UMWELTFORSCHUNGSPLAN DES
BUNDESMINISTERIUMS FÜR UMWELT,
NATURSCHUTZ UND REAKTORSICHERHEIT
- Wasserwirtschaft -

Forschungsbericht 296 25 515
UBA-FB 99-087

Texte
75
99
ISSN
0722-186X

Nährstoffbilanzierung der Flußgebiete Deutschlands

von

Dr. Horst Behrendt
Dipl. Geograph Peter Huber
Dipl. Physiker Dieter Opitz
Dipl.-Ing. Oliver Schmoll
Dipl. Geographin Gaby Scholz
Dipl. Geograph Roger Uebe

Institut für Gewässerökologie und Binnenfischerei
im Forschungsverbund Berlin e.V.

sowie unter Mitarbeit der

Firma Geodaten Integration & Analyse (Dr. Pagenkopf) und der

Gesellschaft für Boden- und Gewässerschutz e.V. (Dr. Bach)

Im Auftrag des Umweltbundesamtes

Diese TEXTE-Veröffentlichung kann bezogen werden bei
Vorauszahlung von DM 20,-- (10,26 Euro)
durch Post- bzw. Banküberweisung,
Verrechnungsscheck oder Zahlkarte auf das

Konto Nummer 4327 65 - 104 bei der
Postbank Berlin (BLZ 10010010)
Fa. Werbung und Vertrieb,
Ahornstraße 1-2,
10787 Berlin

Parallel zur Überweisung richten Sie bitte
eine schriftliche Bestellung mit Nennung
der **Texte-Nummer** sowie des **Namens**
und der **Anschrift des Bestellers** an die
Firma Werbung und Vertrieb.

Der Herausgeber übernimmt keine Gewähr
für die Richtigkeit, die Genauigkeit und
Vollständigkeit der Angaben sowie für
die Beachtung privater Rechte Dritter.
Die in dem Bericht geäußerten Ansichten
und Meinungen müssen nicht mit denen des
Herausgebers übereinstimmen.

Herausgeber: Umweltbundesamt
Postfach 33 00 22
14191 Berlin
Tel.: 030/8903-0
Telex: 183 756
Telefax: 030/8903 2285
Internet: http://www.umweltbundesamt.de

Redaktion: Fachgebiet II 3.2
Dr. Heike Herata

Berlin, Oktober 1999

Berichts-Kennblatt

Berichtsnummer 1. UBA-FB	2.	3.
4. Titel des Berichts Nährstoffbilanzierung der Flußgebiete Deutschlands		
5. Autoren: Dr. Horst Behrendt Dipl. Geograph Peter Huber Dipl. Geograph Matthias Kornmilch Dipl. Physiker Dieter Opitz Dipl. Ing. Oliver Schmoll Dipl. Geographin Gaby Scholz Dipl. Geograph Roger Uebe		8. Abschlußdatum 28.02.1999 9. Veröffentlichungsdatum 30.06.1999 10. UFOPLAN - Nr. 296 25 515
6. Durchführende Institution Institut für Gewässerökologie und Binnenfischerei im Forschungsverbund Berlin e.V. Müggelseedamm 310 12561 Berlin		11. Seitenzahl 288 Seiten 12. Literaturangaben 179 Quellen 13. Tabellen 88 Tabellen
7. Fördernde Institution Umweltbundesamt Bismarckplatz 1 14193 Berlin		14. Abbildungen und Karten 55 Abbildungen 54 Karten
15. Zusätzliche Angaben		

16. Kurzfassung

Für 300 deutsche Flußgebiete wurden mit Hilfe des Modellsystems MONERIS die Nährstoffemissionen von punktuellen und diffusen Eintragsquellen für die Zeiträume 1983-1987 und 1993-1997 quantifiziert. Das Modell erlaubt die Abschätzung von 6 verschiedenen diffusen Eintragspfaden und berücksichtigt darüber hinaus die Einträge aus kommunalen Kläranlagen und durch industrielle Direkteinleiter. Für Stickstoff konnten für den Zeitraum 1993-1997 Einträge von insgesamt ca. 819 kt N/a für Deutschland ermittelt werden. Diese Einträge haben sich im letzten Jahrzehnt um 266 kt N/a vermindert. Für Phosphor beträgt die Reduzierung 56 kt P/a. Z. Zt liegen die gesamten P-Einträge in die deutschen Flußgebiete bei 37 kt P/a. Ein Vergleich der abgeschätzten mit gemessenen Nährstofffrachten zeigt für 80% der untersuchten Flußgebiete mittlere Abweichungen von weniger als 30%. Die regionale Auflösung des Modells erlaubt die Identifikation von Schwerpunkten der Nährstoffbelastung und die Ableitung gebietsspezifischer Maßnahmen.

17. Schlagwörter

Stickstoff- und Phosphoreinträge, Emissionsmethode, MONERIS, Immissionsmethode, Punktquellen, diffuse Quellen, Flußgebiete, Nährstofffrachten, Retention, kommunale Kläranlagen, industrielle Direkteinleiter, atmosphärische Deposition, Abschwemmung, Erosion, Dränage, Grundwasser, urbane Flächen

18. Preis	19.	20.

Report No. 1. UBA-FB	2.	3.
4. Report Title Nutrient emissions into river basins of Germany		
5. Authors: Dr. Horst Behrendt Dipl. Geograph Peter Huber Dipl. Geograph Matthias Kornmilch Dipl. Physiker Dieter Opitz Dipl. Ing. Oliver Schmoll Dipl. Geographin Gaby Scholz Dipl. Geograph Roger Uebe		8. Report Date 28.02.1999 9. Publication Date 30.06.1999 10. UFOPLAN - Ref.No. 296 25 515
6. Performing Organisation Institute of Freshwater Ecology and Inland Fisheries Müggelseedamm 310 D-12561 Berlin		11. No. of Pages 288 pages 12. No. of References 179 references 13. No. of Tables 88 tables
7. Sponsoring Agency Umweltbundesamt Bismarckplatz 1 14193 Berlin		14. No. of Figures and Maps 55 figures 54 maps
15. Supplementary Notes		
16. Abstract The nutrient emissions from point and diffuse sources into about 300 German river basins were estimated for the periods 1983-1987 and 1993-1997 with the model system MONERIS. The model distinguishes between six diffuse pathways and point source emissions from waste water treatment plants and direct industrial discharges. It was estimated that the total nitrogen input into the German river systems amounts about 819 kt N/a in the period 1993 to 1997. These emissions were decreased since the mid of eighties by about 266 kt N/a, mainly caused by the reduction of point discharges. For phosphorus the emissions were reduced by 56 kt P/a and amount 37 kt P/a in the period 1993-1997. The comparison of the calculated loads (nutrient emissions minus retention) with the observed loads shows for 80 percent of the river basins a deviation lower as 30% for nitrogen and phosphorus, respectively. The regional resolution of the model allows the identification of hot spots for the different pathways for phosphorus and nitrogen.		
17. Keywords nitrogen and phosphorus inputs, emission method, MONERIS, source apportionment, point sources, diffuse sources, river basins, nutrient loads, retention, municipal wastewater treatment plants, direct industrial discharges, atmospheric deposition, surface runoff, erosion, tile drainage, groundwater, urban areas		
18. Price	19.	20.

