abgeschätzt (siehe auch Maßnahmenbeschreibung in Kapitel 11.1). So wurde beispielsweise die Maßnahme Grünlandextensivierung nur in den Regionen zugelassen, deren Rinderviehbesatzdichte kleiner 1,4 RGV pro ha Grünland liegt bzw. die Maßnahme Zwischenfruchtanbau nur nach dem Getreide- und Ölsaatenanbau zugelassen.

In einem zweiten Schritt wurde dem maximal möglichem Reduktionsumfang aller Maßnahmen der notwendige N-Reduktionsumfang gegenübergestellt und somit der

notwendige regionale Maßnahmenumfang ermittelt, wobei alle Maßnahmen im gleichen Maße ihres Reduktionspotenzials zur Zielerreichung beitragen.

Bei dieser Vorgehensweise wurden alle Maßnahmen, die in der Tabelle 30 aufgeführt sind, mit Ausnahme des ökologischen Landbaus berücksichtigt. Der ökologische Landbau wurde zunächst nicht mit einbezogen, weil sich die Ausdehnung dieser Bewirtschaftungsweise nicht einfach realisieren lässt. Denn obwohl ökologisch wirtschaftende Betriebe im Vergleich zu konventionell wirtschaftenden vergleichbaren Betrieben in den vergangenen Wirtschaftsjahren auf Basis der Agrarberichte einen höheren durchschnittlichen Gewinn erzielt haben (vgl. AGRARBERICHTE, 2004-2006), ist der Umstellungswille konventionell wirtschaftender Landwirte nach wie vor nur schwach ausgeprägt (SCHRAMEK und SCHNAUT, 2004, 44ff).

Lediglich in den Regionen, in denen die Ausschöpfung des Reduktionspotenzials der „konventionellen“ Maßnahmen nicht ausreicht, wurde ergänzend der Umfang des ökologischen Anbaus ermittelt, der notwendig ist um die Grundwasserziele zu erreichen. In der Tabelle 31 werden die notwendigen Maßnahmenumfänge differenziert nach Bundesländern und den Einzelmaßnahmen dargestellt. Entsprechend des regionalen Reduktionsbedarfs der N-Bilanzüberschüsse verteilen sich auch die Umfänge der N-Minderungsmaßnahmen um die vorläufigen Bewirtschaftungsziele der Grundwasserkörper zu erreichen.

Tabelle 31: Umfang der Maßnahmen zur Erreichung der Grundwasserziele

Umfänge in ha	Keine Wirtschafts- düngeraus- bringung nach Ernte	Zwischen- frucht- anbau	Grundwasser schonende Ausbringungs- technik Gülle und Festmist	Grünland- extensi- vierung	Förderung von Extensiv- kulturen	Reduzierte Mineral- düngung in Getreide	Anbau von Winter- rüben	Ökologischer Landbau	Summe
NI	92.009	237.720	64.493	60.535	45.867	114.149	97.490	69.477	781.740
NW	9.740	66.266	15.894	8.830	15.137	29.812	26.071	12.194	183.944
HE	1.161	40.329	16.051	14.718	12.977	19.113	15.523	952	120.824
SA	0	568	144	83	179	241	233	0	1.447
TH	0	4.700	1.745	2.317	1.274	1.902	1.523	0	13.460
Gesamt	102.910	349.583	98.328	86.483	75.434	165.216	140.839	82.622	1.101.415

Insgesamt sind nach den Berechnungen Maßnahmen in einem Umfang von rund 1,1 Mio. ha notwendig, um die Grundwasserziele zu erreichen. In rund 7 % der Gemeinden reichen die „konventionellen“ Maßnahmen nicht aus um die Grundwasserziele zu erreichen. In diesen Gemeinden, die überwiegend in Niedersachsen und Nordrhein-Westfalen zu finden sind, ist unter den gestellten Annahmen eine Ausdehnung des ökologischen Landbaus zur Erreichung der Grundwasserziele erforderlich.

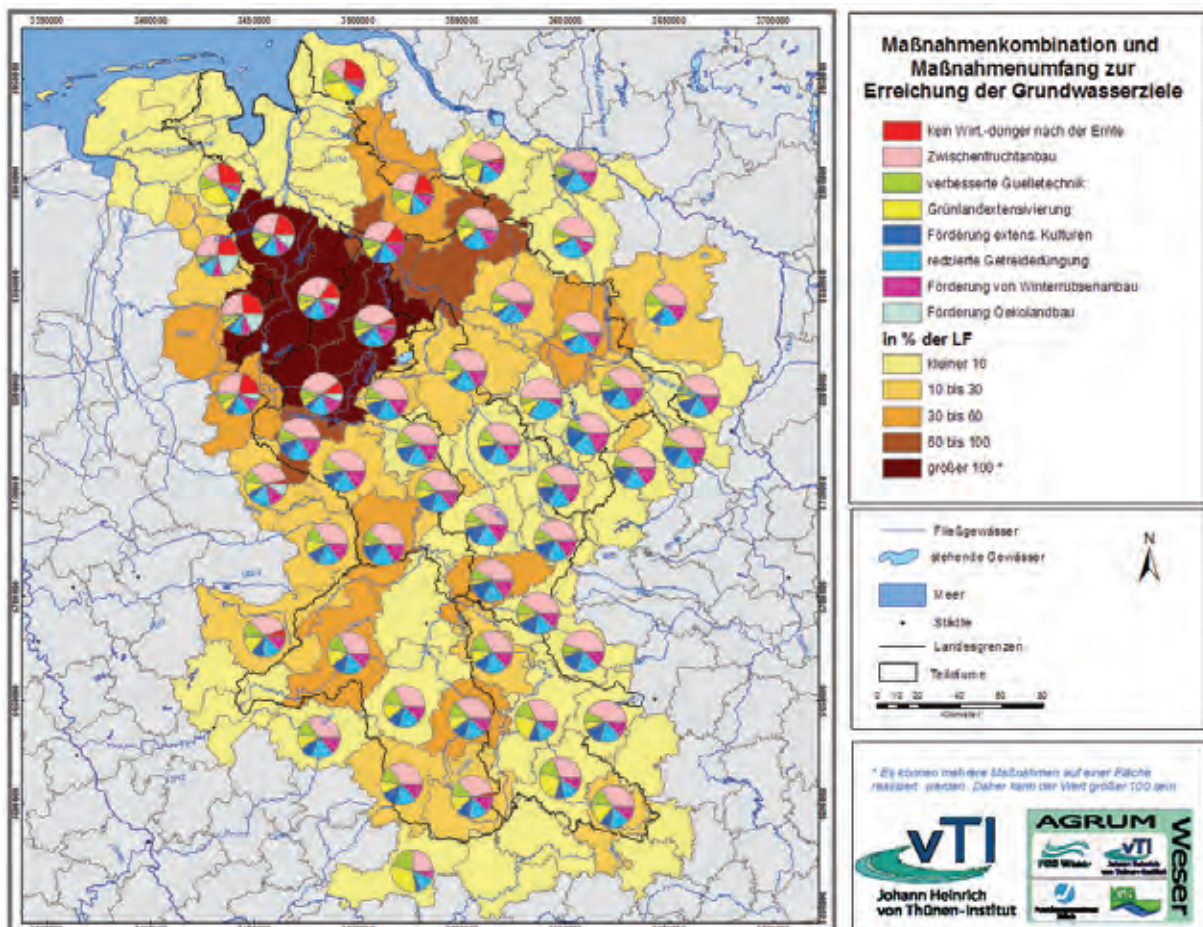
Die mit der Realisierung anfallenden Kosten in Gesamthöhe von rund 74 Mio. € pro Jahr werden in der Tabelle 32 ebenfalls differenziert nach Bundesländern und Einzelmaß-

nahmen aufgeführt. Demnach sind entsprechend des Reduktionsbedarfs fast 71 % bzw. 50 Mio. € der insgesamt notwendigen Finanzmittel im Bundesland Niedersachsen, fast 17 % in NRW und knapp 10 % in Hessen aufzuwenden. Lediglich 1,3 % der Mittel sind für die neuen Bundesländer der FGE Weser aufzuwenden. Die Höhe der Kosten spiegelt zum einen den länderspezifischen Flächenanteil an der FGE Weser wieder, zum anderen werden diese Ergebnisse durch die regionale Verteilung der HOT-Spot-Regionen geprägt.

Tabelle 32: Gesamtkosten der Maßnahmen zur Erreichung der Grundwasserziele

Gesamtkosten in Euro	Keine Wirtschaftsdüngerausbringung nach Ernte	Zwischenfruchtanbau	Grundwasser schonende Ausbringungstechnik Gülle und Festmist	Grünlandextensivierung	Förderung von Extensivkulturen	Reduzierte Mineraldüngung in Getreide	Anbau von Winterrüben	Ökologischer Landbau	Summe
NI	1.380.000	19.018.000	1.935.000	84.000	3.211.000	9.132.000	5.849.000	11.811.000	52.420.000
NW	146.000	5.301.000	477.000	47.000	1.060.000	2.385.000	1.564.000	2.073.000	13.053.000
HE	17.000	3.226.000	482.000	286.000	908.000	1.529.000	931.000	162.000	7.541.000
SA	0	45.000	4.000	8.000	12.000	19.000	14.000	0	102.000
TH	0	376.000	52.000	230.000	89.000	152.000	91.000	0	990.000
Gesamt	1.544.000	27.967.000	2.950.000	654.000	5.280.000	13.217.000	8.450.000	14.046.000	74.108.000

Karte 122: Maßnahmenkombination und Maßnahmenumfang zur Erreichung der Ziele des Grundwassers



Der regionale Umfang sowie die Zusammensetzung der Maßnahmenkombination ist, wie aus der Karte 122 deutlich wird, sehr unterschiedlich. Erwartungsgemäß müssten in den HOT-Spot-Regionen ein relativ hoher Anteil der LF mit Maßnahmen versehen werden. Dieser Anteil kann in einigen Regionen auch über 100 % des jeweiligen LF-Umfangs liegen, weil bei den Berechnungen der Maßnahmenkombinationen zugelassen wurde, dass auf einer Fläche mehrere Maßnahmen realisiert werden, sofern sie dafür geeignet sind.

Die Maßnahmen Zwischenfruchtanbau sowie reduzierte Mineraldüngung bei Getreide haben mit rund 350 Tsd. ha bzw. 165 Tsd. ha den größten Flächenumfang. Einen geringen Flächenumfang hat mit rund 80 Tsd. ha der ökologische Anbau. Dennoch hat der ökologische Anbau zusammen mit der Maßnahme reduzierte Mineraldüngung bei Getreide mit jeweils -5 Tsd. Tonnen die höchste Wirkung aller untersuchten Maßnahmen. In den Regionen mit hoher Viehbesatzdichte, im Norden der FGE Weser hat ist die Maßnahme „keine Wirtschaftsdünger nach der Ernte“ ein relativ wichtiges Instrument um die Grundwasserziele zu erreichen.

Auswirkungen der Grundwassermaßnahmen auf die Oberflächengewässer

Berechnet wurde von den Projektpartnern am FZJ der N-Bilanzüberschuss, der maximal erlaubt ist, um eine gute Grundwasserqualität zu erreichen. Als gute Grundwasserqualität wurde im Rahmen des Modellvorhabens ein maximaler Wert von 50 mg N/l im Sickerwasser festgelegt. Mit MONERIS wurden die Auswirkungen dieser N-Bilanzüberschüsse zum Erreichen einer guten Grundwasserqualität auf die Oberflächengewässer berechnet. Obwohl davon ausgegangen werden kann, dass damit über den Grundwasserpfad auch eine gute Qualität der Oberflächengewässer erreicht wird, werden die Einträge über die anderen Pfade (z. B. Einträge über kommunale und industrielle Einleiter und über Dränagen) damit nicht erfasst. Der verbleibende Reduktionsbedarf kann über weitere Maßnahmen erzielt werden.

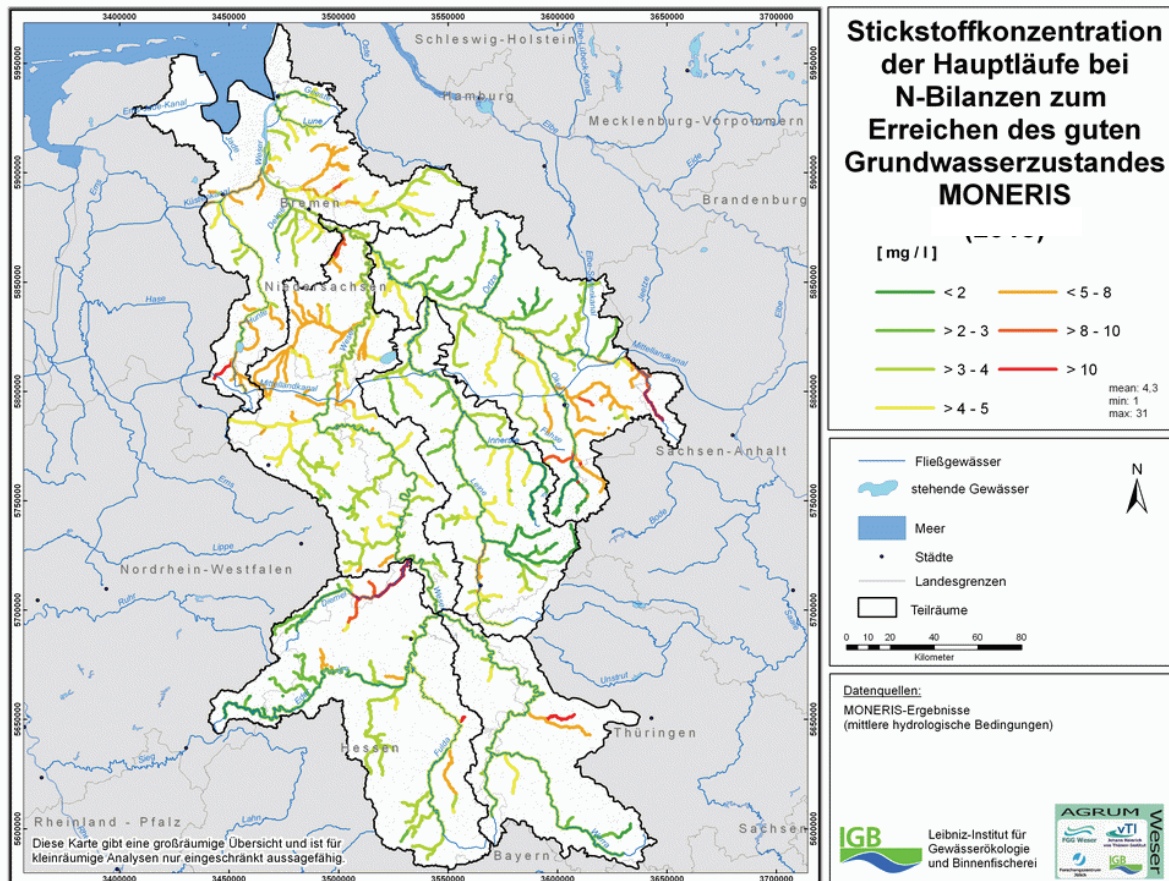
Bei einer Senkung der N-Bilanzüberschüsse zum Erreichen einer guten Grundwasserqualität reduzieren sich die Stickstoffeinträge von 90.800 t N /a (2003), bzw. 75.700 (Baseline-Szenario) auf 72.200 t N /a.

Die Konzentrationen im Hauptlauf reduzieren sich auf einen Mittelwert von 4,3 mg/l (siehe Karte 123). So liegen die Konzentrationen der Hunte im Unterlauf noch bei über 5 mg/l; am Pegel Hemelingen liegt die Konzentration bei 3,67 mg/l N (P: 0,12 mg/l), am Pegel Reithörne bei 5,00 mg/l N (P: 0,2 mg/l). Das vorläufige Bewirtschaftungsziel von 3 mg/l für Stickstoff und 0,1 mg/l für Phosphor wird nicht erreicht.