Inhaltsverzeichnis

Abbildungsverzeichnis iii
Tabellenverzeichnis v
Kartenverzeichnis viii
Größenverzeichnis x
Abkürzungsverzeichnis xv

Kurzfassung xviii

1 Einleitung 1

2 Datengrundlage 3

2.1 Flächenbezogene Input-Daten 3
2.2 Daten zur Quantifizierung der punktuellen Nährstoffeinträge 22
2.2.1 Kommunale Kläranlagen Deutschlands 22
2.2.2 Kommunale Kläranlagen des angrenzenden Auslandes 27
2.2.3 Industrielle Direkteinleiter 28
2.3 Monitoringdaten 30
2.3.1 Grundwasser 30
2.3.2 Flußgebiete und Gewässerdaten 32

3 Methodik 47

3.1 Emissionsmethode nach MONERIS 47
3.1.1 Punktuelle Einträge 49
3.1.1.1 Nährstoffeinträge aus kommunalen Kläranlagen Deutschlands 49
3.1.1.2 Nährstoffeinträge aus kommunalen Kläranlagen des angrenzenden Auslandes 63
3.1.1.3 Nährstoffeinträge von industriellen Direkteinleitern 63
3.1.2 Diffuse Einträge 63
3.1.2.1 Quantifizierung der Nährstoffüberschüsse auf der landwirtschaftlichen Nutzfläche und deren langzeitige Veränderung 64
3.1.2.2 Direkteintrag in die Gewässer durch atmosphärische Deposition 74
3.1.2.3 Nährstoffeinträge durch Abschwemmung 78
3.1.2.4 Nährstoffeinträge durch Erosion 83
3.1.2.5 Nährstoffeinträge durch Dränage 102
3.1.2.6 Nährstoffeinträge über das Grundwasser 112
3.1.2.7 Nährstoffeinträge von urbanen Flächen 132

3.2 Nährstofffrachten der Flüsse ... 144
3.3 Nährstoffrückhalte und Nährstoffverluste im Flußsystem ... 150
3.4 Immissionsmethode zur Abschätzung der punktuellen und diffusen Anteile an der Nährstofffracht ... 156

4 Ergebnisse ... 161

4.1 Emissionsmethode nach MONERIS ... 163
4.1.1 Punktuelle Einträge in Deutschland ... 163
4.1.1.1 Nährstoffeinträge aus kommunalen Kläranlagen ... 163
4.1.1.2 Nährstoffeinträge von industriellen Direkteinleitern ... 174
4.1.2 Diffuse Einträge in Deutschland ... 176
4.1.2.1 Direkteintrag in die Gewässer durch atmosphärische Deposition ... 176
4.1.2.2 Nährstoffeinträge durch Abschwemmung ... 178
4.1.2.3 Nährstoffeinträge durch Erosion ... 183
4.1.2.4 Nährstoffeinträge durch Dränage ... 189
4.1.2.5 Nährstoffeinträge über das Grundwasser ... 196
4.1.2.6 Nährstoffeinträge von urbanen Flächen ... 203
4.1.2.7 Gesamte diffuse Nährstoffeinträge ... 213
4.1.3 Gesamtbetrachtung der Nährstoffeinträge aus diffusen und punktuellen Quellen ... 229
4.1.4 Nährstoffeinträge unter Berücksichtigung der Teilgebiete des angrenzenden Auslandes ... 241
4.1.5 Vergleich der Nährstoffeinträge nach MONERIS mit den Ergebnissen vorhergehender Analysen ... 249
4.2 Nährstofffrachten der Flüsse ... 256
4.3 Vergleich der mittels Emissionsmethode (MONERIS) geschätzten und aus Güte- und Durchflußmeßwerten berechneten Nährstofffrachten ... 261
4.4 Vergleich der Ergebnisse von Emissions- und Immissionsmethode ... 265

5 Szenarios ... 269

5.1 Kommunale Kläranlagen ... 269
5.2 Diffuse Quellen ... 271
5.3 Gesamtergebnisse der Szenarios ... 274

6 Literatur ... 276

Danksagung

Anlage

Abbildungsverzeichnis

Abbildung 3.1: Pfade und Prozesse von MONERIS ... 48
Abbildung 3.2: Schema der Abschätzungsmethoden für kommunale Kläranlagen. ... 52
Abbildung 3.3: Langzeitveränderungen in den Stickstoffüberschüssen auf der landwirtschaftlichen Nutzfläche in den alten und neuen Bundesländern von 1950 bis 1995 ... 69
Abbildung 3.4: Langzeitveränderungen in den Phosphorüberschüssen auf der landwirtschaftlichen Nutzfläche in den alten und neuen Bundesländern von 1950 bis 1995 ... 70
Abbildung 3.5: Langzeitveränderungen in den Stickstoffüberschüssen auf der landwirtschaftlichen Nutzfläche in den alten und neuen Bundesländern von 1950 bis 1995 sowie Mittel der jeweils 10, 20 und 30 Vorjahre. ... 73
Abbildung 3.6: Phosphorakkumulation seit 1948 auf der landwirtschaftlichen Nutzfläche in den alten und neuen Bundesländern. ... 74
Abbildung 3.7: Zusammenhang zwischen dem Wasserflächenanteil in den Flußgebieten ermittelt auf Basis der Gemeindestatistik und von CORINE-Landcover. ... 75
Abbildung 3.8: Abhängigkeit der Konzentration an wasserextrahierbarem Phosphor von der P-Sättigung des Bodens. ... 81
Abbildung 3.9: Zusammenhang zwischen Abtragswerten nach DEUMLICH & FRIELINGHAUS (1994) und GÜNDRA ET AL. (1995) und den angepaßten Bodenabtragswerten ... 84
Abbildung 3.10: Vergleich zwischen SAR_{GIS} und dem SAR_{MOD} ... 90
Abbildung 3.11: Vorgehensweise zur Bestimmung des kritischen Abflußwertes für die Erosion am Beispiel der Regnitz bei Pettstadt. ... 92
Abbildung 3.12: Darstellung der verschiedenen Frachtkomponenten am Beispiel der Regnitz bei Pettstadt ... 94
Abbildung 3.13: Vergleich der kritischen Frachten und geschätzten Sedimenteinträge ... 95
Abbildung 3.14: Zusammenhang zwischen den berechneten Enrichment Ratios und der spezifischen Schwebstofffracht. ... 101
Abbildung 3.15: Schematische Darstellung zur Abschätzung der Nährstoffausträge von Dränen. ... 102
Abbildung 3.16: Zusammenhang zwischen tatsächlichem und berechnetem Dränflächenanteil an der landwirtschaftlichen Nutzfläche der Einzugsgebiete der Wasser- und Bodenverbände. ... 106
Abbildung 3.17: Vergleich der Langzeitveränderungen der Nitratkonzentration bzw. Nitratfracht mit langjährigen Mittelwerten des N-Überschusses auf der landwirtschaftlichen Nutzfläche für die Stationen Rhein/Lobith, Donau/Jochenstein und Elbe/Tangermünde. ... 122
Abbildung 3.18: Zusammenhang zwischen der Nitratkonzentration im Grundwasser und der Stickstoffkonzentration unterhalb der Wurzelzone für die untersuchten Flußgebiete. ... 127
Abbildung 3.19: Abhängigkeit des Verhältnisses der NO_3-N-Konzentrationen im Grundwasser und unterhalb der Wurzelzone von der Sickerwasserhöhe in den untersuchten Flußgebieten ... 128
Abbildung 3.20: Zusammenhang zwischen den aus Messungen abgeleiteten Flußgebietsmitteln der Nitratkonzentration im Grundwasser und den berechneten Konzentrationen. ... 130
Abbildung 3.21: Eintragspfade von urbanen Flächen. ... 133
Abbildung 3.22: Abweichung des mittleren Abflusses am Meßtag vom mittleren täglichen Abfluß in den Untersuchungszeiträumen. ... 145
Abbildung 3.23: Vergleich der mit unterschiedlichen Methoden berechneten spezifischen AFS-Frachten ... 148
Abbildung 3.24: Zusammenhang zwischen den Nährstoffeinträgen und den Nährstofffrachten für verschiedene Flußgebiete in Europa. ... 151
Abbildung 3.25: Abhängigkeit des Verhältnisses von Nährstofffracht zu Nährstoffeintrag von der Abflußspende in den untersuchten Flußgebieten. ... 152
Abbildung 3.26: Abhängigkeit des Verhältnisses von Nährstofffracht zu Nährstoffeintrag von der hydraulischen Belastung in den untersuchten Flußgebieten. ... 153
Abbildung 3.27: Zusammenhang zwischen den berechneten und gemessenen Nährstofffrachten für die untersuchten Flußgebiete in Europa ... 154
Abbildung 3.28: Schematische Darstellung möglicher Durchflußabhängigkeiten von Stoffkonzentration und Stofffracht in Flüssen. ... 157
Abbildung 3.29: Schematische Darstellung zur Vorgehensweise bei der Abschätzung der punktuellen Frachtanteile nach der Immissionsmethode. ... 158

Abbildung 3.30: Abhängigkeit der DIN-Fracht und der temperaturkorrigierten DIN-Fracht vom Durchfluß für den Donaupegel Jochenstein für den Zeitraum 1993 bis 1995 160
Abbildung 4.1: Anteil der in kommunalen Kläranlagen indirekt entsorgten Bevölkerung an den gesamten Stickstoffemissionen 1985 und 1995. 167
Abbildung 4.2: Anteil der in kommunalen Kläranlagen indirekt entsorgten Bevölkerung an den gesamten Phosphoremissionen 1985 und 1995 172
Abbildung 4.3: Vergleich der geschätzten erosionsbedingten Nährstoffeinträge für Flußgebiete des Lockergesteinsbereiches nach WERNER & WODSAK (1994) und nach MONERIS. 184
Abbildung 4.4: Vergleich der abgeschätzten Stickstoffeinträge über Dränagen nach BEHRENDT (1996a) und MONERIS für Flußgebiete in Mecklenburg-Vorpommern. 190
Abbildung 4.5: Diffuse Stickstoffeinträge in die Flußgebiete Deutschlands nach Eintragspfaden im Zeitraum 1983-1987 und 1993-1997. 219
Abbildung 4.6: Anteile der Eintragspfade an den gesamten diffusen Stickstoffeinträgen in die Flußgebiete Deutschlands im Zeitraum 1983-1987 und 1993-1997. 220
Abbildung 4.7: Diffuse Phosphoreinträge in die Flußgebiete Deutschlands nach Eintragspfaden im Zeitraum 1983-1987 und 1993-1997. 227
Abbildung 4.8: Anteile der Eintragspfade an den gesamten diffusen Phosphoreinträgen in die Flußgebiete Deutschlands im Zeitraum 1983-1987 und 1993-1997. 228
Abbildung 4.9: Stickstoffeinträge in die Flußgebiete Deutschlands aus punktuellen und diffusen Eintragsquellen in den Zeiträumen 1983-1987 und 1993-1997. 233
Abbildung 4.10: Anteile der Eintragspfade an den Stickstoffeinträgen in die Flußgebiete Deutschlands in den Zeiträumen 1983-1987 und 1993-1997 234
Abbildung 4.11: Phosphoreinträge in die Flußgebiete Deutschlands aus punktuellen und diffusen Eintragsquellen in den Zeiträumen 1983-1987 und 1993-1997. 239
Abbildung 4.12: Anteile der Eintragspfade an den Phosphoreinträgen in die Flußgebiete Deutschlands in den Zeiträumen 1983-1987 und 1993-1997. 240
Abbildung 4.13: Stickstoffeinträge in die Flußgebiete von Donau, Rhein und Elbe in den Zeiträumen 1983-1987 und 1993-1997 unter Berücksichtigung der ausländischen Flußgebietsanteile. 243
Abbildung 4.14: Anteile Deutschlands und des angrenzenden Auslandes an den punktuellen und diffusen Stickstoffeinträgen in die Flußgebiete von Donau, Rhein und Elbe in den Zeiträumen 1983-1987 und 1993-1997 244
Abbildung 4.15: Phosphoreinträge in die Flußgebiete von Donau, Rhein und Elbe in den Zeiträumen 1983-1987 und 1993-1997 unter Berücksichtigung der ausländischen Flußgebietsanteile. 247
Abbildung 4.16: Anteile Deutschlands und des angrenzenden Auslandes an den punktuellen und diffusen Phosphoreinträgen in die Flußgebiete von Donau, Rhein und Elbe in den Zeiträumen 1983-1987 und 1993-1997 248
Abbildung 4.17: Vergleich der mit MONERIS ermittelten N-Einträge in die Flüsse mit den Ergebnissen anderer Autoren. 251
Abbildung 4.18: Vergleich der mit MONERIS ermittelten P-Einträge in die Flüsse mit den Ergebnissen anderer Autoren. 255
Abbildung 4.19: Änderung des Abflusses und der DIN-, TN- und TP-Frachten von 1983-1987 zu 1993-1997. 259
Abbildung 4.20: Spezifische DIN-Frachten 1983-1987 und 1993-1997. 260
Abbildung 4.21: Spezifische TP-Frachten 1983-1987 und 1993-1997. 260
Abbildung 4.22: Vergleich der nach MONERIS geschätzten und „gemessenen" DIN- und TP-Frachten für die untersuchten Fließgewässer in der Periode 1983-1987. 262
Abbildung 4.23: Vergleich der nach MONERIS geschätzten und „gemessenen" DIN- und TP-Frachten für die untersuchten Fließgewässer in der Periode 1993-1997. 263
Abbildung 4.24: Vergleich der mit der Immissionsmethode und mit MONERIS abgeschätzten Anteile der diffusen Quellen an der Fracht bzw. den Einträgen für Phosphor und Stickstoff. 267
Abbildung 4.25: Abhängigkeit der Abweichung der Schätzergebnisse der Immissions- und Emissionsmethode vom Anschlußgrad der urbanen Flächen an die Mischkanalisation für Stickstoff im Zeitraum 1993-1997. 268