Tabelle 33: Stickstoffeinträge der Teilräume bei gutem Grundwasserzustand

Teilräume	atm. Dep. auf Wasserfl. [tN/a]	Abschwemmung [tN/a]	Dränagen [tN/a]	Erosion [tN/a]	Grundwasser/ Interflow [tN/a]	Punktquellen [tN/a]	urbane Systeme [tN/a]	Gesamt [tN/a]
Aller	87	1310	3407	140	4137	987	304	10373
Fulda / Diemel	60	1407	912	411	6510	3390	203	12893
Leine	72	1329	1514	398	5007	1436	341	10097
Ober-&Mitelw	197	1432	3216	300	6064	1882	441	13531
Tideweser	208	2032	7869	63	5462	1772	472	17877
Werra	31	734	1401	294	3630	571	777	7439
FGE Weser	654	8244	18320	1606	30809	10039	2537	72210
<i>FGE Weser (2015)</i>	<i>654</i>	<i>8244</i>	<i>20242</i>	<i>1606</i>	<i>32398</i>	<i>10039</i>	<i>2520</i>	<i>75704</i>
<i>FGE Weser (2003)</i>	<i>799</i>	<i>9892</i>	<i>26802</i>	<i>1606</i>	<i>38897</i>	<i>10039</i>	<i>2778</i>	<i>90813</i>

Karte 123: Stickstoffkonzentrationen der Hauptläufe bei N-Bilanzen zum Erreichen des guten Grundwasserzustandes



7.6.4 Mögliche Maßnahmenkombination zur Erreichung der Ziele für die Oberflächengewässer

Auch wenn alle Grundwasserkörper der FGE Weser durch entsprechende Maßnahmen in einem guten Zustand versetzt werden, so würde dies nicht dazu führen, dass das Ziel 3 mg/l am Pegel Hemelingen erreicht wird. Hierzu sind weitere Reduktionen der N-Einträge aller Eintragsquellen notwendig¹⁰. Wird unterstellt, dass sich die Landwirtschaft an den notwendigen Gesamtreduktionen im gleichen Prozentsatz beteiligt, so müssten die landwirtschaftlichen N-Bilanzüberschüsse (bei einem guten Grundwasserzustand) um weitere rund 5.500 Tonnen N oder rund 5 % reduziert werden, um das vorläufige Bewirtschaftungsziel für die Oberflächengewässer zu erreichen. Hierzu sind weitere Maßnahmen in einem Umfang von rund 270 Tsd. ha notwendig. Rund 45 % der Maßnahmen fallen auf Niedersachsen, 20 % auf Hessen, 15 % auf Thüringen, 14 % auf Nordrhein-Westfalen und rund 6 % auf Sachsen-Anhalt.

In etwa 6 % der Regionen kann das Ziel für die Oberflächengewässer nicht über eine Ausdehnung der „konventionellen“ Maßnahmen erreicht werden. In diesen Regionen ist zusätzlich eine Ausdehnung des ökologischen Landbaus erforderlich (siehe Tabelle 34).

Tabelle 34: Umfänge der Maßnahmen zur Erreichung des Ziels 3 mg N/l am Pegel Hemelingen bei gutem Grundwasserzustand

Umfänge in ha	Keine Wirtschafts- düngeraus- bringung nach der Ernte	Zwischen- frucht- anbau	Grundwasser schonende Ausbringungs- technik Gülle und Festmist	Grünland- extensi- vierung	Förderung von Extensiv- kulturen	Reduzierte Mineral- düngung in Getreide	Anbau von Winter- rüben	Öko- logischer Landbau	Summe
NI	2.542	41.043	9.670	5.668	12.942	19.722	17.244	10.033	118.864
NW	69	12.106	3.071	1.558	3.618	5.705	5.065	3.715	34.907
HE	297	20.163	7.292	5.574	7.088	9.526	8.072	2.175	60.186
SA	0	6.223	1.447	613	2.248	2.631	2.506	0	15.667
TH	0	16.347	4.848	5.194	5.004	6.380	5.104	0	42.877
Gesamt	2.908	95.882	26.327	18.606	30.900	43.963	37.992	15.923	272.501

Die Kosten der Maßnahmen sind in der Tabelle 35 differenziert nach den Einzelmaßnahmen und den Bundesländern dargestellt. Insgesamt sind nach den Berechnungen rund 20 Mio. € notwendig, um ausgehend von einem flächendeckend gutem Grundwasserzustand die Ziele für die Oberflächengewässer zu erreichen. Die regionale

¹⁰ Zum Zeitpunkt der Entscheidung über die zu berechnenden Szenarien für den Projektrahmen musste ein sogenanntes "vorläufige Bewirtschaftungsziel" gesetzt werden. Man hat hier für Stickstoff mit 3 mg/l am Auslasspegel Hemelingen eine zum damaligen Zeitpunkt wahrscheinliche Zielsetzung gewählt, die jedoch bis zum Abschluss des Projektes ausserhalb des Projektrahmens nicht bestätigt wurde.

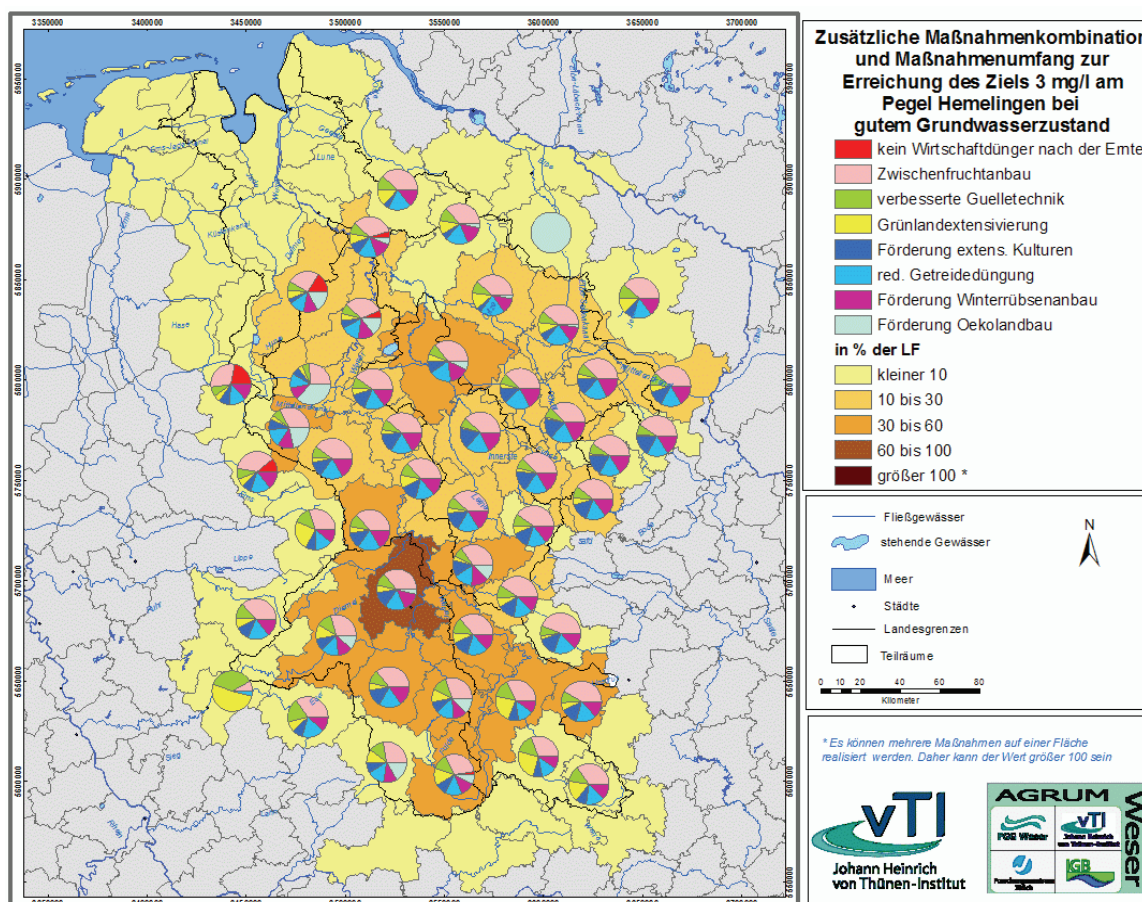
Aufteilung der Maßnahmenkosten entspricht in etwa der regionalen Aufteilung der Maßnahmenumfänge (siehe oben).

Tabelle 35: Gesamtkosten der Maßnahmen zur Erreichung des Zieles 3 mg N/l am Pegel Hemelingen bei gutem Grundwasserzustand

Gesamtkosten in Euro	Keine Wirtschaftsdüngerausbringung nach der Ernte	Zwischenfruchtanbau	Grundwasser schonende Ausbringungstechnik Gülle und Festmist	Grünlandextensivierung	Förderung von Extensivkulturen	Reduzierte Mineraldüngung in Getreide	Anbau von Winterrüben	Ökologischer Landbau	Summe
NI	38.000	3.283.000	290.000	52.000	906.000	1.578.000	1.035.000	1.706.000	8.888.000
NW	1.000	969.000	92.000	13.000	253.000	456.000	304.000	632.000	2.720.000
HE	5.000	1.613.000	218.000	250.000	497.000	762.000	485.000	370.000	4.200.000
SA	0	498.000	44.000	50.000	158.000	211.000	150.000	0	1.111.000
TH	0	1.308.000	146.000	398.000	350.000	511.000	307.000	0	3.020.000
Gesamt	43.000	7.670.000	790.000	764.000	2.163.000	3.517.000	2.280.000	2.707.000	19.934.000

Mit etwa 9 Mio. € fällt der größte Teil der Maßnahmenkosten auf Niedersachsen. Weniger als die Hälfte, rund 4 Mio. € sind nach den Berechnungen für Hessen notwendig und nur rund 1 Mio. € fallen auf das Bundesland Sachsen-Anhalt.

Karte 124: Maßnahmenkombination und Maßnahmenumfang zur Erreichung des Zieles 3 mg/l am Pegel Hemelingen bei gutem Grundwasserzustand



8. Zusammenfassung

Das übergeordnete Ziel des Projektes war die Entwicklung eines universell einsetzbaren Modellinstruments, um die Entwicklung der Nährstoffbelastungen der Oberflächengewässer und der Grundwasserkörper abzuschätzen sowie Wirkungsanalysen von Nährstoffminderungsmaßnahmen durchzuführen. Das Modellinstrument sollte durch eine Kombination von Ansätzen zur Quantifizierung der Einträge aus punktförmigen und diffusen Quellen mit Wirtschaftlichkeitsanalysen in der Lage sein, die vielfältigen, komplexen sozioökonomischen sowie hydrologischen und hydrogeologischen Wechselwirkungen und Zusammenhänge simultan zu berücksichtigen. Im Vordergrund standen hierbei integrative Modellanalysen zur Bewertung von Minderungsmaßnahmen der Landwirtschaft im Hinblick auf die Erreichung von Umweltzielen im Zusammenhang mit der Umsetzung der EG-WRRL. Das Modellinstrument sollte für die Untersuchungsregion *Flussgebietseinheit* erprobt werden und auf andere Flussgebiete übertragbar sein.

- (1) *Zur Entwicklung des Modellinstrumentes für integrative Analysen der Nährstoffbelastungen der Oberflächengewässer und der Grundwasserkörper wurde das Regionalisierte Agrar- und UmweltInformations-System RAUMIS mit dem großräumigen Wasserhaushaltsmodell GROWA, den reaktiven N-Transportmodellen DENUZ/WEKU sowie dem Modell MONERIS (Modelling Nutrient Emissions in River Systems) gekoppelt.*

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.

Ziel der Modellierung mit den hydrologisch/hydrogeologischen Modellansätzen **GROWA** und **DENUZ/WEKU** des FZJ war die flächendeckende und zugleich räumlich hoch aufgelöste Analyse und Bewertung der diffusen Nitrateinträge ins Grundwasser und die Oberflächengewässer. Die Modellierungen erfolgten flächendifferenziert in einem 100 m-Raster für das gesamte Flusseinzugsgebiet der Weser, wodurch Modellrechnungen für jeweils ca. 4,9 Mio. Rasterzellen durchgeführt wurden.

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 berücksichtigt die diffusen Eintragungspfade Erosion, Abschwemmung, Grundwasser/Interflow, Dränagen, atmosphärische Deposition und versiegelte urbane Flächen sowie die punktuellen Einträge aus kommunalen Kläranlagen und durch industrielle Direkteinleiter. Weiterhin wurde eine Methode zur Berücksichtigung der Nährstoffrückhalte und -verluste in den Oberflächengewässern in Abhängigkeit von der hydraulischen Belastung bzw. den spezifischen Abflussspenden des Flusssystemes entwickelt, sodass ein direkter Vergleich mit den Frachten ermöglicht wird.

Mit den Modellen **RAUMIS**, **GROWA** und **DENUZ/WEKU** sowie **MONERIS** wurde sowohl eine Analyse für den Ist-Zustand (2003) durchgeführt als auch die Auswirkungen des Baseline-Szenarios 2015 auf die Nährstoffeinträge ins Grundwasser und die Oberflächengewässer regional differenziert quantifiziert und hinsichtlich ihrer Effizienz analysiert. Da sich die Modelle aufgrund ihrer jeweiligen Schwerpunkte ergänzen, wurden hierbei - gerade bei den Szenarioanalysen - Synergien realisiert, die eine ganzheitliche, zugleich aber auch regional differenzierende Betrachtung der Nährstoffproblematik im Untersuchungsgebiet ermöglichen.

Als Untersuchungsregion wurde die FGE Weser ausgewählt, die eine Gesamtfläche von etwa 49.000 km² umfasst. Die Auswahl erfolgte vor dem Hintergrund der Ausdehnung der Flussgebietseinheit über unterschiedliche, aber für Deutschland typische Landschaftseinheiten im Hinblick auf die bodenkundlichen und hydrologischen Standortbedingungen sowie der Landwirtschaftsstrukturen und Betriebsformen. Dies sollte eine Übertragbarkeit auf andere (Teil-)Flusseinzugsgebiete ermöglichen.

Daten- und Informationsgrundlage des Projektes bildeten aktuelle, von offiziellen Bundes- und Landeseinrichtungen erhobene Datenbestände, die flächendeckend digital (Vektor- oder Rasterformat) für das Untersuchungsgebiet verfügbar sind sowie die Berichte der Länder zur WRRL. Den Vertreter aus den weseranrainenden Bundesländern wurde auf elf Sitzungen (der Projekt begleitenden Arbeitsgruppe AGRUM) über den Projektfortschritt und die erzielten Ergebnisse berichtet und darüber diskutiert, was maßgeblich zum Erfolg des Projektes beigetragen hat.

(2) *Mit der Wasserhaushaltsmodellierung wurde die räumliche Variabilität der hydrologischen Verhältnisse in der Flussgebietseinheit Weser und die damit verbundene regional unterschiedliche Relevanz der einzelnen Abflusskomponenten für den Nährstoffeintrag abgebildet.*

Für eine nach den Abflusskomponenten Direktabfluss (natürlicher Interflow, Dränabflüsse, Oberflächenabfluss) und Grundwasserabfluss differenzierte Quantifizierung der diffusen Stickstoffeinträge in die Oberflächengewässer wurde das Wasserhaushalts-

modell GROWA eingesetzt. Auf diese Weise wurden die Abflusskomponenten mit kurzen Verweilzeiten im Boden- und Grundwassersystem von den Abflusskomponenten mit langen Verweilzeiten getrennt. Mit MONERIS wurde zunächst der Gesamtabfluss auf Grundlage einer Abflusskalibrierung ermittelt und die Nährstoffeinträge für Stickstoff und Phosphor analysiert. Die Aufteilung der Pfade Oberflächenabfluss, Drainageabfluss, Abfluss über urbane Flächen und Abfluss über Grundwasser/Interflow wurden modellintern berechnet.

Vor dem Hintergrund, dass die Modellierung die mittlere langjährige - und damit regional typische - hydrologische Situation abbilden sollte, erfolgten die Modellrechnungen für hydrologische Perioden. Die 30-jährige Periode 1961 bis 1990 wird für das Modell GROWA eingesetzt, während das Modell MONERIS aufgrund der Kalibrierung der Gesamtabflüsse auf Einzeljahresbasis auf den aktuelleren Datensatz von 1983 bis 2002 zurückgreift. Ein Vergleich der Modellergebnisse mit gemessenen Abflüssen von 68 Teileinzugsgebieten ergab mit einer mittleren Abweichung von ca. 15 % eine gute Übereinstimmung (GROWA). Das Ergebnis der Wasserhaushaltsmodellierung dokumentiert die räumliche Variabilität der hydrologischen Verhältnisse und die damit verbundene regional unterschiedliche Relevanz der einzelnen Abflusskomponenten für den Nitratreintrag in die Gewässer der FGE Weser.

In den grundwasserfernen, ebenen Lockergesteinsregionen im Nordteil des Einzugsgebiets der FGE Weser entspricht die Grundwasserneubildungshöhe weitestgehend der Gesamtabflusshöhe, weil das in den Boden einsickernde Niederschlagswasser ungehindert dem Aquifer zufließen kann. In den grundwasser- und staunässebeeinflussten Lockergesteinsregionen (wie z. B. den Marschregionen) hingegen wird mehr als 80 % des Gesamtabflusses über künstliche Entwässerungssysteme (Drainagen), d. h. hydrologisch als Direktabfluss, abgeführt. Für die Festgesteinsregionen im Südteil des Einzugsgebiets der FGE Weser ergeben sich ähnlich hohe Direktabflussanteile, hier jedoch bedingt durch den natürlichen Interflow. Da der natürliche Interflow eine Funktion der natürlichen Standortbedingungen ist, sind die Eingriffsmöglichkeiten des Menschen, z. B. zur Erhöhung der Verweilzeiten und damit der Nitratabbauraten im Boden, gering. Durch einen gezielten Rückbau von Drainagesystemen ergeben sich diesbezüglich - zumindest theoretisch - Steuerungsmöglichkeiten in den künstlich entwässerten, grundwasser- und staunässebeeinflussten Lockergesteinsregionen.

(3) *Die N- und P-Bilanzen sind seit 1990 sektoral erheblich zurückgegangen, wobei gravierende regionale Unterschiede bestehen.*

Die Flächenbilanzen für Stickstoff und Phosphor sind bundesweit seit Ende der Achtzigerjahre stark zurückgegangen. Während der N-Bilanzüberschuss 1990 noch bei fast 130 kg/ha lag, sank er bis 2002 um rund 50 kg oder rund ein Drittel auf 80 kg/ha ab. Auch

der P-Bilanzüberschuss, der 1985 bei knapp 30 kg/ha lag, konnte bis 2002 um rund 2/3 auf unter 10 kg/ha reduziert werden.

Obwohl in der Vergangenheit eine deutliche Reduzierung der Nährstoffbilanzüberschüsse stattgefunden hat, finden sich auch 2003 in der FGE Weser noch Regionen, die durch N-Bilanzüberschüsse 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 FGE Weser mit Werten von jährlich rund 150 kg/ha (ohne atmosphärische Deposition). 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 FGE Weser. Hier werden nach den Modellrechnungen N-Bilanzüberschüsse von weniger als 50 kg/ha LF ausgewiesen.

(4) *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 und im Modell MONERIS modelliert (in Anlehnung an das DENUZ-Modell) berechnet. Die Ergebnisse der Modellrechnungen zeigen, dass die N-Überschüsse im Boden durch Denitrifikationsvorgänge in vielen Regionen deutlich reduziert werden. So können in Regionen, in denen Grundwasser beeinflusste Böden mit einem hohen Anteil an organischer Substanz auftreten, trotz intensiver landwirtschaftlicher Nutzung mehr als 80 % der N-Überschüsse im Boden denitrifiziert werden. Die geringsten Nitratabbauraten im Boden treten unter den Podsolböden im nordwestdeutschen Tiefland auf. Gerade in den Regionen mit hohen N-Überschüssen, z. B. im Nordwestteil des Einzugsgebiets der FGE 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.

(5) *Hohe Nitratkonzentrationen im Sickerwasser finden sich für die Ausgangssituation 2003 in den viehstarken Regionen. Eine Validierung dieser Ergebnisse zeigt eine zufrieden stellende, den Erwartungen entsprechende Übereinstimmung.*

Durch Kombination der berechneten N-Einträge aus dem Boden mit der Sickerwasserrate wurde die potenzielle Nitratkonzentration im Sickerwasser berechnet. Es zeigte sich, dass aktuell in den meisten Regionen des Einzugsgebiets der FGE Weser mit Nitrat-

konzentrationen 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 des Einzugsgebiets der FGE Weser. Zur Validitätsüberprüfung der modellierten Werte wurde ein Vergleich mit Messdaten von Bodendauerbeobachtungsflächen in Niedersachsen bzw. mit gemessenen Nitratkonzentrationen aus den obersten 10 m der Grundwasserleiter durchgeführt. Hierbei zeigte sich eine gute bzw. eine zufrieden stellende, den Erwartungen entsprechende Übereinstimmung. Die modellierten Werte können daher einerseits als zuverlässig im Hinblick auf die ausgewiesenen „HOT-Spot“-Gebiete der Grundwasserbelastung angesehen werden, andererseits stellen sie einen geeigneten Referenzrahmen für die Quantifizierung der erforderlichen Reduktion des N-Überschusses zur Gewährleistung einer Nitratkonzentration im Grundwasser (50 mg/l nach Anhang 1, Grundwasserrichtlinie) dar.

- (6) *Die simulierten N-Einträge über den Direktabfluss sind insbesondere in den Festgesteinsregionen und in den künstlich entwässerten Niederungsregionen im Westteil des Einzugsgebiets der FGE Weser hoch.*

Bei den N-Einträgen in die Oberflächengewässer über den Direktabfluss treten die Regionen mit hohen Direktabflussanteilen hervor, d. h. insbesondere die Festgesteinsregionen im südlichen Teil des Einzugsgebiets der FGE Weser und die künstlich entwässerten Niederungsregionen im Westteil des Wesereinzugsgebietes. Dort kommt es zu N-Austrägen mit dem Direktabfluss von zum Teil mehr als 50 kg N/ha·a. Diese resultieren aus dem Zusammenwirken hoher N-Überschüsse und relativ geringer Verweilzeiten des Sickerwassers im Boden. In den intensiv landwirtschaftlich genutzten Becken- und Bördelandschaften ergeben sich hingegen aufgrund guter Denitrifikationsbedingungen, einer hohen Verweilzeit des Wassers im Boden sowie eines geringen Anteils am Direktabfluss moderate N-Austräge mit dem Direktabfluss von unter 10 kg N/ha·a.

- (7) *Aufgrund des hohen Denitrifikationsvermögens und der geringen Fließgeschwindigkeiten des Grundwassers im gesamten Norddeutschen Tiefland des Einzugsgebiets der FGE Weser 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 Dränagen von Bedeutung sind.*

Der Anteil der N-Einträge 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 des Einzugsgebiets der

FGE Weser nitratabbauende Aquifere aufweist, während im Südteil oxidierte Grundwasserhältnisse vorliegen, sodass dort nicht damit zu rechnen ist, dass in den Grundwasserleiter eingetragenes Nitrat während des Transports zum Vorfluter abgebaut wird.

Der reaktive N-Transport im Grundwasser wurde mit dem WEKU-Modell in Abhängigkeit der Grundwasserverweilzeiten, der N-Einträge 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 dominieren aufgrund der geringen Fließgeschwindigkeiten des Grundwassers Grundwasserverweilzeiten von bis zu mehr als 50 Jahren. 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 N-Einträge 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 N-Eintrag ins Grundwasser gelten. Für die südlichen Teile des Wesereinzugsgebietes entsprechen die grundwasserbürtigen N-Austräge in die Oberflächengewässer aufgrund des Fehlens signifikanter Denitrifikationskapazitäten in den grundwasserführenden Gesteinseinheiten dagegen im Wesentlichen den N-Einträgen in das Grundwasser.

Für die Plausibilitätsüberprüfung der modellierten mittleren langjährigen Nitratreinträge in die Oberflächengewässer standen für das Einzugsgebiet der Weser langjährige pegelbezogene Messwerte (Abflussmenge und Nitratkonzentration) von 41 Teileinzugsgebieten zur Verfügung. Der N-Anteil im Vorfluter aus Punktquellen und die gewässerinterne Retention wurden von MONERIS übernommen. Mit einem Bestimmtheitsmaß von $r^2=0,99$ ergab sich eine sehr gute Übereinstimmung der gemessenen und berechneten N-Frachten.

(8) *Haupteintragspfad für N in die Oberflächengewässer ist der Grundwasser-/Interflowpfad sowie Dränagen; für P der Grundwasser-/Interflowpfad sowie Punktquellen.*

Die Stickstoffeinträge in die Oberflächengewässer der FGE Weser betragen 90.800 t/a die Phosphoreinträge 3.700 t/a für das Jahr 2003. Bei Stickstoff werden die Einträge haupt-

sächlich über folgende Pfade realisiert: Grundwasser/Interflow (42 %), Dränagen (30 %), und Punktquellen (11 %). Phosphoreinträge gelangen im Wesentlichen über Grundwasser/Interflow (32 %), Punktquellen (23 %), Erosion (13 %) und Abschwemmung (12 %) ins Gewässer. Die Einträge über diese Pfade variieren deutlich innerhalb der fünf Teilräume der FGE Weser (siehe Karten im Hauptteil des Berichts). Als Fazit zeigen sich für die diffusen N-Einträge steigende Anteile an den Gesamteinträgen von den südlichen Teilräumen Fulda/Diemel und Werra in Richtung Norden zu Ober- und Mittelweser und Leine. Dies liegt an der regional hohen Viehdichte, die die N-Bilanzüberschüsse deutlich erhöht, sowie an den hohen N-Depositionsraten im nordwestlichen Teil des Einzugsgebiets der FGE Weser. Zusätzlich führt der hohe Anteil an Dränflächen zu einem verkürzten Abflusspfad mit geringer Retentionskapazität, der im Wesentlichen im nördlichen Teil des Einzugsgebiets relevant ist. Im Vergleich dazu sind die diffusen N-Einträge in den Mittelgebirgsregionen (z. B. Harz) relativ gering. Hohe diffuse Phosphoreinträge sind erkennbar in Gebieten mit hoher Phosphorakkumulation im Boden, z. B. im nordwestlichen Teil der FGE Weser. Hier führen hohe Viehbesatzdichten zu einem hohen Anteil an organischem Dünger, aber auch Dränagesysteme und Hochmoorflächen verursachen eine P-Eintragssituation mit relativ hohen Werten.

Die Güte der Modellrechnungen wurde durch einen Vergleich der mit MONERIS berechneten Gesamt-N-Frachten mit den auf Grundlage der gemessenen Gewässergüte- und Abflussdaten ermittelten Gesamt-N-Frachten überprüft. Die MONERIS-Stickstoff-Werte liegen fast vollständig innerhalb der Abweichungslinie ($\pm 30\%$). Für Phosphor zeigt sich eine etwas höhere Streuung, die aber vor allem in kleineren Einzugsgebieten mit geringen Frachten vorkommt. Auch statistisch zeigt sich eine recht gute Übereinstimmung der Werte mit 22,5% bei Stickstoff und 29,2% bei Phosphor.

(9) *Hohe N und P-Konzentrationen der Hauptläufe in der Ausgangssituation 2003 führen zu einer deutlichen Überschreitung der vorläufigen Bewirtschaftungsziele der FGG Weser für N und P.*

Das vorläufige Bewirtschaftungsziel für Gesamt-Stickstoff für die FGE Weser ist die Erreichung einer Konzentration von <3 mg/l an den Auslasspegeln Hemelingen (Weser) und Reithörne (Hunte)¹¹, während das vorläufige Bewirtschaftungsziel für Gesamt-Phosphor in allen Binnengewässern der FGE Weser bei 0,1 mg P/l liegt. Die N-

¹¹ Zum Zeitpunkt der Entscheidung über die im Rahmen des Projektes zu analysierenden Szenarien musste ein sogenanntes "vorläufiges Bewirtschaftungsziel" gesetzt werden. Hierzu wurde für Stickstoff mit 3 mg/l am Auslasspegel Hemelingen eine zum damaligen Zeitpunkt wahrscheinliche Zielsetzung gewählt, die jedoch bis zum Abschluss des Projektes ausserhalb des Projektrahmens nicht bestätigt wurde.

Konzentrationen betragen nach MONERIS-Berechnungen im Jahr 2003 4,5 mg N/l am Pegel Hemelingen. Die P-Konzentrationen liegen im Gebietsdurchschnitt bei durchschnittlich 0,2 mg P/l. Für beide Nährstoffe ist das vorläufige Bewirtschaftungsziel deutlich überschritten.

Retentionsberechnungen für den Hauptlauf der Weser (vom jeweiligen Auslass des Teilraums bis zum Pegel Hemelingen) zeigen für den Teilraum Werra und Fulda-Diemel eine P-Reduktion der Frachten von 15 % und 16 % aufgrund der großen Distanz zwischen dem Auslass des Teilräume und dem Pegel Hemelingen. Die Teilräume Leine und Aller weisen hingegen nur eine Reduktion von 3 % und 1,6 % bis zum Pegel Hemelingen auf. Betrachtet man die Stickstofffrachten vom Auslass des Teilraums bis zum Pegel Hemelingen, zeigen die Teilräume Werra und Fulda-Diemel eine 8 %-ige Reduktion ihrer Frachten, während die Teilräume Leine und Aller eine Retention von 1,5 % bzw. 0,9 % aufweisen.

(10) Bis zum Zieljahr 2015 ist nach den Modellrechnungen insgesamt eine weitere Reduzierung der landwirtschaftlichen Nährstoffbilanzüberschüsse erwartbar.

Die Entwicklung der Nährstoffbilanzüberschüsse bis zum Jahre 2015 wird durch eine Vielzahl von Einzeleffekten beeinflusst, die regional sowohl bzgl. ihrer Wirkungsrichtung als auch bzgl. ihrer Wirkungshöhe unterschiedlich ausfallen können.

Die Regelungen auf dem Milchmarkt sowie die Entkopplung der Tierprämien sind für die Entwicklung der Nährstoffbilanzüberschüsse bis zum Jahr 2015 von Bedeutung, da sie zu einem weiteren Abbau der Rinderbestände führen. Zum einen setzt sich bei gleich bleibender Milchquote die Reduktion des Milchkuhbestandes aufgrund von Milchleistungssteigerungen fort. Zum anderen nimmt durch die Entkopplung der Tierprämien die Wettbewerbsfähigkeit der Rindfleischproduktion ab, infolgedessen die Bestände an Rindermastvieh eingeschränkt werden. Insgesamt ist nach Berechnungen mit RAUMIS eine Verminderung der Stickstoffbilanzüberschüsse um 8 kg N/ha LF gegenüber der Ist-Situation 2003 zu erwarten. Die Auswirkungen steigender Agrarpreise bis 2015, die zu einem tendenziellen Anstieg der speziellen Intensität im Ackerbau und zu einer Zunahme der N-Bilanzüberschüsse führen, sind in dieser Reduktion enthalten.

Durch eine Ausdehnung der Milchquote (bzw. der Milchproduktion nach Wegfall der Milchquote) um 1 % würde der bundesweite N-Bilanzüberschuss 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 können die N-Bilanzüberschüsse um bis zu rund 1 kg N/ha LF bei einer Quotenaufstockung um 1 % ansteigen.

Auch ohne die Aufhebung der obligatorischen Flächenstilllegung wären die Stilllegungsflächen bis 2015 weitgehend in Bewirtschaftung genommen worden, und zwar durch den Anbau von Biomasse zur Energieerzeugung. In einer Situation ohne Förderung nachwachsender Rohstoffe zur Energieerzeugung würden die Aufhebung der obligatorischen Flächenstilllegung und der Anbau konventioneller Verfahren auf den freiwerdenden Flächen zu einer Zunahme der N-Bilanzüberschüsse um etwa 0,7 kg N/ha LF führen.

Aufgrund der vielfältigen Anpassungsmöglichkeiten zur Einhaltung der Auflagen bzgl. des Nährstoffeinsatzes der Düngeverordnung lässt sich das Reduktionspotenzial bei den Nährstoffüberschüssen nur annäherungsweise abschätzen. Auf Grundlage von Analysen einzelbetrieblicher Daten ist eine Reduktion der Stickstoffbilanzüberschüsse zwischen 14-21 kg N/ha LF bei den analysierten Betrieben erwartbar. Wird eine Verteilung von Nährstoffen durch Transporte von Überschuss- zu Zuschussbetrieben berücksichtigt, dürfte das Reduktionspotenzial geringer ausfallen.

Die Auswirkungen der geplanten Veränderungen bei den Umfängen der Agrarumweltmaßnahmen auf die Nährstoffbilanzsalden wurden durch eine Bewertung einzelner Maßnahmen abgeschätzt. Insgesamt liegt die Wirkung der geänderten Anbauumfänge von Agrarumweltmaßnahmen auf die N-Bilanzüberschüsse im Durchschnitt in den untersuchten Bundesländern bei +1,5 bis -1,5 kg/ha. In Gebieten innerhalb der Bundesländer können diese Änderungen erheblich variieren, da einzelne Maßnahmen nur in bestimmten Gebietskulissen angeboten werden, sodass sie hier zu deutlich größeren Veränderungen der N-Bilanzen führen können.

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 2015 ist nach Berechnungen mit RAUMIS trotz steigender Agrarpreise ein Anbauumfang von rund 1 Mio. ha erwartbar. Nach Meinung von Experten ist das Gärsubstrat wie Wirtschaftsdünger aus der Viehhaltung einzustufen. Werden für den Ausnutzungsgrad entsprechende Annahmen getroffen, so nimmt der N-Bilanzüberschuss durchschnittlich um 3 kg N/ha LF und regional um bis zu 10 kg N/ha LF zu.