Tabellenverzeichnis

Tabelle 2.1: Künstlich entwässerte Flächen (Dränung) in den ehemaligen Bezirken der DDR. 7
Tabelle 2.2: Quellen der Einzelerfassung und entnommene Informationen 1995. 23
Tabelle 2.3: Quellen der Einzelerfassung und entnommene Informationen 1985. 24
Tabelle 2.4: Kläranlagen-Einzelerfassung 1995: Anzahl und Ausbaugröße. 25
Tabelle 2.5: Kläranlagen-Einzelerfassung 1985: Anzahl. 25
Tabelle 2.6: Tabellen aus dem Aufbereitungstabellenprogramm der Statistik der öffentlichen Abwasserbeseitigung (Stand: 1995). 26
Tabelle 2.7: Nährstoffeinträge in die Stromgebiete von Donau, Elbe und Rhein aus kommunalen Kläranlagen des Auslandes. 27
Tabelle 2.8: Nährstoffeinträge in die Stromgebiete durch industrielle Direkteinleiter in Deutschland und im Ausland 28
Tabelle 2.9: Übersicht über die Meßstellen mit täglichen Abfluß- und Schwebstoffmessungen. 33
Tabelle 2.10: Pegel, Abfluß- und Gewässergütedaten im Donau-Einzugsgebiet. 35
Tabelle 2.11: Pegel, Abfluß- und Gewässergütedaten im Rhein-Einzugsgebiet. 37
Tabelle 2.12: Pegel, Abfluß- und Gewässergütedaten im Weser-Einzugsgebiet. 39
Tabelle 2.13: Pegel, Abfluß- und Gewässergütedaten im Elbe-Einzugsgebiet 41
Tabelle 2.14: Pegel, Abfluß- und Gewässergütedaten im Bereich der Ems und weiterer Nordseezuflüsse. 43
Tabelle 2.15: Pegel, Abfluß- und Gewässergütedaten im Bereich der Oder und weiterer Ostseezuflüsse. 45
Tabelle 3.1: Abwasserstatistik 1995: Ausbaugröße, Kapazitäten und Auslastungen nach Größenklassen der AbwV. 50
Tabelle 3.2: Schlüssel für die ATV-Nährstoffbelastungsstufe. 54
Tabelle 3.3: Modifizierter Schlüssel für die Konzentrationsberechnung aus den ATV-Nährstoffbelastungsstufen. 55
Tabelle 3.4: Einwohnerspezifische Phosphorabgaben im Überblick 57
Tabelle 3.5: N-Reinigungsleistungen verschiedener Kläranlagentypen. 60
Tabelle 3.6: P-Reinigungsleistungen verschiedener Kläranlagentypen. 61
Tabelle 3.7: Maxima für N- und P-Reinigungsleistungen der Korrekturberechnung. 62
Tabelle 3.8: Langzeitige Veränderungen der Stickstoffüberschüsse auf der landwirtschaftlichen Nutzfläche in den alten und neuen Bundesländern nach BACH ET AL. (1998) und BEHRENDT (1988) sowie jeweilige Mittel der 10, 20 und 30 Vorjahre 71
Tabelle 3.9: Langzeitige Veränderungen der Phosphorüberschüsse und Phosphorakkumulation seit 1948 auf der landwirtschaftlichen Nutzfläche in den alten und neuen Bundesländern nach BACH ET AL. (1998) und BEHRENDT (1988). 72
Tabelle 3.10: Zur Ermittlung der Abschwemmungseinträge verwendete Nährstoffkonzentrationen für Ackerland, Grünland und offene Flächen. 80
Tabelle 3.11: C-Faktoren der Kulturarten 83
Tabelle 3.12: Vergleich zwischen SAR_{GIS} und verschiedenen Parametern der Einzugsgebiete für die 23 Teilgebiete der Spree und der Salza. 89
Tabelle 3.13: Mittlere und kritische Abflußwerte sowie Frachtkomponenten für die untersuchten Einzugsgebiete. 93
Tabelle 3.14: Berechnete Enrichment Ratios, P-Gehalte des Schwebstoffs und des Oberbodens für den Zeitraum 1993-97 für die untersuchten Einzugsgebiete der Donau 100
Tabelle 3.15: Anteil der Dränflächen an der landwirtschaftlichen Nutzfläche der untersuchten Einzugsgebiete der Wasser- und Bodenverbände in den neuen Bundesländern. 103
Tabelle 3.16: Anteil der Bodenstandortgruppen an der landwirtschaftlichen Nutzfläche der Einzugsgebiete der Wasser- und Bodenverbände und der erfaßten Dränflächen in den neuen Bundesländern. 104
Tabelle 3.17: Wichtungsfaktoren für die Bodenstandortgruppen. 105
Tabelle 3.18: Abschätzungen der Dränflächengröße für die alten und neuen Bundesländer im Vergleich. 107
Tabelle 3.19: Mittlere Phosphorkonzentrationen in Dränwässern landwirtschaftlich genutzter Flächen. 108
Tabelle 3.20: Verwendete Phosphorkonzentrationen im Dränwasser für verschiedene Bodentypen. 109
Tabelle 3.21: Mittlere NO_3-N-Konzentrationen in Dränwässern landwirtschaftlich genutzter Flächen. 110