Insgesamt lassen die aktuellen Entwicklungen in der Agrar- und Agrarumweltpolitik eine weitere Entlastung bei den diffusen Nährstoffeinträgen erwarten. Während eine durch den prognostizierten Agrarpreisanstieg induzierte Steigerung der Produktionsintensität, die Aufhebung der Flächenstilllegung sowie eine Zunahme des Energiemaisanbaus zu einer Erhöhung des Nährstoffbilanzsaldos führen dürften, wird der durch die Entkopplung der

Tierprämien (und Leistungssteigerungen bei Milchkühen) bedingte Abbau der Rinderbestände einen Rückgang der Nährstoffüberschüsse bewirken. Insgesamt führen die agrarpolitischen Maßnahmen zu einer Reduzierung der Nährstoffbilanzüberschüsse, wodurch sich der Anpassungsdruck auf die Landwirtschaft, die im Rahmen der Düngeverordnung festgelegten Nährstoffbilanzobergrenzen einzuhalten, teilweise verringert. Angesichts vielfältiger Anpassungsmöglichkeiten zur Einhaltung der Düngeverordnung wird eine Gesamtreduktion des sektoralen Stickstoffbilanzüberschusses durch die aktuelle Agrarpolitik und sonstige Einflüsse bis 2015 in Höhe von 10-15 kg N/ha LF erwartet. Dennoch bleibt insbesondere in Regionen mit intensiver Viehhaltung und dadurch bedingten hohen Nährstoffbilanzüberschüssen weiterer Handlungsdruck bestehen.

(11) Es werden bis 2015 relativ hohe Verminderungen der Nitratkonzentration im Sickerwasser im durch intensive Viehhaltung geprägten Westteil des Einzugsgebiets der FGE Weser erwartet, allerdings bei einem hohen Ausgangswert und immer noch recht hohen Werten im Jahre 2015.

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 des Einzugsgebiets der FGE Weser liegt die Verminderung dabei in der Regel bei 10-25 mg/l. Eine Verminderung von bis zu 50 mg/l und mehr ergibt sich großflächig im durch intensive Viehhaltung geprägten Westteil des Einzugsgebiets der FGE Weser.

Im Hinblick auf die Verminderung der N-Einträge 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 FGE Weser machen sich die Auswirkungen dagegen weniger stark bemerkbar (Reduktion von weniger als 10 kg/ha·a).

Wie zu erwarten führt das Baseline-Szenario ebenfalls zur einer Reduzierung der Nitrateinträge ins Grundwasser. Vor allem in den Grundwasserneubildungsregionen, d. h. im Norden des Einzugsgebiets der FGE Weser, liegt diese Verminderung der Nitrateinträge häufig im Bereich zwischen 10 kg/ha·a und 25 kg/ha·a. Ob und in welcher Höhe diese geänderten N-Einträge ins Grundwasser die Vorfluter erreichen, hängt von den nitratabbauenden Eigenschaften der Aquifere sowie den Verweilzeiten des Grundwassers ab. In Regionen mit guten Nitratabbauereigenschaften im Aquifer ist deshalb insgesamt nicht davon auszugehen, dass sich die grundwasserbürtigen Nitrateinträge in die Oberflächengewässer im Zeitraum von 2003 bis 2015 bzw. über diesen Zeitraum hinaus signifikant ändern werden. Dies gilt jedoch nur, so lange die Nitratabbaukapazität der Aquifere erhalten bleibt.

(12) *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 N-Bilanzüberschusses 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. Schadstoffgehalte im Grundwasser können daher auch dann noch steigen, wenn das Baseline-Szenarien bzw. über das Baseline-Szenario hinausgehende gezielte Reduktionsmaßnahmen (siehe unten) schon eingeleitet worden sind. Über die Verweilzeitenanalyse 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 (2015) nicht möglich ist.

(13) *Trotz der zu erwartenden Nährstoffbilanzreduzierungen bis 2015 liegen die Werte für die Oberflächengewässer sowohl für N als auch für P deutlich von der Zielerreichung entfernt.*

Im Baseline-Szenario 2015 betragen die Stickstoffeinträge in die Oberflächengewässer der FGE Weser rund 75.700 t N/a. Aufgrund der verminderten landwirtschaftlichen N-Einträge reduzieren sich die N-Einträge in die Oberflächengewässer vor allem über den Drainage- (-25 %) und Grundwasserpfad (-17 %). Die Einträge über den Pfad Abschwemmung werden aufgrund der geringeren Werte der Deposition um 17 % reduziert. Nach Berechnungen des Baseline-Szenarios 2015 reduzieren sich die Werte von 4,46 mg N/l (2003) in Hemelingen auf 3,87 mg N/l (REITHÖRNE; 003: 7,8 mg N/l, Baseline-Szenario 2015: 5,89 mg N/l).

Die P-Konzentrationen reduzieren sich im Gebietsdurchschnitt von durchschnittlich 0,2 mg P/l auf 0,18 mg P/l, vor allem aufgrund der reduzierten P-Einträge über urbane Flächen in Thüringen. Trotz Berücksichtigung mittlerer hydrologischer Bedingungen liegen die Werte sowohl für N als auch für P noch deutlich von der Zielerreichung entfernt.

(14) *Trotz der positiven Entwicklungen bis 2015 ist ein erheblicher Minderungsbedarf notwendig, um die Grundwasserziele zu erreichen*

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

Unter der Prämisse einer konstanten mittleren Sickerwasserrate und einem konstanten Denitrifikationspotenzial im Boden ist die Nitratkonzentration im Sickerwasser direkt durch die Höhe der N-Überschüsse bestimmt. Durch eine "Rückwärtsrechnung" wurde der maximale N-Überschuss aus der Landwirtschaft berechnet, der unter Berücksichtigung der atmosphärischen N-Deposition, der N-Einträge in nicht landwirtschaftlich genutzten Flächen und der Denitrifikation im Boden im Jahr 2015 zu einer Nitratkonzentration im Sickerwasser von 50 mg/l führt. Durch einen Vergleich mit dem ausgewiesenen N-Überschuss 2015 wurde daraus der Minderungsbedarf bestimmt.

Wenn der Minderungsbedarf für jede einzelne Rasterzelle bestimmt wird, so liegt dieser in weiten Teilen des Einzugsgebiets der FGE Weser bei 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. Wenn der Minderungsbedarf als Mittelwert für alle landwirtschaftlich genutzten Teilflächen innerhalb Grundwasserkörper angegeben wird, dann reicht in Abhängigkeit von der Landnutzungsstruktur innerhalb eines Grundwasserkörpers eine Reduktion um bis zu 30 kg N/ha*a, um eine aktuelle Nitratkonzentration im Sickerwasser von unter 50 mg/l zu erreichen.

Bei einer Senkung der N-Bilanzüberschüsse zum Erreichen einer guten Grundwasserqualität reduzieren sich die Stickstoffeinträge in die Oberflächengewässer auf 72.200 N t/a. Die N-Konzentrationen liegen am Pegel Hemelingen bei 3,67 mg N/l (2003: 4,46 mg N/l; Baseline-Szenario: 3,87 mg N/l) und am Pegel Reithörne bei 5,0 mg N/l (2003: 7,8 mg N/l, Baseline-Szenario: 5,89 mg N/l).

(15) Die notwendigen Reduktionen zur Erreichung der Grundwasserziele reichen nicht aus, um gleichzeitig die vorläufigen Bewirtschaftungsziele der Oberflächengewässer zu erreichen

Da weder die Reduzierung der N-Einträge ausreicht, die im Baseline-Szenario 2015 berechnet wird, noch die Reduzierung, die zum Erreichen eines guten Grundwasser-

zustands kalkuliert wird, um das vorläufige Bewirtschaftungsziel¹² der FGG Weser von 3 mg/l am Pegel Hemelingen zu erreichen, wird die notwendige Reduzierung für jeden Oberflächenwasserkörper zur Erreichung der 3 mg/l N berechnet. Aufgrund der Gleichbehandlung aller Teileinzugsgebiete wurde davon ausgegangen, dass jeder Oberflächenwasserkörper einen einheitlichen Konzentrationswert erreichen muss, um die 3 mg/l am Auslasspegel zu sichern¹³. Da die Emissionen der Teileinzugsgebiete bis zum Auslasspegel noch im Oberflächengewässer einer Retention unterliegen, liegt dieser Konzentrationswert bei 3,74 mg/l. Die notwendige Reduktion (in kg/ha*a), um diesen Konzentrationswert zu erreichen, wurde aufbauend auf dem guten Grundwasserzustand zur Erreichung des vorläufigen Bewirtschaftungsziels berechnet. Die gleiche Berechnung wurde für den Reduktionsbedarf im Teilraum Tideweser durchgeführt. Hier ist das Teileinzugsgebiet, auf das sich die Berechnung bezieht dasjenige, welches in die Nordsee mündet.

Ein hoher Reduktionsbedarf ist einerseits in Gebieten mit hohen N-Bilanzüberschüssen (im Nordosten der FGE 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. Hier sollte bedacht werden, dass bei vorhandenen Kläranlageneinträgen, gerade wenn es sich um kleine Oberflächenwasserkörper handelt, das Konzentrationsziel nicht allein über landwirtschaftliche Maßnahmen erreicht werden kann.

Die Phosphorkonzentration soll entsprechend des vorläufigen Bewirtschaftungsziels der FGG Weser flächendeckend den Wert von 0,1 mg P/l nicht überschreiten. Die räumliche Verteilung des Reduktionsbedarfs der Einträge (bei Erreichung des guten Grundwasserzustandes) 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.

(16) Nur auf die jeweilige Region zugeschnittene Maßnahmenkombinationen können zu einer effizienten Lösung des Nitratproblems beitragen.

¹² Zum Zeitpunkt der Entscheidung über die zu berechnenden Szenarien für den Projektrahmen musste ein sogenanntes "vorläufige Bewirtschaftungsziel" gesetzt werden. Man hat hier für Stickstoff mit 3 mg/l am Auslasspegel Hemelingen eine zum damaligen Zeitpunkt wahrscheinliche Zielsetzung gewählt, die jedoch bis zum Abschluss des Projektes ausserhalb des Projektrahmens nicht bestätigt wurde.

¹³ Unter Effizienzgesichtspunkten wäre es angeraten, die notwendigen Reduzierungen für die einzelnen Oberflächenwasserkörper so festzulegen, dass das vorläufige Bewirtschaftungsziel zu minimalen Kosten erreicht wird.

Es gibt eine Vielzahl von Maßnahmen, die grundsätzlich geeignet sind, die landwirtschaftlichen Nährstoffeinträge in das Grundwasser oder die Oberflächengewässer zu reduzieren. Dabei unterscheiden sich die Maßnahmen bzgl. der Wasserschutzwirkung und die damit verbundenen Kosten erheblich. Um kosteneffiziente Maßnahmenkombinationen entwickeln zu können, wurde in einer projektübergreifenden Arbeitsgruppe eine systematische Erfassung sowie eine differenzierte Beschreibung aller in Frage kommenden Maßnahmen vorgenommen.

Diese Systematisierung sowie eine Experteneinschätzung wurden genutzt, um nach der Ermittlung des Handlungsbedarfs zur Erreichung eines flächendeckenden guten Grundwasserzustandes Maßnahmenkombinationen zu berechnen, die geeignet sind, diese Reduktionsziele effizient zu erreichen.

Der notwendige Reduktionsbedarf der N-Bilanzen zur Erreichung der Grundwasserziele beläuft sich auf mehr als 20.000 t N/a. Dies entspricht einer durchschnittlichen Reduktion der N-Bilanzüberschüsse von rund 19 % im Vergleich zum Baseline Szenario, wobei diese Reduktion regional sehr unterschiedlich ausfällt. Rund 72 % des Reduktionsbedarfs entfällt auf den niedersächsischen Teil der FGE Weser, etwa 17 % auf NRW und rund 10 % auf den hessischen Teil der FGE Weser. Nur rund 1,5 % fallen auf die Teile der neuen Bundesländer der FGE Weser.

Die notwendigen Maßnahmen haben einem Gesamtumfang von rund 1,1 Mio. ha. Die damit verbundenen jährlichen Kosten belaufen sich nach den Analysen auf rund 74 Mio. Euro. Die Zusammensetzung der Maßnahmenkombinationen unterscheidet sich dabei zwischen den Regionen erheblich, in Abhängigkeit der regionalen landwirtschaftlichen Produktionsstruktur und des damit verbundenen regionalen Potenzials der einzelnen Maßnahmen. In den „Hot-Spot“-Regionen, die durch eine hohe Viehbesatzdichte gekennzeichnet sind, sind teilweise mehrere Maßnahmen notwendig, um die Grundwasserziele zu erreichen.

Auch wenn alle Grundwasserkörper der FGE Weser durch entsprechende Maßnahmen in einen guten Zustand versetzt werden, reicht dies nicht aus, das Ziel 3 mg/l am Pegel Hemelingen zu erreichen. Hierzu sind weitere Reduktionen der N-Einträge aller Eintragsquellen notwendig. Wird unterstellt, dass die Landwirtschaft entsprechend ihres Anteils an den Gesamteinträgen weitere Reduktionen vornehmen soll, so wären über zusätzliche Maßnahmen weitere rund 5.000 t N/a zu reduzieren. Hierzu müssten Maßnahmen in einem Umfang von etwa 270.000 ha realisiert werden. Die damit verbundenen Kosten würden sich auf ca. 20 Mio. Euro belaufen.

Nach den Analysen reicht das Gesamtpotenzial der acht untersuchten Nährstoffminderungsmaßnahmen in 6-8 % der Gemeinden der FGE Weser nicht aus, um die

Grundwasserziele und die Ziele für die Oberflächengewässer (Pegel Hemelingen) zu erreichen. In Ergänzung hierzu müssten weitere Anstrengungen unternommen werden z. B. durch die Ausdehnung des ökologischen Landbaus, eine weitere Reduzierung der Viehbestände und/oder durch den verstärkten Export von Nährstoffen aus den entsprechenden Regionen. Die Auswirkungen und Kosten einer „Zusatzberatung“ bzw. „Fortbildung der Landwirte“ war nicht Untersuchungsgegenstand des Projektes. Gleichwohl zeigen die Erfahrungen des niedersächsischen Kooperationsmodells, dass die Zusatzberatung eine wichtige Begleitmaßnahme sowohl zur Düngeplanung (Vollzug DüV) als auch zur Vermarktung der freiwilligen Agrarumweltmaßnahmen ist. So wird durch eine Zusatzberatung die Akzeptanz in den Maßnahmengebieten erhöht. Zusatzberatung bewirkt über die eigentlichen vertraglich vereinbarten Maßnahmen hinaus eine Steigerung der N-Effizienz. Gemeinsam mit dem Berater können die für den jeweiligen Betrieb am besten geeigneten Maßnahmekombinationen ausgewählt und die Umsetzungsqualität der einzelnen Maßnahmen gesteigert werden. Die Kosten sind nach Erfahrungen mit 25-30 % der Maßnahmenkosten anzusetzen.

9. Fazit

- Mit der Kopplung der Modelle RAUMIS, GROWA, DENUZ/WEKU und MONERIS ist es gelungen, einen Modellverbund zu entwickeln, der geeignet ist, die Nährstoff-situation eines gesamten Flusseinzugsgebietes, hier des Flusseinzugsgebietes der Weser, realitätsnah sowohl in großer Flächendifferenzierung als auch nach Eintrags-pfaden differenziert abzubilden und Handlungsnotwendigkeiten sowie entsprechende Handlungsoptionen zu analysieren. Bei der Entwicklung wurde eine relativ leichte Übertragbarkeit (bei verfügbarer Datengrundlage) auf andere Flusseinzugsgebiete sichergestellt. Darüber hinaus ist der Modellverbund geeignet, die Maßnahmen-programme der Einzugsgebiete analytisch zu begleiten.
- In der Vergangenheit konnte eine Reduzierung der Nährstoffbilanzüberschüsse beobachtet werden, die sich nach den Modellrechnungen auch bis 2015 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.
- Dennoch werden für die Baseline bis 2015 für die beiden untersuchten Nährstoffe N und P unter Berücksichtigung der Wirkungsverzögerung weder die Ziele für das Grundwasser noch die vorläufigen Bewirtschaftungsziele für die Oberflächengewässer¹⁴ erreicht werden. Eine bloße Fristverlängerung selbst bis 2027 wird voraussichtlich nicht ausreichen, um die Ziele der WRRL zu erreichen.
- Zur Erreichung der vorläufigen Bewirtschaftungsziele der WRRL sind weitere erhebliche Anstrengungen notwendig. Die Analyse der Auswirkungen des Baseline-Szenarios hat deutlich gezeigt, dass der Handlungsbedarf in unterschiedlichen Regionen unterschiedlich ist. Nur auf die jeweilige Region zugeschnittene Maßnahmenkombinationen können zu einer effizienten Lösung des Nitratproblems beitragen. In einzelnen Regionen müssten sehr umfangreiche Maßnahmen ergriffen werden, was jedoch zu entsprechenden Akzeptanzproblemen führen kann.
- Nach den Analysen reicht das Gesamtpotenzial der untersuchten Nährstoffminderungsmaßnahmen in 6-8 % der Gemeinden der FGE-Weser nicht aus, um die Grundwasserziele und die vorläufigen Ziele für die Oberflächengewässer (Pegel Hemelingen) zu erreichen. In Ergänzung hierzu müssten weitere Anstrengungen unternommen werden z. B. durch die Ausdehnung des ökologischen Landbaus, eine weitere Reduzierung der

¹⁴ Zum Zeitpunkt der Entscheidung über die im Rahmen des Projektes zu analysierenden Szenarien musste ein sogenanntes "vorläufiges Bewirtschaftungsziel" gesetzt werden. Hierzu wurde für Stickstoff mit 3 mg/l am Auslasspegel Hemelingen eine zum damaligen Zeitpunkt wahrscheinliche Zielsetzung gewählt, die jedoch bis zum Abschluss des Projektes ausserhalb des Projektrahmens nicht bestätigt wurde.

Viehbestände und/oder durch den verstärkten Export von Nährstoffen aus den entsprechenden Regionen.

- Erfahrungen des niedersächsischen Kooperationsmodells haben gezeigt, dass die Zusatzberatung eine wichtige Begleitmaßnahme sowohl zur Düngeplanung (Vollzug DüV) als auch zur Vermaklung der freiwilligen Agrarumweltmaßnahmen ist. So wird durch eine Zusatzberatung die Akzeptanz in den Maßnahmenangeboten erhöht. Zusatzberatung bewirkt über die eigentlichen vertraglich vereinbarten Maßnahmen hinaus eine Steigerung der N-Effizienz. Gemeinsam mit dem Berater können die für den jeweiligen Betrieb am besten geeigneten Maßnahmekombinationen ausgewählt und die Umsetzungsqualität der einzelnen Maßnahmen gesteigert werden.
- Es ist zu prüfen, ob durch geeignete wasserwirtschaftliche Baumaßnahmen z. B. in den künstlich entwässerten, grundwasser- und staunässebeeinflussten Lockergesteinsregionen effiziente Steuerungsmöglichkeiten bestehen. So können beispielsweise durch ein verbessertes Düngungsmanagement und durch unterschiedliche wasserbauliche Verfahren - z. B. ein intelligentes Dränmanagement bezüglich des Drän- oder Grabenabflusses (z. B. controlled drainage systems), oder zur Reduzierung der Nährstoffe des Dränwassers (durch z. B. Retentionsteiche) - die Einträge in Oberflächengewässer verringert werden.

10. Literatur

AGRARBERICHT der BUNDESREGIERUNG 2004, 2005 und 2006.

Andersen, L. J. und Kristiansen, H. (1984): Nitrate in groundwater and surface water related to land use in the Karup Basin, Denmark. *Envir. Geol.* 5 (4), 207-212.

Appel, V. (2007): Grundlagen der Agrarstatistik. Bioenergie-Workshop im Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit (BMU) November 2007.

Appelo, C. A. J. und Postma, D. (2005): *Geochemistry, groundwater and pollution*. A. A. Balkema Publishers, Leiden, The Netherlands.

Bach, M., Frede, H.-G. und 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., Wettengel.

Bartels, R., Pluquet, E. und Sponagl, H. (1991) : Boden-Dauerbeobachtungsflächen im Niedersächsischen Bodeninformationssystem. *Geol.Jb.*, A126, 107-116.

Bartnicki, J., Jonson, J. E., Olendrzynski, K., Jakobsen, H. A. und Berge, E. (1998): EMEP Eulerian model for atmospheric transport and deposition of nitrogen species over Europe. *Environmental Pollution*, Volume 102, Issue 1, Supplement 1, Pages 289-298.

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

Bayerischen Landesanstalt für Betriebswirtschaft und Agrarstruktur (1986): *Nährstoffentzugs- und Bedarfswerte*, München, 1986.

Behrendt, H. (1996): Inventories of point and diffuse sources and estimated nutrient loads - A comparison for different river basins in Central Europe. In: *Water, Science and Technology* (33), 4-5.

Behrendt, H., Huber, P., Ley, M., Opitz, D., Schmoll, O., Scholz, G. und Uebe, R. (1999): *Nährstoffbilanzierung der Flußgebiete Deutschlands*. UBA-Texte 79/99. Berlin.

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

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

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

Behrendt, H., Dannowski, R., Deumlich, D., Dolezal, F., Kajewski, I., Kornmilch, M., Korol, R., Mioduszewski, W., Opitz, D., Steidl, J. und 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., Bach, M., Kunkel, R., Opitz, D., Pagenkopf, W.-G., Scholz, G. und Wendland, F. (2003b): Quantifizierung der Nährstoffeinträge der Flussgebiete Deutschlands auf der Grundlage eines harmonisierten Vorgehens. UBA-Texte 82/03, 201 S.

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

- Behrendt, H. und Dannowski, R. (2005): Nutrients and heavy metals in the Odra River system. Weißensee Verlag, Berlin, 353 p.
- BGR (1995): Bodenübersichtskarte der Bundesrepublik Deutschland 1:1.000.000, Bundesanstalt für Geowissenschaften und Rohstoffe, Hannover, 1995.
- BMELV (2008): <http://www.bmelv-statistik.de/de/sectorale-gesamtrechnung> . 04.12.2008.
- BMU (2006a): Wasserwirtschaft in Deutschland. Teil 1 – Grundlagen.
- BMU (2006b): Wasserwirtschaft in Deutschland. Teil 2 – Gewässergüte.
- Böttcher J., Strebel O. und Duynisveld, W.H.M. (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. und Duynisveld, W.H.M. (1989): Kinetik und Modellierung gekoppelter Stoffumsetzungen im Grundwasser eines Lockergesteinsaquifers. Geol. Jb., C 51, 3-40.
- Bogena, H., Kunkel, R., Schöbel, T., Schrey, H.-P. und Wendland, F. (2003): Die Grundwasserneubildung in Nordrhein-Westfalen. Schriften des Forschungszentrums Jülich, Reihe Umwelt, 37, Forschungszentrum Jülich GmbH, Jülich, Germany, 148 S.
- Borchardt, D. et al. (2005): Die Wasserrahmenrichtlinie - Ergebnisse der Bestandsaufnahme 2004 in Deutschland. Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit; Umweltbundesamt.
- Broers, H. P., Griffioen, J., Willems, W. J. und 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.
- Britz, W. (ed.) (2005): CAPRI Modelling System Documentation (online). <http://www.agp.uni-bonn.de/agpo/rsrch/capri/capri-documentation.pdf>. 03.12.2008.
- Brombach, H. und Michelbach, S. (1998): Abschätzung des einwohnerbezogenen Nährstoffaustrages aus Regenentlastungen im Einzugsgebiet des Bodensees. Bericht Internationale Gewässerschutzkommission Bodensee.
- Busch, K. F. und Luckner, L. (1973): Geohydraulik. Ferdinand Enke Verlag; Stuttgart.
- Carl, P. & Behrendt, H. (2006): Funktionelle Disaggregation von Zeitreihendes Gesamtabflusses. In: Schmitz, G. H.; 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, K.K., 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
- Deutscher Bundestag (2004): Gesetz zur Neuregelung des Rechts der Erneuerbaren Energien im Strombereich vom 21. Juli 2004. Bundesgesetzblatt Jahrgang 2004, Teil I, Nr. 40, ausgegeben zu Bonn am 31. Juli.
- Dörhöfer, G., Kunkel, R., Tetzlaff, B. und Wendland, F. (2001): Der natürliche Grundwasserhaushalt von Niedersachsen. Arbeitshefte Wasser, Bd. 1/2001, Hannover.

- Driescher, E. und 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.
- 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.
- EG-Grundwasserrichtlinie (2006): Richtlinie 2006/118/EG des Europäischen Parlaments und des Rates vom 12. Dezember 2006 zum Schutz des Grundwassers vor Verschmutzung und Verschlechterung.
- Eisele, M., Kunkel und Schmidt, Th. (2008): Modellierung des diffusen Nitrateintrags in das Grundwasser für Niedersachsen. Wasser und Abfall, 10/2008, 20-25.
- Erhard, M., Evrink, C., Julius, Ch., Kreins, P.(2002): Bundesweite Betrachtung der Zusammenhänge zwischen Agrarstatistikdaten und aktuellen Daten zur Bodennutzung; UBA-Texte 7102 ISSN 0722-186X.
- 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.
- FAPRI (2008): U. S. and World Agricultural Outlook.- FAPRI Staff Report 08-FSR 1. <http://www.fapri.org> and <http://www.fapri.missouri.edu>
- FGG Weser (2005): Bewirtschaftungsplan Flussgebietseinheit Weser - Bestandsaufnahme 2005. http://www.fgg-weser.de/wrrl/bericht_2005.html
- Foerster, P. und Neumann, H. (1981): Die Stoffbelastung kleiner Fließgewässer in landwirtschaftlich genutzten Gebieten Norddeutschlands. Mitt. Nds. Wasseruntersuchungsamt Hildesheim.
- 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. (2003): P-Bilanz Deutschlands. Informationstag zur P-Düngung 27. November 2003, Braunschweig.
- Frede, H. G. und Dabbert, S. (1998): Handbuch zum Gewässerschutz in der Landwirtschaft. Landsberg.
- Gabriel, B. und Ziegler, G. (1997): Natürliche und anthropogen überprägte Grundwasserbeschaffenheit in Festgesteinsaquiferen. In: Matschullat et al. (Hrsg.): Geochemie und Umwelt. 343-357; Heidelberg.

- Gauger, Th., Anshelm, F., Schuster, H., Erisman, J. W., Vermeulen, A. T., Draaijers, G. P. J., Bleeker, A. und 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, Th., Haenel, H.-D., Rösemann, C., Dämmgen, U., Bleeker, A., Erisman, J. W., Vermeulen, A. T., Schaap, M., Timmermanns, R. M. A., Bultjes, P. J. H., Duyzer, J. H., Nagel, H.-D., Becker, R., Kraft, P., Schlutow, A., Schütze, G., Weigelt-Kirchner, R. und Anshelm, F. (2008): Erfüllung der Zielvorgaben der UNECE-Luftreinhaltkonvention (Wirkungen). Abschlussbericht zum UFOPLAN-Vorhaben FKZ 204 63 252. Im Auftrag des Umweltbundesamtes, gefördert vom Bundesministerium f. Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit. Dessau-Rosslau.
- Gerb (1958): Grundwassertypen. Vom Wasser 25, 16-48; München.
- Gömman, H., Kreins, P. und 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.
- Gömman, H., Kreins, P. und Breuer, Th. (2007): Deutschland - Energie-Corn-Belt Europas? Agrarwirtschaft, Band 56, Heft 5-6, Seite 263-271, Deutsch ISSN: 0002-1121.
- Gömman, H., Kreins, P. und Breuer, Th. (2008a): Einfluss steigender Weltagrarpreise auf die Wettbewerbsfähigkeit des Energiemaisanbaus in Deutschland. Schriften der Gesellschaft für Wirtschafts- und Sozialwissenschaften des Landbaues, Band 43, Seite 517-527,, Deutsch.
- Gömman, H., Heiden, M., Kleinhanß, W., Kreins, P., Ledebur, O. von, Offermann, F., Osterburg, B. und Salamon, P. (2008b): Health Check der EU-Agrarpolitik - Auswirkungen der Legislativvorschläge: Studie im Auftrag des BMELV. Braunschweig: vTI, 90 Seiten, Arbeitsberichte des Bereichs Agrarökonomie 2008/12, Deutsch.
- Gömman, H.; Kreins, P.; Seidel, K. (2008c): Beitrag der aktuellen agrarpolitischen Entwicklungen zur Erreichung der Ziele der WRR. Agrarspectrum, Band 41, Seite 19-38, Deutsch.
- 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. und Voigt, H.-J. (1999): Hydrogeologische Erkundungsergebnisse im Land Brandenburg (Anwendungsbeispiel 5: Regionale Datensammlungen). In: Methoden für die Beschreibung der Grundwasserbeschaffenheit, DVWK-Schriften 125, Bonn.
- Hahn, J. (1990): Grundwasserleiter in Niedersachsen - Art und Typen der Grundwasserbeschaffenheit. Sonderdruck aus: Grundwasserbeschaffenheit in Niedersachsen - Diffuser Nitrateintrag, Fallstudien, Weiterbildungsseminar der TU Braunschweig 21.-22.02.1990, 109-127; Braunschweig.
- Hartmann, E., Schekahn A., Luick, R. und Thomas, F. (2006): Kurzfassungen der Agrarumwelt- und Naturschutzprogramme. Darstellung und Analyse von Maßnahmen der Agrarumwelt- und Naturschutzprogramme in der Bundesrepublik Deutschland. BfN-Skripten 161. Bundesamt für Naturschutz.
- Heaney, J. P., Huber, W. C. und Nix, S. J. (1976): Storm Water Management Model Level I - Preliminary Screening Procedures. EPA 600/2-76-275.

- 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. und 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. und Kreins, P. (1992): Aufbau eines computergestützten regionalisierten Agrar- und Umweltinformationssystems für die Bundesrepublik Deutschland (RAUMIS), Endbericht (Modellbeschreibung), Bonn.
- Hirt U., Hammann, T. und Meyer, B. C. (2005a): Mesoscalic estimation of nitrogen discharge via drainage systems. *Limnologica* 35 (3): 206-219.
- Hirt U., Meyer, B. C. und Hammann, T. (2005b): Proportions of subsurface drainages in large areas - methodological study in the Middle Mulde catchment (Germany). *J. Plant. Nutr. Soil Sci.* 168: 375 - 385.
- Hoffmann, A. (1991): Veränderung des Nitratabbauvermögens tieferer Bodenschichten durch Stickstoffübersorgung.- Forschungsbericht 107 01 016/02 UBA-FB 91-007, UBA Berlin.
- Hölting, B. (1996): Hydrogeologie - Einführung in die Allgemeine und Angewandte Hydrogeologie. 5. Auflage, Ferdinand Enke Verlag; Stuttgart.
- Howitt, R. E. (1995): Positive Mathematical Programming. *American Journal of Agricultural Economics* 77: 329-342.
- Keller, M., Hilden, M. und 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 mit Hilfe der monatlichen Niedrigwasserflüsse. *Z. dt. geol. Ges., Sonderh. Hydrogeol. Hydrogeochem.* 89-95.
- Köhne, Ch. und Wendland, F. (1992): Modellgestützte Berechnung des mikrobiellen Nitratabbaus im Boden, Interner Bericht, KFA-STE-IB 1/92, Forschungszentrum Jülich.
- Kölle, W., Werner, P., Strebel, O. und Böttcher, J. (1983): Denitrifikation in einem reduzierenden Grundwasserleiter. *Vom Wasser* 61, 125-147; Weinheim.
- Kölle, W. (1984): Auswirkungen von Nitrat in einem reduzierenden Aquifer. *DVGW-Schriftenreihe* 38: Wasser; 156-167.
- Kölle, W. (1989): Stickstoffverbindungen im Grund- und Rohwasser. Weiterbildendes Studium Bauingenieurwesen, Wasserwirtschaft, Universität Hannover, Kurs SW 23, 39 S.; Hannover.
- Kölle, W. (1990): Nitratelimination im Aquifer - Reaktionspartner und Mechanismen. In: Walther, W.: Grundwasserbeschaffenheit in Niedersachsen - Diffuser Nitrat-eintrag, Fallstudien - Institut für Siedlungswasserwirtschaft, TU Braunschweig, Heft 48, 129-145; Braunschweig.
- Korom, S. F. (1992): Natural denitrification in the saturated zone: a review. *Water Resources Research*, Vol. 28, No.6, P. 1657-1668.

- 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., und Cypris, Ch. (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. und Henrichsmeyer, W. (2002): Auswirkungen der Vorschläge der EU-Kommission im Rahmen der Agenda 2000 Halbzeitbewertung auf Produktion, Faktoreinsatz und Einkommen der deutschen Landwirtschaft - Modellanalysen auf der Grundlage des Agrarsektormodells RAUMIS. In Agra-Europe 29.7.2002 Nr. 31, Sonderbeilage.
- Kreins, P., Becker, H., Hecht, D., Huchtemann, D. und 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., Gömann, H., Herrmann, S., Kunkel, R. und 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. und 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.
- Kretzschmar, R. (1977): Stofftransport in ländlichen Entwässerungsgräben und Vorflutern. In: *Landwirtschaftliche Forschung* 30.
- Krüll, H. (1988): Stickstoffbilanz in den Kreisen der Bundesrepublik Deutschland. In: HENRICHSMAYER, 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 gedränger landwirtschaftlicher Nutzflächen in Niedersachsen mit Hilfe 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., Voigt, H. J., Wendland, F. und Hannappel, S. (2004): Die natürliche, ubiquitär überprägte Grundwasserbeschaffenheit in Deutschland. Schriften des Forschungszentrums Jülich, Reihe Umwelt/Environment. Forschungszentrum Jülich GmbH, Jülich, Germany.
- Kunkel, R. und 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. und F. Wendland (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. und Wendland, F. (1998): Der Landschaftswasserhaushalt im Flußeinzugsgebiet der Elbe: Verfahren, Datengrundlagen und Bilanzgrößen.