Tabelle 3.22: P-Konzentrationen im Grundwasser für verschiedene Bodentypen. 117
Tabelle 3.23: Mittlere Veränderungen der Nitratkonzentration im Grundwasser für Beobachtungsstationen der Bundesländer Baden-Württemberg und Bayern mit Meßwerten seit 1983. 119
Tabelle 3.24: Bestimmtheitsmaße für den Zusammenhang zwischen der Nitratkonzentration bzw. -fracht und den langjährigen Vorjahresmitteln der Stickstoffüberschüsse für den Rhein bei Lobith, die Donau bei Jochenstein und die Elbe bei Tangermünde. 123
Tabelle 3.25: Modellkoeffizenten zur Ermittlung des Stickstoff-Rückhaltes in verschiedenen hydrogeologischen Einheiten 129
Tabelle 3.26: P-Ablaufkonzentrationen in Trennkanalisationen. 135
Tabelle 3.27: N-Ablaufkonzentrationen in Trennkanalisationen. 136
Tabelle 3.28: Speichervolumina der Regenüberlaufbecken und Ausbaugrad für die einzelnen Bundesländer in den Jahren 1987, 1991 und 1995. 140
Tabelle 3.29: Zur Berechnung der Nährstoffkonzentration im Mischsystem bei Entlastung verwendete Parameterwerte. 141
Tabelle 3.30: Vergleich der Modellergebnisse von BROMBACH & MICHELBACH (1998) und MONERIS für die Nährstoffkonzentrationen in der Mischkanalisation im Entlastungsfall bei verschiedenen Ausbaugraden und einer Anzahl von 50 effektiv wirksamen Starkregentagen. 141
Tabelle 3.31: Abweichung der Frachten berechnet aus 14-täglichen Meßwerten von den aus täglichen Meßwerten berechneten an den Stationen Bad Honnef und Lobith-Bimmen. 146
Tabelle 3.32: Abweichung der AFS-Frachten berechnet aus 14-täglichen und täglichen Meßwerten. 149
Tabelle 3.33: Ergebnisse der Regressionsanalyse zwischen der Nährstoffretention in den Flußsystemen und der Abflußspende bzw. der hydraulischen Belastung. 155
Tabelle 4.1: Einzugsgebiete der Stromgebiete und ihrer Hauptflüsse. 161
Tabelle 4.2: Stickstoffemissionen, einwohnerspezifische N-Emission, mittlere N-Eliminationsleistungen kommunaler Kläranlagen Deutschlands sowie angeschlossene Einwohner und Einwohnergleichwerte 1985 und 1995. 163
Tabelle 4.3: Phosphoremissionen, einwohnerspezifische P-Emission, mittlere P-Eliminationsleistungen kommunaler Kläranlagen Deutschlands sowie angeschlossene Einwohner und Einwohnergleichwerte 1985 und 1995 168
Tabelle 4.4: Vergleich der Ergebnisse der N- und P-Emissionen kommunaler Kläranlagen in Deutschland mit anderen Angaben. 173
Tabelle 4.5: Nährstoffeinträge in die Flußgebiete Deutschlands durch industrielle Direkteinleiter 1985 und 1995 sowie deren Änderung. 175
Tabelle 4.6: Mittlere atmosphärische N-Deposition in den Jahren 1985 und 1996 für die Flußgebiete Deutschlands 176
Tabelle 4.7: Nährstoffeinträge in die Flußgebiete Deutschlands infolge atmosphärischer Deposition auf die Gewässeroberfläche in den Zeiträumen 1983-1987 und 1993-1997 sowie deren Änderung. 178
Tabelle 4.8: Vergleich der Nährstoffeinträge über Abschwemmung in die Fließgewässer Deutschlands sowie der alten und neuen Bundesländer für den Zeitraum 1983-87 bzw. die Jahre 1987 (ABL) und 1988/89 (NBL) nach WERNER & WODSAK (1994) und MONERIS. 179
Tabelle 4.9: Nährstoffeinträge in die Flußgebiete Deutschlands durch Abschwemmung in den Zeiträumen 1983-1987 und 1993-1997 sowie deren Änderung. 180
Tabelle 4.10: Vergleich der Nährstoffeinträge über Erosion in die Fließgewässer Deutschlands sowie der alten und neuen Bundesländer für den Zeitraum 1983-87 bzw. die Jahre 1987 (ABL) und 1988/89 (NBL) nach WERNER & WODSAK (1994) und MONERIS. 183
Tabelle 4.11: Nährstoffeinträge in die Flußgebiete Deutschlands durch Erosion in den Zeiträumen 1983-1987 und 1993-1997 sowie deren Änderung. 185
Tabelle 4.12: Vergleich der Nährstoffeinträge über Dränagen in die Fließgewässer Deutschlands sowie der alten und neuen Bundesländer für den Zeitraum 1983-87 bzw. die Jahre 1987 (ABL) und 1988/89 (NBL) nach WERNER & WODSAK (1994) und MONERIS. 189
Tabelle 4.13: Phosphoreinträge in die Flußgebiete Deutschlands über Dränagen in den Zeiträumen 1983-87 und 1993-97 sowie deren Änderung, spezifische Emissionen 1993-97 und gedränte Fläche bezogen auf die landwirtschaftliche Nutzfläche. 192
Tabelle 4.14: Stickstoffeinträge in die Flußgebiete Deutschlands über Dränagen in den Zeiträumen 1983-87 und 1993-97 sowie deren Änderung, spezifische Emissionen 1993-97 und gedränte Fläche bezogen auf die landwirtschaftliche Nutzfläche. 193

Tabelle 4.15: Vergleich der Nährstoffeinträge über das Grundwasser in die Fließgewässer Deutschlands sowie der alten und neuen Bundesländer für den Zeitraum 1983-87 bzw. die Jahre 1987 (ABL) und 1988/89 (NBL) nach WERNER & WODSAK (1994) und MONERIS. 197

Tabelle 4.16: Nährstoffeinträge in die Flußgebiete Deutschlands über das Grundwasser und natürlichen Interflow in den Zeiträumen 1983-1987 und 1993-1997 sowie deren Änderung. 199

Tabelle 4.17: Vergleich der Nährstoffeinträge aus der Trennkanalisation und aus Mischkanalisations-überläufen nach MONERIS und von anderen Autoren. 204

Tabelle 4.18: Vergleich der Nährstoffeinträge von Einwohnern und versiegelten urbanen Flächen, die an keine Kanalisation oder nur an die Kanalisation angeschlossen sind, nach MONERIS und von anderen Autoren. 205

Tabelle 4.19: Phosphoreinträge aus der Trennkanalisation und Mischkanalisationsüberläufen in die Fließgewässer Deutschlands in den Zeiträumen 1983-1987 und 1993-1997 sowie deren Änderung. 208

Tabelle 4.20: Stickstoffeinträge aus der Trennkanalisation und Mischkanalisationsüberläufen in die Fließgewässer Deutschlands in den Zeiträumen 1983-1987 und 1993-1997 sowie deren Änderung. 209

Tabelle 4.21: Phosphoreinträge in die Flußgebiete Deutschlands von Einwohnern und urbanen Flächen, die nur oder nicht an die Kanalisation angeschlossen sind, in den Zeiträumen 1983-1987 und 1993-1997 sowie deren Änderung. 211