- Schriften des Forschungszentrums Jülich, Reihe Umwelt/Environment, Vol. 12. Forschungszentrum Jülich GmbH, Jülich, Germany.
- Kunkel, R., Wendland, F. und Albert, H. (1999a): Zum Nitratabbau in den grundwasserführenden Gesteinseinheiten des Elbeeinzugsgebietes. *Wasser und Boden*, 51/9, S. 16-19.
- Kunkel, R. und Wendland, F. (1999b): Das Weg-/Zeitverhalten des grundwasserbürtigen Abflussanteils im Flusseinzugsgebiet der Elbe. *Schriften des FZ Jülich, Reihe Umwelt*, Bd. 19, Jülich.
- Kunkel, R. und 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. und Wendland, F. (2002): The GROWA98 model for water balance analysis in large river basins - the river Elbe case study. *Journal of Hydrology* 259, 152-162.
- Kunkel, R., Eisele, M., Schäfer, W., Tetzlaff, B. und Wendland, F. (2008): Planning and implementation of nitrogen reduction measures in catchment areas based on a determination and ranking of target areas. *Desalination* 226, 1-12.
- Kunst, S., Scheer, C. und Panckow, N. (2004): Signifikante Nährstoffeinträge aus der Fläche. *ATV-DVWK-Themen*, Hennef.
- Kuntze, H. (1986): Soil Reclamation, Improvement, Recultivation and Conservation in Germany. *Z. Pflanzenernähr. Bodenk.*, 149: 500-512.
- Kuntze, H.; Roeschmann, G. und Schwerdtfeger, G. (1988): *Bodenkunde*. 4. Aufl., Stuttgart.
- LAWA (hrsg., 1995): Bericht zur Grundwasserbeschaffenheit Nitrat. Stuttgart.
- LBEG (Landesamt für Bergbau, Energie und Geologie) (2006): Abschlussbericht zum Projekt „Integriertes Monitoring des chemischen Zustandes des Grundwassers“ - Vorprojekt zum LIFE - Vorhaben. Unveröffentlichter Bericht.
- LBEG (Landesamt für Bergbau, Energie und Geologie) (2007): Diffuse Nitrat und Phosphorbelastung. Ergebnisse der Bestandsaufnahme der EU-WRRL in Niedersachsen. *Geoberichte* 2. Hannover.
- Leuchs, W. (1988): Geochemische und mineralogische Auswirkungen beim mikrobiellen Abbau organischer Substanz in einem anoxischen Porengrundwasserleiter. *Z. Deutsch. Geol. Ges.*, 139, 415-423; Hannover.
- Littlewood, I. G. (1995): Hydrological regimes, sampling strategies, and assessment of errors in mass load estimates for united Kingdom rivers. In: *Environment International* 21 (2).
- Meißner, E. (1991): Abschätzung der mittleren Jahresschmutzwasserfrachten aus Mischwassereinleitungen. In: *Wasser-Abwasser-Abfall* 7, Kassel.
- Mohaupt, V., Sieber, U., Van De Roovaart, J., Verstappen, C. G., Langenfeld, F. und Braun, F. M. (1998): Diffuse Sources of Heavy Metals in the German Rhine Catchment. In: *Proceedings 3rd International IAWQ-Conference on Diffuse Pollution III*, Edinburgh.
- Müller, U. und Raissi, F. (2002): Arbeitshilfe für bodenkundliche Stellungnahmen und Gutachten im Rahmen der Grundwassernutzung. *Arbeitsheft Boden*, Heft 2002/2, Hannover.

- Nitratbericht (2004): Bericht der Bundesrepublik Deutschland gemäß Artikel 10 der Richtlinie 91/676/EWG des Rates vom 12. Dezember 1991 zum Schutz der Gewässer vor Verunreinigungen durch Nitrat aus landwirtschaftlichen Quellen. <http://www.bmu.de/gewaesserschutz/doc/6535.php>. 14.01.2009.
- NLfB (2005): Grundwasser - Methodenbeschreibung. EG-WRRL Bericht 2005. Niedersächsisches Landesamt für Bodenforschung (NLfB), Niedersächsisches Landesamt für Ökologie (NLÖ), Hannover.
- Obermann, P. (1982): Hydrochemische/hydrmechanische Untersuchungen zum Stoffgehalt von Grundwasser bei landwirtschaftlicher Nutzung. Bes. Mitt. Z. Dtsch. Gewässerkundlichen Jahrbuch, 42, 217 S. Bonn.
- OSPAR (Oslo-Paris-Commission) (1996): Principles of the comprehensive study of riverine inputs and direct discharges (RID).
- Osterburg, B. und Runge, T. (Hrsg.) (2007): Maßnahmen zur Reduzierung von Stickstoffeinträgen in Gewässer - eine wasserschutzorientierte Landwirtschaft zur Umsetzung der Wasserrahmenrichtlinie. Landbauforschung Völkenrode, Sonderheft 307.
- Osterburg, B. und Schmidt, Th. G. (2008): Weiterentwicklung der Berechnung regionaler Stickstoffbilanzen am Beispiel Niedersachsen, Landbauforschung 1/2 2008 (58), 45-58.
- 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. und Demuth, S.: Freiburger Schriften zur Hydrologie, 5: 1-13; Freiburg.
- Reiter, K., Horlitz, Th. und Grajewski, R. [Projektleitung] (2005a): Kapitel 5: Benachteiligte Gebiete und Gebiete mit umweltspezifischen Einschränkungen - Kapitel 5 der VO (EG) Nr. 1257/1999. In: Aktualisierung der Halbzeitbewertung von PROLAND NIEDERSACHSEN: Programm zur Entwicklung der Landwirtschaft und des ländlichen Raumes gem. Verordnung (EG) Nr. 1257/1999. Braunschweig. FAL, BFH, Deutsch.
- Reiter, K., Roggendorf, W., Runge, T., Schnaut, G. und Grajewski, R. [Projektleitung] (2005b): Kapitel 6: Agrarumweltmaßnahmen - Kapitel VI der VO (EG) Nr. 1257/1999. In: Aktualisierung der Halbzeitbewertung des Hessischen Entwicklungsplans für den ländlichen Raum gem. Verordnung (EG) Nr. 1257/1999. Braunschweig. FAL, BFH, Deutsch.
- Reiter, K., Roggendorf, W., Runge, T., Schnaut, G., Horlitz, Th., Leiner, C., Reiter, K., Horlitz, Th. und Grajewski, R. [Projektleitung] (2005c): Kapitel 6: Agrarumweltmaßnahmen - Kapitel 6 der VO (EG) Nr. 1257/1999. In: Aktualisierung der Halbzeitbewertung des NRW-Programms Ländlicher Raum: gem. Verordnung (EG) Nr. 1257/1999. Braunschweig. FAL, BFH, Deutsch.
- Rogler, H. und Schwertmann, U. (1981): Erosivität der Niederschläge und Isoerodentkarte von Bayern. In: Zeitschrift für Kulturtechnik und Flurbereinigung 22.
- Rohmann, U. und Sontheimer, H. (1985): Nitrat im Grundwasser. DVGW-Forschungsstelle am Engler-Bunte-Institut der Universität Karlsruhe (TH), 468 S.; Karlsruhe.

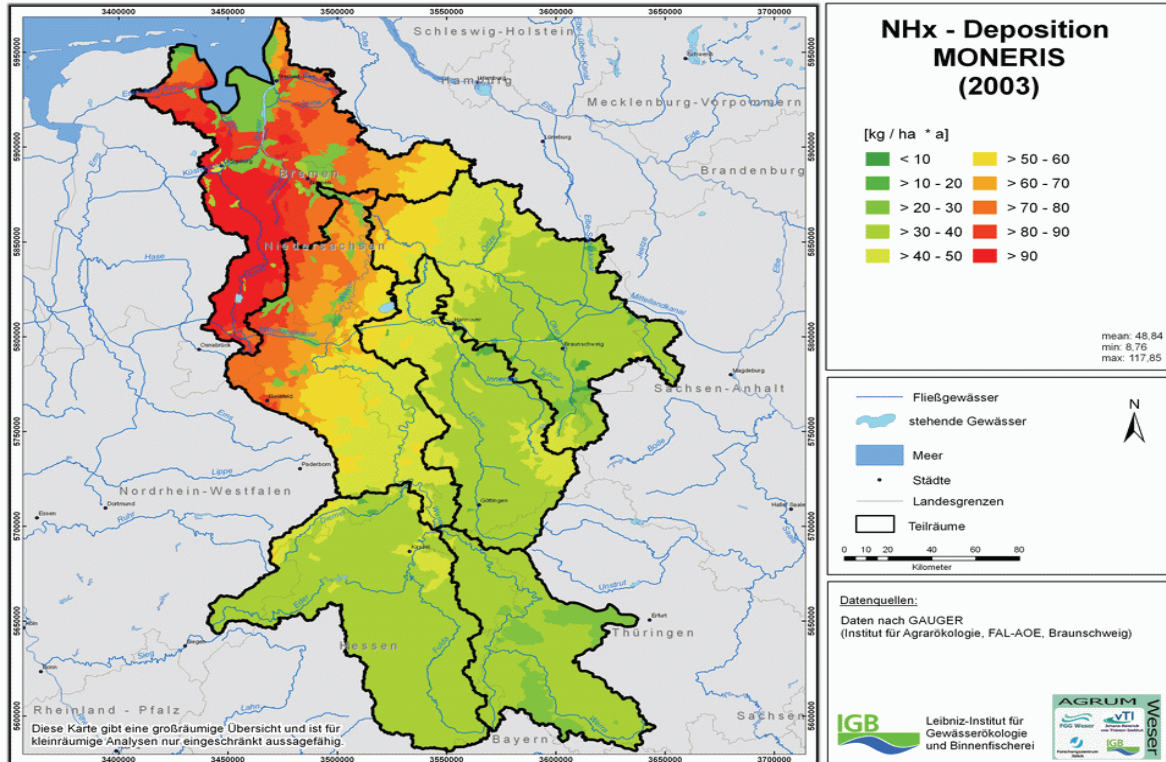
- Schmidt, Th., Osterburg, B. und Laggner, A. (2007): Datenauswertung zur Quantifizierung diffuser Stickstoffemissionen aus der Landwirtschaft. Arbeitsbericht FAL 02/2007. Braunschweig.
- SCHRAMEK, J. und SCHNAUT, G. (2004): Motive der (Nicht-)Umstellung auf Öko-Landbau. In: *Ökologie und Landbau*, 3/2004, S. 44-46.
- Schreiber, H., Behrendt, H., Constantinescu, L. T., Cvitanic, I., Drumea, D., Jabucar, D., Juran, S., Pataki, B., Snishko, S. und 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.
- Schulte-Kellinghaus, S. (1987): Über die Denitrifikation in der ungesättigten Zone mächtiger Löss- und grundwassernaher Standorte. Dissertation Univ. Bonn, 190 S.
- Schwarze, R., Herrmann, A., Münch, A., Grünwald, U. und Schöne, M. (1991): Rechnergestützte Analyse von Abflußkomponenten und Verweilzeiten in kleinen Einzugsgebieten. *Acta hydrophys.*, 35(2): 143-184.
- Sevruk (1982): Methods of correction for systematic error in point precipitation measurement for operational use.- WMO report 589, Geneva, Switzerland.
- STATISTISCHES BUNDESAMT (1993): Land- und Forstwirtschaft, Fischerei, Fachserie 3, Reihe 3, Landwirtschaftliche Bodennutzung und pflanzliche Erzeugung 1991, Metzler Poeschel, Wiesbaden.
- StBa (2007): STATISTISCHES BUNDESAMT, Bodennutzungshaupterhebung. <http://www.destatis.de/jetspeed/portal/cms/Sites/destatis/Internet/DE/Content/Publikationen/Qualitaetsberichte/LandForstwirtschaft/Bodennutzung,property=file.pdf> ; 03.12.2008.
- StBa (2008): STATISTISCHES BUNDESAMT, <http://www.destatis.de/jetspeed/portal/cms/Sites/destatis/Internet/DE/Navigation/Publikationen/Qualitaetsberichte/LandForstwirtschaft.psml>
- Tetzlaff, B., Kunkel, R., Taugs, R., Dörhöfer, G. und 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., Kuhr, P. und Wendland, F. (2008 a): 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. und Wendland, F. (2008 b): 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.
- Thomas, A. (2003): Landwirtschaftliche Bildung und Beratung zum Gewässerschutz in Deutschland. Eine Analyse der Erfahrungen in den Bundesländern. Weikersheim: Margraf Verlag.
- Thomas, A. (2007): Landwirtschaftliche Beratung in der Bundesrepublik Deutschland – eine Übersicht. *B&B Agrar* 2. Jg., H. 3, S. 1-20.
- Tissen, G. (1991): Abschätzung der Auswirkungen einer Stickstoffsteuer auf die Ausnutzung des Güllestickstoffs in drei ausgewählten Landkreisen, Diplomarbeit, Bonn.

- Tsyro, S. G. (1998 a): Description of the Lagrangian Acid Deposition model. Appendix A1 in: Transboundary Air Pollution in Europe. MSC-W Status Report 19998. Part 2: Numerical Addendum. EMEP MSC-W Report 1/98. Norwegian Meteorological Institute. Oslo, Norway.
- Tsyro, S. G. (1998 b): Transboundary fluxes and exceedances to critical loads. In: Transboundary Acidifying Air Pollution in Europe, Part 1. EMEP/MS-CW report 1/98. The Norwegian Meteorological Institute, Oslo, Norway.
- UBA (2006): Wasserwirtschaft in Deutschland. Teil 1 - Grundlagen Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit (BMU). 11055. Berlin.
- US Soil Conservation Service (1972): National Engineering Handbook (Chapter 4: Hydrology). 2nd Reprint. U.S. Dept. of Agriculture, Washington D.C.
- USDA (2007): USDA Agricultural Projections to 2016. Long-term Projections Report OCE-2007-1. <http://www.ers.usda.gov/publications/oce071/oce20071.pdf>, Zugriff im Februar 2007.
- Van Beek, C. G. E. M. (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., Irvine, K. und 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.
- Voigt, H. J. (1987): Hydrogeologisches Kartenwerk der Deutschen Demokratischen Republik 1:50000 - Nutzerrichtlinie, Halle.
- Voss, G. (1985): Zur Nitratverlagerung in mächtigen Lössdecken des Vorgebirges bei Bonn. Dissertation Univ. Bonn, 115 S.
- Walling, D. E. (1983): The sediment delivery problem. In: Journal of Hydrology 65.
- Walling, D. E. (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. und Weller, D. (2003): Management tools to minimize nitrogen emissions into groundwater in agricultural used catchment areas, northern low plain of Germany. Proceedings of the XXX IAHR Congress "Water engineering and research in a learning society", Thessaloniki, Greece, 24-29 August 2003, Part B, 747 - 754.
- Water4all (2006): Nachhaltige Grundwasserbewirtschaftung. Praxishandbuch zur Reduzierung landwirtschaftlicher Einflüsse auf die Grundwasserqualität.
- Weingarten, P. (1997 a): Ökonomische und ökologische Auswirkungen von Maßnahmen zum Schutz des Grundwassers im Verursacherbereich Landwirtschaft, in: Umweltbundesamt (Hrsg.): Stoffbilanzierung in der Landwirtschaft. Ein Instrument für den Umweltschutz?, Wien, S. 201-220.
- Weingarten, P. (1997 b): Quantitative Analyse von Maßnahmen zur Verringerung von Nitratreinträgen ins Grundwasser - eine Anwendung des Modellsystems RAUMIS. In: Bauer, S., Herrman, R., und Kuhlmann, F. (Hrsg.): Märkte der Agrar- und Ernährungswirtschaft - Analyse, einzelwirtschaftliche Strategien, staatliche Ein-