Tabelle 4.22: Stickstoffeinträge in die Flußgebiete Deutschlands von Einwohnern und urbanen Flächen, die nur oder nicht an die Kanalisation angeschlossen sind, in den Zeiträumen 1983-1987 und 1993-1997 sowie deren Änderung. 212

Tabelle 4.23: Diffuse Stickstoffeinträge in die Flußgebiete Deutschlands im Zeitraum 1993-1997. 214

Tabelle 4.24: Diffuse Stickstoffeinträge in die Flußgebiete Deutschlands im Zeitraum 1983-1987. 215

Tabelle 4.25: Änderung der diffusen Stickstoffeinträge in die Flußgebiete Deutschlands vom Zeitraum 1983-1987 zum Zeitraum 1993-1997. 216

Tabelle 4.26: Diffuse Phosphoreinträge in die Flußgebiete Deutschlands im Zeitraum 1993-1997. 222

Tabelle 4.27: Diffuse Phosphoreinträge in die Flußgebiete Deutschlands im Zeitraum 1983-1987. 223

Tabelle 4.28: Änderung der diffusen Phosphoreinträge in die Flußgebiete Deutschlands vom Zeitraum 1983-1987 zum Zeitraum 1993-1997. 224

Tabelle 4.29: Diffuse und gesamte Stickstoffeinträge in die Flußgebiete Deutschlands im Zeitraum 1983-1987 und 1993-1997 sowie Änderung der gesamten Stickstoffeinträge 229

Tabelle 4.30: Diffuse und gesamte Phosphoreinträge in die Flußgebiete Deutschlands im Zeitraum 1983-1987 sowie 1993-1997 und Änderung der gesamten Phosphoreinträge. 235

Tabelle 4.31: Punktuelle und diffuse Stickstoffeinträge in Flußgebiete Deutschlands mit einem Anteil des Auslandes an der gesamten Einzugsgebietsfläche von mehr als 10% im Zeitraum 1983-1987 und 1993-1997 sowie Änderung der gesamten Stickstoffeinträge bezogen auf die hydrologischen Bedingungen 1983-1987. 242

Tabelle 4.32: Punktuelle und diffuse Phosphoreinträge in Flußgebiete Deutschlands mit einem Anteil des Auslandes an der gesamten Einzugsgebietsfläche von mehr als 10% im Zeitraum 1983-1987 und 1993-1997 sowie Änderung der gesamten Phosphoreinträge bezogen auf die hydrologischen Bedingungen 1983-1987. 246

Tabelle 4.33: Vergleich der mit MONERIS und von anderen Autoren ermittelten Summe aller N-Emissionen und diffusen N-Einträge für verschiedene Flußgebiete. 250

Tabelle 4.34: Vergleich der mit MONERIS und von anderen Autoren ermittelten Summe aller P-Emissionen und diffusen P-Einträge für verschiedene Flußgebiete. 254

Tabelle 4.35: Abflüsse und Nährstofffrachten im Zeitraum 1983-1987. 256

Tabelle 4.36: Abflüsse und Nährstofffrachten im Zeitraum 1993-1997. 257

Tabelle 4.37: Änderung des Abflusses und der Nährstofffrachten von 1983-1987 zu 1993-1997. 258

Tabelle 4.38: Vergleich der mit MONERIS und mit der Immissionsmethode ermittelten Anteile diffuser Quellen an den Nährstofffrachten ausgewählter Flüsse für die Zeiträume 1983-1987 und 1993-1997. 266

Tabelle 5.1: Veränderung der Stickstoff- und Phosphoremissionen kommunaler Kläranlagen nach Realisierung verschiedener Szenarios. 270

Tabelle 5.2: Veränderung der Stickstoff- und Phosphoremissionen diffuser Quellen nach Realisierung verschiedener Szenarios. 273

Kartenverzeichnis

Karte 2.1: Landnutzung. ... 10
Karte 2.2: Bodenregionen Deutschlands. ... 11
Karte 2.3: Hydrogeologie ... 12
Karte 2.4: Gewässernetz. ... 13
Karte 2.5: Stromgebiete und Pegel. ... 14
Karte 2.6: Topographie. ... 15
Karte 2.7: Bevölkerungsdichte ... 16
Karte 2.8: Großvieheinheiten auf Kreis- bzw. Gemeindebasis. ... 17
Karte 2.9: Erfaßte Dränflächen. ... 18
Karte 2.10: Anteil der Dränflächen an der landwirtschaftlichen Nutzfläche in den Flußgebieten Deutschlands. ... 19
Karte 2.11: Bodenabtrag auf Kreis- bzw. Gemeindeebene. ... 20
Karte 2.12: Atmosphärische Stickstoffdeposition 1996 ... 21
Karte 2.13: Standorte kommunaler Kläranlagen in Deutschland 1995. ... 29
Karte 2.14: Grundwassermeßstellen. ... 31
Karte 2.15: Pegel mit täglichen Abfluß- und Schwebstoffmessungen. ... 34
Karte 2.16: Einzugsgebiet und Pegel der Donau. ... 36
Karte 2.17: Einzugsgebiet und Pegel des Rheins. ... 38
Karte 2.18: Einzugsgebiet und Pegel der Weser. ... 40
Karte 2.19: Einzugsgebiet und Pegel der Elbe. ... 42
Karte 2.20: Einzugsgebiet und Pegel der Ems und weiterer Nordseezuflüsse. ... 44
Karte 2.21: Einzugsgebiet und Pegel der Oder und weiterer Ostseezuflüsse. ... 46
Karte 3.1: Stickstoff-Bilanzüberschuß für die Landwirtschaftsfläche für die Kreise Deutschlands. ... 67
Karte 3.2: Phosphor-Bilanzüberschuß für die Landwirtschaftsfläche für die Kreise Deutschlands. ... 68
Karte 3.3: Bodenabtrag auf Rasterebene ... 86
Karte 3.4: Bodenabtrag von der landwirtschaftlichen Nutzfläche. ... 87
Karte 3.5: SAR_{GIS}-Gebiete. ... 88
Karte 3.6: SRP-Konzentration im Grundwasser 1993-95. ... 115
Karte 3.7: Nitratkonzentration im Grundwasser 1993-95. ... 116
Karte 3.8: Veränderung der N-Konzentration im Grundwasser 1985-95 in Bayern und Baden-Württemberg. ... 120
Karte 3.9: Gesamtstickstoff-Konzentration im Sickerwasser 1995. ... 126
Karte 4.1: Übersicht der ausgewählten Einzugsgebiete. ... 162
Karte 4.2: Einwohnerspezifische N-Emissionen aus kommunalen Kläranlagen 1985. ... 164
Karte 4.3: Einwohnerspezifische N-Emissionen aus kommunalen Kläranlagen 1995. ... 165
Karte 4.4: Einwohnerspezifische P-Emissionen aus kommunalen Kläranlagen 1985. ... 169
Karte 4.5: Einwohnerspezifische P-Emissionen aus kommunalen Kläranlagen 1995. ... 170
Karte 4.6: Spezifische N-Emissionen durch Abschwemmung 1995. ... 181
Karte 4.7: Spezifische P-Emissionen durch Abschwemmung 1995. ... 182
Karte 4.8: Spezifische N-Emissionen durch Erosion 1995. ... 187
Karte 4.9: Spezifische P-Emissionen durch Erosion 1995. ... 188
Karte 4.10: Spezifische N-Emissionen über Dränagen 1995. ... 194
Karte 4.11: Spezifische P-Emissionen über Dränagen 1995. ... 195
Karte 4.12: Spezifische N-Emissionen über das Grundwasser 1995 ... 200
Karte 4.13: N-Rückhalt in der ungesättigten und gesättigten Zone ... 201
Karte 4.14: Spezifische P-Emissionen über das Grundwasser 1995 ... 202
Karte 4.15: Spezifische N-Emissionen von urbanen Flächen 1995 ... 206
Karte 4.16: Spezifische P-Emissionen von urbanen Flächen 1995 ... 207
Karte 4.17: Spezifische N-Emissionen über diffuse Eintragspfade 1985 ... 217
Karte 4.18: Spezifische N-Emissionen über diffuse Eintragspfade 1995 ... 218