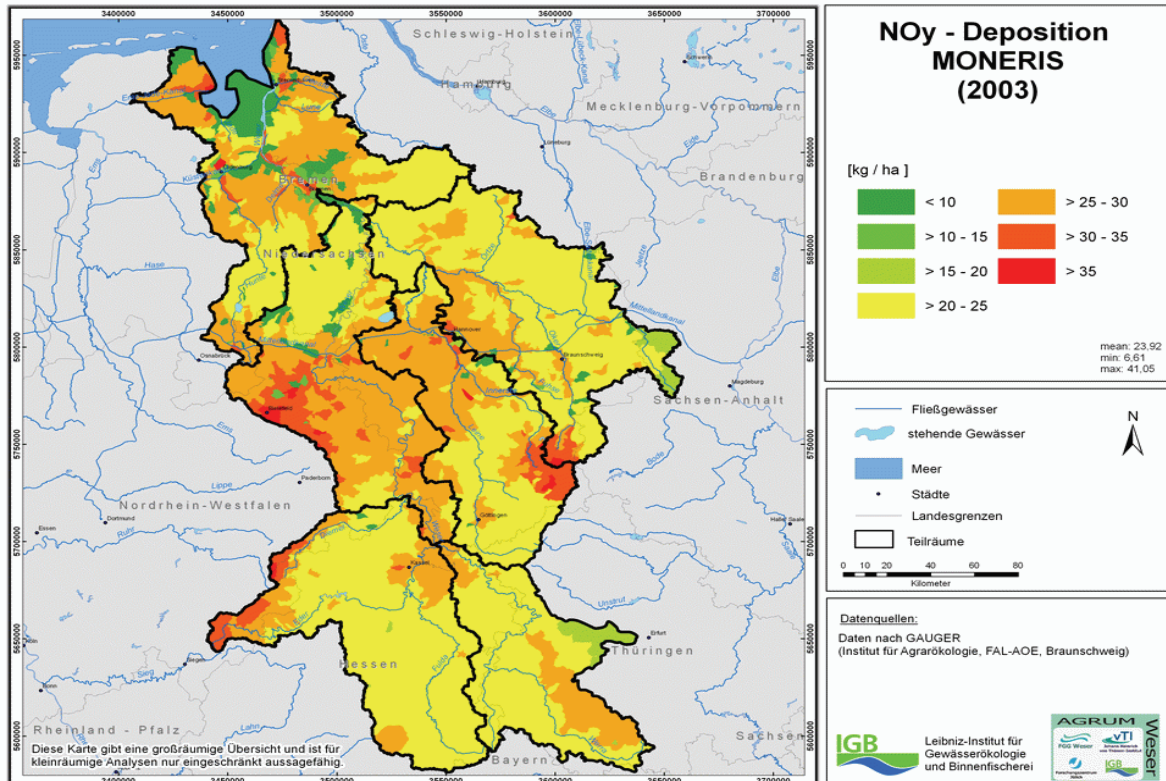
- flussnahme. Schriftenreihe der Gesellschaft für Wirtschafts- und Sozialwissenschaften des Landbaus, Bd. 33, Münster-Hiltrup.
- Wendland, F. (1992): Die Nitratbelastung in den Grundwasserlandschaften „alten“ Bundesländer (BRD). Berichte aus der Ökologischen Forschung, 8: 150 S.; Jülich.
- Wendland, F., Albert, H., Bach, M. und Schmidt, R. (1993): Atlas zum Nitratstrom in der Bundesrepublik Deutschland. Springer-Verlag; Heidelberg.
- Wendland, F. und Kunkel, R. (1999): Das Nitratabbauvermögen im Grundwasser des Elbe-einzugsgebietes. Schriften des FZ Jülich, Reihe Umwelt/Environment, 13, Jülich.
- Wendland, F., Kunkel, R. und 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., H. Bogena, H. Goemann, J. F. Hake, P. Kreins & R. Kunkel (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.
- Werner, W., Olf, H.-W., Auerswald, K. und 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.
- 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, A., Blaschke, G., Kavka, A. H., Farnleitner, H., Kroiss, D., Gutknecht, R. und Mach: "Untersuchungen zur Abwasserversickerung"; Österreichische Wasser- und Abfallwirtschaft, 55 (2003), 3/4; 63-78.
- Zweynert, U., Behrendt, H. und Zweynert, M. (2004): Berechnung der jährlichen Stofffrachten 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

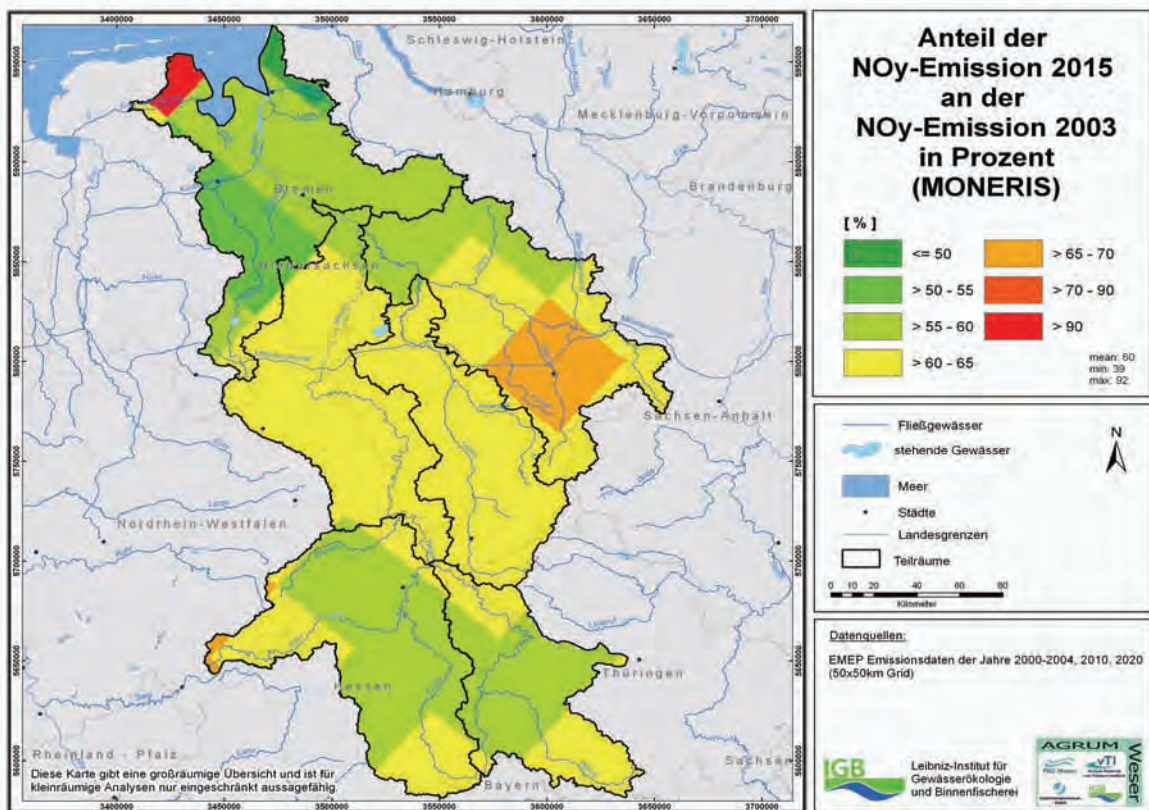
Karte 125: NHx-Deposition 2003



Karte 126: NOy-Deposition 2003



Karte 127: Anteil der NOy-Emission 2015 an der NOy-Emission 2003



Karte 128: Anteil der NHx-Emission 2015 an der NHx-Emission 2003

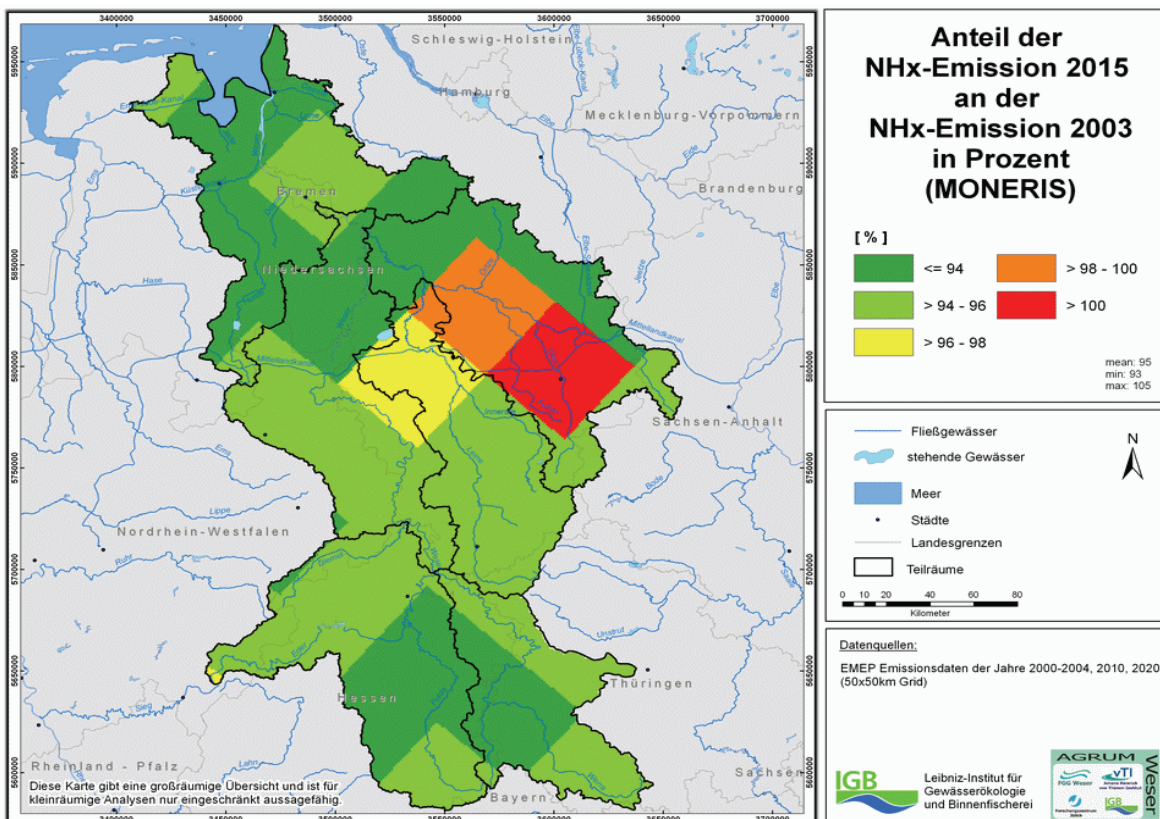


Tabelle 36: Datengrundlagen für die Modellierung mit dem Modell MONERIS

Thema	Daten	Datenformat	Maßstab, Rasterweite	Herkunft der Daten	Bemerkungen	Zeitraum
Relief	Digitales Höhenmodell	Grid	100 x 100 m	Daten der Bundesländer		-
	Niederschlagsdaten	Textdatei	Stationswerte für über 1.500 Stationen	Deutscher Wetterdienst (DWD)	Datensatz mit täglichen Niederschlägen	1950-2005 (soweit vorhanden)
Klima	Aktuelle Evapotranspiration	Grid	100x100m	The International Climate Change Partnership, ICCP Actual Evapotranspiration		1961 - 1990
	Bodenkarten der Bundesländer (BK50)	Shapefile	1:50.000	Daten der Bundesländer	In Thüringen: Bodengeologische Konzeptkarte; einige Bodenparameter fehlen	-
Boden	Bodenübersichtskarte (BÜK 1000)	Shapefile	1:1.000.000		Zur Ergänzung bei Fehlen der Länderdaten und zum Vergleich mit der BK50	-

Tabelle 37: Datengrundlagen für die Modellierung mit dem Modell MONERIS – Fortsetzung 1

Landnutzung	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	-
Hydrologie	Oberflächenwasserkörper	Shapefile	Ca. 1:50.000	Daten der Bundesländer	Wasserkörper nach WRRL	-
	Daten der Abflussmessstellen	MS Excel-Tabellen	Punktdaten	Daten der Bundesländer; ARGE Elbe	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

Tabelle 37: Datengrundlagen für die Modellierung mit dem Modell MONERIS – Fortsetzung 2

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
N-Deposition	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 Direkt-einleiter

Tabelle 37: Datengrundlagen für die Modellierung mit dem Modell MONERIS – Fortsetzung 3

Erosion	Statistische Daten					
		Angaben zu Anteilen von Misch- und Trennkanalisation am Kanalsystem	SPSS-Daten	Daten auf Gemeindeebene	Forschungsdatenzentrum Berlin (FDZ)	
	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
	ABAG-Faktoren	Grid	100 x 100 m	IGB	Eigenberechnung IGB	

Tabelle 37: Datengrundlagen für die Modellierung mit dem Modell MONERIS – Fortsetzung 4

N-Saldo	Stickstoffüberschuss	MS Excel- Tabellen	Daten auf Gemeinde- ebene für alte BULÄ, Kreisebene für neue BULÄ	Bundesfor- schungsanstalt für Landwirtschaft (FAL)	1999, spä- ter: 2003
P- Akkumulation	P-Akkumulation im Oberboden	MS Excel- Tabellen	Daten auf Länderebene	IGB	Eigenberechnung IGB 1955-2004

Tabelle 37: Stickstoffeinträge nach Eintragspfaden für die Bearbeitungsgebiete 2003

Bearbeitungsgebiet	atmosphärische Deposition auf Wasserfl. [t/a]	Abschwemmung [t/a]	Drainage [t/a]	Erosion [t/a]	Grundwasser / Interflow [t/a]	Punktquellen [t/a]	urbane Systeme [t/a]	Gesamt [t/a]
Aller/Böhme	23	379	836	14	1173	106	33	2564
Aller/Ürtrze	33	600	773	14	1334	283	35	3074
Aller/Quelle	9	126	923	34	568	86	49	1796
Diemel	12	252	351	129	1594	347	35	2720
Fuhse/Wietze	20	278	1068	23	1205	292	119	3006
Fulda	64	1488	889	284	6727	3043	193	12689
Grosse Aue	13	326	1761	26	1221	101	52	3500
Hunte	66	633	4027	35	2039	319	126	7244
Innerste	19	225	301	71	945	152	59	1773
Küstengewässer	151	1140	5569	5	3301	1290	201	11657
Leine/Ilme	9	247	343	171	1730	489	106	3096
Leine/Westaue	39	749	1145	86	2338	703	171	5231
Oker	19	179	900	55	746	219	101	2219
Rhume	20	378	192	69	1030	92	54	1834
Werra	40	913	1781	294	4373	571	828	8800
Werre	15	413	460	59	1879	818	210	3853
Weser/Emmer	32	363	370	75	1701	246	80	2867
Weser/Meerbach	149	195	1926	31	785	369	95	3551
Weser/Nethe	28	388	283	105	1952	347	51	3155
Weser/Ochtum	13	275	748	8	963	9	71	2087
Wümme	25	344	2156	14	1293	154	110	4095
FGE Weser	799	9892	26802	1606	38897	10039	2778	90813

Tabelle 38: Stickstoffeinträge nach Eintragungspfaden für die Bearbeitungsgebiete 2015

Bearbeitungsgebiet	atmosphärische Deposition auf Wasserfl. [t/a]	Abschwemmung [t/a]	Drainage [t/a]	Erosion [t/a]	Grundwasser / Interflow [t/a]	Punktquellen [t/a]	urbane Systeme [t/a]	Gesamt [t/a]
Aller/Böhme	18	313	685	14	1009	106	30	2175
Aller/Ürtze	28	499	601	14	1126	283	31	2583
Aller/Quelle	8	106	773	34	498	86	44	1549
Diemel	10	206	276	129	1299	347	31	2298
Fuhse/Wietze	17	239	799	23	996	292	105	2471
Fulda	51	1203	684	284	5441	3043	172	10878
Grosse Aue	11	284	1302	26	993	101	51	2767
Hunte	55	544	2819	35	1616	319	114	5501
Innerste	16	186	238	71	794	152	51	1507
Küstengewässer	122	966	3632	5	2471	1290	191	8677
Leine/Ilme	7	203	289	171	1490	489	95	2745
Leine/Westaue	33	631	943	86	2005	703	147	4548
Oker	16	150	736	55	649	219	91	1915
Rhume	16	312	159	69	902	92	49	1598
Werra	31	734	1561	294	3858	571	774	7825
Werre	13	355	367	59	1620	818	186	3417
Weser/Emmer	26	305	302	75	1452	246	71	2477
Weser/Meerbach	123	166	1627	31	678	369	85	3078
Weser/Nethe	23	321	231	105	1665	347	44	2737
Weser/Ochtum	11	232	593	8	788	9	63	1704
Wümme	20	290	1628	14	1051	154	97	3253
FGE Weser	654	8244	20242	1606	32398	10039	2520	75704

Tabelle 39: Phosphoreinträge nach Einzugsfeldern für die Bearbeitungsgebiete 2003

Bearbeitungsgebiet	Atmosphärische Deposition auf Wasserfl. [t/a]	Abschwemmung [t/a]	Drainage [t/a]	Erosion [t/a]	Grundwasser / Interflow [t/a]	Punktquellen [t/a]	urbane Systeme [t/a]	Gesamt [t/a]
Aller/Böhme	0	16	16	3	39	4	4	82
Aller/Ürtrze	1	18	14	3	37	25	5	101
Aller/Quelle	0	6	16	8	25	15	7	76
Diemel	0	10	2	37	9	43	6	107
Fuhse/Wietze	1	19	22	9	29	26	15	120
Fulda	2	41	6	80	57	218	34	439
Grosse Aue	0	23	49	6	59	14	6	157
Hunte	1	28	101	7	149	21	13	320
Innerste	0	13	2	28	10	20	7	80
Küstengewässer	3	43	24	1	333	24	21	448
Leine/Ilme	0	12	2	45	10	22	14	105
Leine/Westau	1	46	14	31	39	55	19	206
Oker	0	6	9	24	11	23	13	86
Rhume	0	13	1	22	15	18	7	77
Werra	1	12	11	60	40	85	116	326
Werre	0	45	3	39	15	66	24	192
Weser/Emmer	1	33	2	37	12	42	10	137
Weser/Meerbach	3	13	21	8	30	45	11	131
Weser/Nethe	1	23	2	40	13	48	7	133
Weser/Ochtum	0	13	6	3	14	2	7	46
Wümme	0	16	35	2	231	16	12	313
FGF Weser	18	449	357	492	1176	831	358	3682