Karte 4.19: Spezifische P-Emissionen über diffuse Eintragspfade 1985 225
Karte 4.20: Spezifische P-Emissionen über diffuse Eintragspfade 1995 226
Karte 4.21: Gesamte spezifische N-Emissionen 1985 231
Karte 4.22: Gesamt spezifische N-Emissionen 1995 232
Karte 4.23: Gesamte spezifische P-Emissionen 1985 237
Karte 4.24: Gesamt spezifische P-Emissionen 1995 238

Größenverzeichnis

A_{ACKER}	Fläche des Ackerlandes
A_{AU}	Fläche der Auenstandorte
A_{DR}	gedränte Flächen
A_{DRHM}	Fläche der gedränten Hochmoorstandorte
A_{DRL}	Fläche der gedränten Lehmstandorte
A_{DRNM}	Fläche der gedränten Niedermoorstandorte
A_{DRS}	Fläche der gedränten Sandstandorte
A_{EZG}	Fläche des Einzugsgebietes
AF	Austauschfaktor
A_{GEB}	Gebirgsfläche
$AG_{EGW_{N,P}}$	einwohnergleichwertspezifische Nährstoffabgabe
$AG_{E_{N,P}}$	einwohnerspezifische Stickstoff- bzw. Phosphorabgabe
$AG_{ES_{N,P}}$	gelöste einwohnerspezifische Nährstoffabgabe
a_{GEW}	Anteil der gewerblichen Fläche an der gesamten urbanen Fläche
$AG_{EW_{N,P}}$	einwohnerwertspezifische Nährstoffabgabe
$A_{GRÜN}$	Fläche des Grünlandes
A_{GWS}	Fläche der Grundwassersandstandorte
AH	Austauschhäufigkeit
A_{HG}	Fläche der hydrologischen Gesteinsbereiche
A_{HM}	Fläche der Hochmoorstandorte
A_{L}	Fläche der Lehmstandorte
A_{LN}	landwirtschaftliche Nutzfläche
A_{MO}	Fläche der Moorstandorte
A_{NM}	Fläche der Niedermoorstandorte
A_{OF}	offene Fläche
A_{S}	Fläche der Sandstandorte
A_{SOURCE}	für Bodeneintrag in die Gewässer sensitive Flächen
A_{STL}	Fläche der staunassen Tieflehm- und Lehmstandorte
AS_{URB_N}	spezifische Abschwemmungsrate von der urbanen Fläche
AU	Auslastungsgrad einer Kläranlage
A_{URB}	urbane Fläche
A_{URBK}	nur an die Kanalisation angeschlossene urbane Fläche
A_{URBN}	weder an eine Kläranlage noch an eine Kanalisation angeschlossene versiegelte urbane Fläche
a_{URBV}	Abflußbeiwert
A_{URBV}	versiegelte urbane Fläche
A_{URBVM}	an ein Mischsystem mit Kläranlage angeschlossene versiegelte urbane Fläche
A_{URBVT}	an die Trennkanalisation angeschlossene versiegelte urbane Fläche
A_{W}	Wasserfläche

A_{WAOF}	Wald und offene Flächen
A_{WCLC}	Gewässerfläche nach CORINE-Landcover
A_{WFGW}	Fläche der Fließgewässer
A_{WSEE}	ermittelte Wasserfläche für Standgewässer nach der Bodenbedeckungskarte
BA	Bodenabtrag
$C(Q_F)_{N,P}$	Nährstoffkonzentration im Fremdwasser
$C(Q_N)_{N,P}$	Nährstoffkonzentration im Niederschlagswasser
$C_{D_{N,P}}$	Nährstoffkonzentration diffuser Einträge
$C_{DRHM_{N,P}}$	Nährstoffkonzentration im Dränwasser von Hochmooren
$C_{DRL_{N,P}}$	Nährstoffkonzentration im Dränwasser von Lehmböden
$C_{DR_{N,P}}$	Nährstoffkonzentration im Dränwasser
$C_{DRNM_{N,P}}$	Nährstoffkonzentration im Dränwasser von Niedermooren
$C_{DRS_{N,P}}$	Nährstoffkonzentration im Dränwasser von Sandböden
$C_{GEW_{N,P}}$	Nährstoffkonzentration im gewerblichen Abwasser
$C_{GWHM_{N,P}}$	Nährstoffkonzentration im Grundwasser für Hochmoore
$C_{GWL_{N,P}}$	Nährstoffkonzentration im Grundwasser für Lehmböden
$C_{GWLN_{N,P}}$	Nährstoffkonzentration im Grundwasser der landwirtschaftlichen Nutzfläche
$C_{GW_{N,P}}$	Nährstoffkonzentration im Grundwasser
$C_{GWNM_{N,P}}$	Nährstoffkonzentration im Grundwasser für Niedermoore
$C_{GWS_{N,P}}$	Nährstoffkonzentration im Grundwasser für Sandböden
$C_{GW_{SRP}}$	Konzentration von Orthophosphat im Grundwasser
$C_{GWWAOF_{N,P}}$	Nährstoffkonzentration im Grundwasser für Wald und offene Flächen
$C_{KA_{DIN}}$	Konzentration von anorganischem Stickstoff im Ablauf kommunaler Kläranlagen
$C_{KA_{ON}}$	Konzentration organischen Stickstoffs im Ablauf kommunaler Kläranlagen
$C_{KA_{TP}}$	Konzentration von Gesamtphosphor im Ablauf kommunaler Kläranlagen
C_{KORR_N}	korrigierte Stickstoffkonzentration
$C_{MISCH_{N,P}}$	Nährstoffkonzentration der Mischprobe
$C_{M_{N,P}}$	Nährstoffkonzentration im Mischkanal im Entlastungsfall
C_{ORG_N}	originale Stickstoffkonzentration
$C_{ROACKER_{N,P}}$	Nährstoffkonzentration im Oberflächenabfluß von Ackerland
$C_{ROGRÜN_{N,P}}$	Nährstoffkonzentration im Oberflächenabfluß von Grünland
$C_{RO_{N,P}}$	Nährstoffkonzentration des Oberflächenabflusses
$C_{ROOF_{N,P}}$	Nährstoffkonzentration im Oberflächenabfluß von offenen Flächen
$C_{SW_{N,P}}$	Nährstoffkonzentration im Sickerwasser
$C_{SWPOT_{NO3\text{-}N}}$	potentielle Nitratkonzentration im Sickerwasser
$C_{T_{N,P}}$	Nährstoffkonzentration in der Trennkanalisation
$C_{t_{N,P}}$	Nährstoffkonzentration zum Meßzeitpunkt
DNR	Denitrifikationsrate
DR	Denitrifikations-Exponent