Tabelle 40: Phosphoreinträge nach Eintragungspfaden für die Bearbeitungsgebiete 2015

Bearbeitungsgebiet	atmosphär. Deposition auf Wasserfl. [t/a]	Abschwemmung [t/a]	Dränage [t/a]	Erosion [t/a]	Grundwasser / Interflow [t/a]	Punktquellen [t/a]	urbane Systeme [t/a]	Gesamt [t/a]
Aller/Böhme	0	16	16	3	39	4	4	82
Aller/Ürtze	1	18	14	3	37	25	5	101
Aller/Quelle	0	6	16	8	23	15	7	74
Diemel	0	10	2	37	9	43	6	107
Fuhse/Wietze	1	19	22	9	29	26	15	120
Fulda	2	41	6	80	57	218	34	439
Grosse Aue	0	23	49	6	54	14	7	153
Hunte	1	28	101	7	147	21	13	319
Innerste	0	13	2	28	10	20	7	80
Küstengewässer	3	43	24	1	333	24	23	450
Leine/Ilme	0	12	2	45	10	22	13	104
Leine/Westaue	1	46	14	31	39	55	20	206
Okar	0	6	9	24	10	23	13	85
Rhume	0	13	1	22	15	18	7	76
Werra	1	12	11	60	40	85	103	313
Werre	0	45	3	39	15	66	24	192
Weser/Emmer	1	33	2	37	12	42	10	137
Weser/Meerbach	3	13	21	8	29	45	11	131
Weser/Nethe	1	23	2	40	13	48	7	133
Weser/Ochtum	0	13	6	3	14	2	7	46
Wümme	0	16	35	2	190	16	12	271
FGE Weser	18	450	357	492	1124	831	349	3620

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	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: 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]			Minderung [kg N/ha]			Kostenwirksamkeit [€/kg N]		
min.	Mittel	max.	min.	Mittel	max.	min.	Mittel	max.
40	70	100	0	20	40	1,0	3,5	9999
			20	40	60	0,7	1,8	5,0
			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, spätestster Einsattermin 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, in ökologisch wirtschaftenden Betrieben max. 30 Gewichts-% Leguminosen am Saatgut frühester Umbruchtermin: standortabhängig ab 15.2. des Folgejahres 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; Leguminosen geringeres Problem wenn Umbruch erst im späten Frühjahr Vermeidung und Verzögerung der Freisetzung des in der ZF gespeicherten Stickstoffs vor dem Winter; Empfehlung: Umbruch frühestens drei Wochen vor Aussaat der Folgefrucht 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 Stoppelbearbeitung 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						+++						
Prüffähigkeit						++						
Verwaltungsaufwand						+++						
						Klimaschutz						+
						Landschafts- und Naturschutz						++
						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	Vermeidung von hohen N-Auswaschungen über tierische Ausscheidungen
kein Einsatz minderalischer N-Düngemittel	zusätzliche Düngung würde zu vermehrten N-Austrägen führen
mindestens eine Schnittnutzung pro Jahr	Abfuhr von Erntegut muss gewährleistet sein, sonst keine Verminderung der N-Bilanzüberschüsse
keine Meliorationsmaßnahmen	Vermeidung von Mineralisierungsschüben
keine Umwandlung von Grünland in Ackerland	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]	Erfolgsparameter	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]			Erfolgsparemeter			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 N-Mineraldüngung (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 Ertragsersparnis (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-/ Sommertrockenheit
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]	Erfolgparameter	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 Düngeemanagement evtl. in Verbindung mit einem Audit möglich.

11.1.8 Winterrübsen

Zielsetzung: Vermeidung der Nitratauswaschung im Winter durch Zwischenspeicherung in Pflanzenmasse/Boden

Bewirtschaftungsbedingungen	Erläuterung
spätester Einsaattermin: 15.8. keine Düngung zur Winterrübsen oder zum nachfolgenden Wintergetreide im Herbst Aussaat von Winterrübsen (10 bis 12 kg/ha) als Zwischenfrucht mit hohem N-Aneignungsvermögen Umbruch der Winterrübsen, Schlegeln, Mulchen oder Totalherbizid-Behandlung sind frühestens ab dem 10. Oktober erlaubt keine Beweidung	frühe Aussaat zur Erreichung einer hohen N-Speicherleistung trotz frühen Umbruchs wegen frühzeitigem Umbruch im Herbst keine zusätzliche N-Zufuhr zulassen Zwischenfrucht mit hohem N-Aneignungsvermögen bei gleichzeitig schwer zersetzbarer Pflanzenmasse zur Vermeidung der Mineralisierung im Herbst Vermeidung der Freisetzung des in der ZF gespeicherten Stickstoffs vor dem Winter bei gleichzeitig noch möglicher Einsaat von Wintergetreide Vermeidung erhöhter punktueller N-Auswaschungen durch tierische N-Ausscheidungen (vorsorgende Auflage)
Referenzsituation ohne Maßnahme (zur Wirkungsabschätzung)	
Fläche mit Stoppelbearbeitung vor Wintergetreide	

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 Winterung, Vorfrucht bis Ende Juli geerntet									
Entgelt [€/ha]		Erfolgsparameter	Minderung [kg N/ha]			Kostenwirksamkeit [€/kg N]			
min.	Mittel		max.	min.	Mittel	max.	min.	Mittel	max.
60		N-Saldo	0		20	3,0		9999	
		Herbst-N _{min}	20	30	40	1,5	2,0	3,0	
		N-Fracht	10	20	30	2,0	3,0	6,0	
Umsetzbarkeit der Maßnahme			sonstige ökologische Wirkungen						
Akzeptanz			++			Klimaschutz			+
Prüffähigkeit			++			Landschafts- und Naturschutz			++
Verwaltungsaufwand			+++			Bodenschutz, Erosion und Oberflächenabfluss			+++

Kommentare: Bisher nur in wenigen Wasserschutzgebieten eingeführt. Das Herbst-N_{min}-Monitoring zeigt jedoch hohe Maßnahmensicherheit. Bei guter Umsetzung und günstigem Witterungsverlauf (geringe Temperaturen nach Einsaat Wintergetreide) gute Ergebnisse, aber auch Jahre mit geringer Wirksamkeit: Bei milder Winterwitterung ist eine frühzeitige N-Mineralisation und damit eine anteilige Nitratauswaschung des konservierten Stickstoff möglich. Zwischenfruchtanbau setzt ein ausreichendes Wasserangebot im Herbst voraus und reduziert die Sickerwassermenge. In Höhenlagen erschwert die verkürzte Vegetationsdauer den Anbau von Zwischenfrüchten.

11.1.9 Ökologischer Landbau

Zielsetzung: Verminderung des N-Bilanzüberschusses durch Verminderung des Einsatzes von Düngemitteln und zugekauften Futtermitteln

Bewirtschaftungsbedingungen	Erläuterung
Bewirtschaftung des Gesamtbetriebes nach den Richtlinien des Ökologischen Landbaus, EG Öko-Verordnung 2092/91	Empfehlungen: N-Austräge aus Leguminosenanbau durch Unter- und Stoppelsaaten, Verzicht auf Herbstumbuch, Gemengeanbau mit Nicht-Leguminosen vermindern Empfehlungen: Nach Kartoffeln Zwischenfruchtanbau (Grünroggen) zur Reduzierung der Herbst-N _{min} -Werte
Referenzsituation ohne Maßnahme (zur Wirkungsabschätzung)	
Konventionelle Landbewirtschaftung entsprechend guter fachlicher Praxis (mit Einsatz von N-Mineraldünger, chemisch-synthetischen Pflanzenschutzmitteln, bei Tierhaltung i. d. R. höhere Viehbesatzdichte)	

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 0	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.
80 170 200	N-Saldo	30 60 120	0,7 2,8 6,7
	Herbst-N _{min}	20 30 80	1,0 5,7 10,0
	N-Fracht	0 20 50	1,6 8,5 9999
Umsetzbarkeit der Maßnahme		sonstige ökologische Wirkungen	
Akzeptanz	+	Klimaschutz	+
Prüffähigkeit	+++	Landschafts- und Naturschutz	+++
Verwaltungsaufwand	++	Bodenschutz, Erosion und Oberflächenabfluss	++

Kommentare: Maßnahmenwirksamkeit ist stark von Nutzungsform abhängig. Ackerbaubetriebe zeigen die größten Effekte, wobei der Anbau von Kartoffeln, Leguminosen und Gemüse auch im ökologischen Landbau problematisch sein kann. Die Umstellung einer extensiven Grünlandnutzung auf ökologische Bewirtschaftung hat dagegen eine geringere Wirksamkeit. Expertenkommentare: dauerhaft negative N-Bilanzen können zum Verlust der Bodenfruchtbarkeit führen; Akzeptanz fragwürdig, weil Leguminosen die Hauptquelle für N-Versorgung der Flächen sind; es gibt unterschiedliche Auffassungen bzgl. Akzeptanz und Zukunftsperspektiven.

Lieferbare Sonderhefte / Special issues available

305	Joachim Brunotte (2007) Konservierende Bodenbearbeitung als Beitrag zur Minderung von Bodenschadverdichtungen, Bodenerosion, Run off und Mykotoxinbildung im Getreide	14,00 €
306	Uwe Petersen, Sabine Kruse, Sven Dänicke und Gerhard Flachowsky (Hrsg.) (2007) Meilensteine für die Futtermittelsicherheit	10,00 €
307	Bernhard Osterburg und Tania Runge (Hrsg.) (2007) Maßnahmen zur Reduzierung von Stickstoffeinträgen in Gewässer – eine wasserschutzorientierte Landwirtschaft zur Umsetzung der Wasserrahmenrichtlinie	15,00 €
308	Torsten Hinz and Karin Tamoschat-Depolt (eds.) (2007) Particulate Matter in and from Agriculture	12,00 €
309	Hans Marten Paulsen und Martin Schochow (Hrsg.) (2007) Anbau von Mischkulturen mit Ölpflanzen zur Verbesserung der Flächenproduktivität im ökologischen Landbau – Nährstoffaufnahme, Unkrautunterdrückung, Schaderregerbefall und Produktqualitäten	9,00 €
310	Hans-Joachim Weigel und Stefan Schrader (Hrsg.) (2007) Forschungsarbeiten zum Thema Biodiversität aus den Forschungseinrichtungen des BMELV	13,00 €
311	Mamdoh Sattouf (2007) Identifying the Origin of Rock Phosphates and Phosphorus Fertilisers Using Isotope Ratio Techniques and Heavy Metal Patterns	12,00 €
312	Fahmia Aljmlil (2007) Classification of oilseed rape visiting insects in relation to the sulphur supply	15,00 €
313	Wilfried Brade und Gerhard Flachowsky (Hrsg.) (2007) Rinderzucht und Rindfleischerzeugung – Empfehlungen für die Praxis	10,00 €
314	Gerold Rahmann (Hrsg.) (2007) Ressortforschung für den Ökologischen Landbau, Schwerpunkt: Pflanze	12,00 €
315	Andreas Tietz (Hrsg.) (2007) Ländliche Entwicklungsprogramme 2007 bis 2013 in Deutschland im Vergleich – Finanzen, Schwerpunkte, Maßnahmen	12,00 €
316	Michaela Schaller und Hans-Joachim Weigel (2007) Analyse des Sachstands zu Auswirkungen von Klimaveränderungen auf die deutsche Landwirtschaft und Maßnahmen zur Anpassung	16,00 €
317	Jan-Gerd Krentler (2008) Vermeidung von Boden- und Grundwasserbelastungen beim Bau von Güllelagern Prevention of soil and groundwater contamination from animal waste storage facilities	12,00 €
318	Yelto Zimmer, Stefan Berenz, Helmut Döhler, Folkhard Isermeyer, Ludwig Leible, Norbert Schmitz, Jörg Schweinle, Thore Toews, Ulrich Tuch, Armin Vetter, Thomas de Witte (2008) Klima- und energiepolitische Analyse ausgewählter Bioenergie-Linien	14,00 €
319	Ludger Grünhage and Hans-Dieter Haenel (2008) Detailed documentation of the PLATIN (PLant-ATmosphere Interaction) model	10,00 €
320	Gerold Rahmann und Ulrich Schumacher (Hrsg.) (2008) Praxis trifft Forschung — Neues aus der Ökologischen Tierhaltung 2008	14,00 €
321	Bernd Degen (Editor) (2008) Proceedings of the international workshop “Fingerprinting methods for the identification of timber origins”, Bonn, October 8-9 2007	18,00 €

322	Wilfried Brade, Gerhard Flachowsky, Lars Schrader (Hrsg.) (2008) Legehuhnzucht und Eierzeugung - Empfehlungen für die Praxis	12,00 €
323	Christian Dominik Ebmeyer (2008) Crop portfolio composition under shifting output price relations – Analyzed for selected locations in Canada and Germany –	14,00 €
324	Ulrich Dämmgen (Hrsg.) (2009) Calculations of Emissions from German Agriculture – National Emission Inventory Report (NIR) 2009 for 2007 Berechnungen der Emissionen aus der deutschen Landwirtschaft – Nationaler Emissionsbericht (NIR) 2009 für 2007	8,00 €
324A	Tables Tabellen	8,00 €
325	Frank Offermann, Martina Brockmeier, Horst Gömann, Werner Kleinhanß, Peter Kreins, Oliver von Ledebur, Bernhard Osterburg, Janine Pelikan, Petra Salamon (2009) vTI-Baseline 2008	8,00 €
326	Gerold Rahmann (Hrsg.) (2009) Ressortforschung für den Ökologischen Landbau 2008	8,00 €
327	Björn Seintsch, Matthias Dieter (Hrsg.) (2009) Waldstrategie 2020 Tagungsband zum Symposium des BMELV, 10.-11. Dez. 2008, Berlin	18,00 €
328	Walter Dirksmeyer, Heinz Sourell (Hrsg.) (2009) Wasser im Gartenbau Tagungsband zum Statusseminar am 9. und 10. Februar 2009 im Forum des vTI in Braunschweig. Organisiert im Auftrag des BMELV	8,00 €
329	Janine Pelikan, Martina Brockmeier, Werner Kleinhanß, Andreas Tietz, Peter Weingarten (2009) Auswirkungen eines EU-Beitritts der Türkei	8,00 €
330	Walter Dirksmeyer (Hrsg.) (2009) Status quo und Perspektiven des deutschen Produktionsgartenbaus	14,00 €
331	Frieder Jörg Schwarz, Ulrich Meyer (2009) Optimierung des Futterwertes von Mais und Maisprodukten	12,00 €
332	Gerold Rahmann und Ulrich Schumacher (Hrsg.) (2009) Praxis trifft Forschung — Neues aus der Ökologischen Tierhaltung 2009	8,00 €
333	Frank Offermann, Horst Gömann, Werner Kleinhanß, Peter Kreins, Oliver von Ledebur, Bernhard Osterburg, Janine Pelikan, Petra Salamon, Jörn Sanders (2010) vTI-Baseline 2009 – 2019: Agrarökonomische Projektionen für Deutschland	10,00 €
334	Hans-Dieter Haenel (Hrsg.) (2010) Calculations of Emissions from German Agriculture - National Emission Inventory Report (NIR) 2010 for 2008 Berechnung der Emissionen aus der deutschen Landwirtschaft - Nationaler Emissionsbericht (NIR) 2010 für 2008	12,00 €
335	Gerold Rahmann (Hrsg.) (2010) Ressortforschung für den Ökologischen Landbau 2009	8,00 €
336	Peter Kreins, Horst Behrendt, Horst Gömann, Claudia Heidecke, Ulrike Hirt, Ralf Kunkel, Kirsten Seidel, Björn Tetzlaff, Frank Wendland (2010) Analyse von Agrar- und Umweltmaßnahmen im Bereich des landwirtschaftlichen Gewässerschutzes vor dem Hintergrund der EG-Wasserrahmenrichtlinie in der Flussgebietseinheit Weser	22,00 €



Johann Heinrich
von Thünen-Institut

Landbauforschung
*vTI Agriculture and
Forestry Research*

Sonderheft 336
Special Issue

Preis / Price 22 €

ISBN 978-3-86576-062-3