$EAD_{N,P}$	Nährstoffeintrag durch atmosphärische Deposition
E_{DICHTE}	Bevölkerungsdichte
$ED_{N,P}$	diffuse Nährstoffemissionen
$EDR_{N,P}$	Nährstoffeintrag durch Dränage
$EDR_{SP_{N,P}}$	spezifische Nährstoffemission durch Dränage
$EER_{N,P}$	Nährstoffeintrag durch Erosion
$EG_{N,P}$	gesamte Nährstoffeinträge
EGW	Einwohnergleichwert
$EGW_{N,P}$	Nährstoffeintrag über das Grundwasser
$EID_{N,P}$	Nährstoffemissionen industrieller Direkteinleiter
E_{KA}	an kommunale Kläranlagen angeschlossenen Einwohner
$EKK_{N,P}$	Nährstoffemissionen kommunaler Kläranlagen
$E_{N,P}$	Nährstoffemissionen
$EP_{N,P}$	punktuelle Nährstoffemissionen
$ER_{N,P}$	Nährstoffanreicherungsverhältnis
$ERO_{N,P}$	Nährstoffeintrag über Abschwemmung
$EUK_{N,P}$	Nährstoffemissionen von den nur an die Kanalisation angeschlossenen Einwohnern und urbanen versiegelten Flächen
$EUM_{N,P}$	Nährstoffemissionen aus der Mischkanalisationsentlastung
$EUN_{N,P}$	Nährstoffemissionen von den weder an eine Kläranlage noch an eine Kanalisation angeschlossenen Einwohnern und versiegelten urbanen Flächen
$EUR_{N,P}$	Nährstoffeintrag von urbanen Flächen
E_{URBK}	nur an die Kanalisation angeschlossene Bevölkerung
E_{URBN}	weder an eine Kläranlage noch an eine Kanalisation angeschlossene Bevölkerung
$EUT_{N,P}$	Nährstoffemissionen aus der Trennkanalisation
EW_{AB}	Ausbaugröße einer Kläranlage in Einwohnerwerten
EW_{AU}	Auslastung einer Kläranlage in Einwohnerwerten
FK_{WE}	Feldkapazität im durchwurzelten Boden
HL	hydraulische Belastung
K_{ABF}	Abfuhrgrad
k_T	Koeffizient für die Temperaturabhängigkeit
l_{AFS}	spezifische Schwebstofffracht
$L_{BASIS_{AFS}}$	jährliche Schwebstoff-Basisfracht
LD	Nährstofffracht aus diffusen Quellen
$L_{J_{AFS}}$	jährliche Schwebstofffracht
$L_{J_{N,P}}$	jährliche Nährstofffracht
LKF	Korrekturfaktor für die Langzeitveränderung der Überschüsse
$L_{KRIT_{AFS}}$	jährliche kritische Schwebstofffracht
$L_{N,P}$	Nährstofffracht
$LP_{N,P}$	Nährstofffracht aus punktuellen Quellen
$L_{U_{N,P}}$	jährliche Nährstofffracht im Untersuchungszeitraum

MQ	mittlerer Abfluß
N_{ACKER}	Stickstoffgehalt im Oberboden des Ackers
N_{BODEN}	Stickstoffgehalt im Oberboden
N_{DEP}	atmosphärische Stickstoffdeposition
N_E	einwohnerspezifische Stickstoffemission
N_{GEB}	Stickstoffgehalt im Oberboden von Gebirgsflächen
$NH_{4_{DEP}}$	atmosphärische Ammoniumdeposition
N_J	Jahresniederschlag
$NO_{X_{DEP}}$	atmosphärische Stickoxiddeposition
N_{SO}	mittlerer Niederschlag im Sommerhalbjahr
$N_{ÜGES}$	Stickstoffüberschuß aller zum Basisabfluß beitragenden Flächen
$N_{ÜLN}$	Stickstoffüberschuß auf der landwirtschaftlichen Nutzfläche
N_{WI}	mittlerer Niederschlag im Winterhalbjahr
P_{ACKER}	Phosphorgehalt im Oberboden des Ackers
P_{AFS}	Phosphorgehalt der Schwebstoffe
P_{BODEN}	Phosphorgehalt im Oberboden
P_{DEP}	atmosphärische Phosphordeposition
P_E	einwohnerspezifische Phosphoremission
P_{GEB}	Phosphorgehalt im Oberboden von Gebirgsflächen
Q	Abfluß
q	Abflußspende
Q_{AD}	atmosphärischer Zufluß
Q_{DR}	Dränageabfluß
q_{DR}	spezifischer Dränageabfluß
q_E	einwohnerspezifischer Abwasseranfall
Q_F	Fremdwasser
q_G	spezifischer Gesamtabfluß
Q_{GES}	Gesamtabwasser
Q_{GEW}	industrielles bzw. gewerbliches Abwasser
q_{GEW}	spezifische Abflußspende von gewerblichen Flächen
Q_{GEWK}	Abfluß von nur an die Kanalisation angeschlossenen Gewerbeflächen
Q_{GEWM}	Abfluß aus Gewerbegebieten mit Mischkanalisationsanschluß
Q_{GW}	Grundwasserabfluß und natürlicher Interflow (Basisabfluß)
Q_H	häusliches Abwasser
Q_{KRIT}	kritischer Abfluß
$Q_{MEß}$	mittlerer jährlicher Abfluß für die Tage der Gütemessungen im Untersuchungszeitraum
Q_{MIN}	minimaler Abfluß
Q_{MISCH}	Abfluß im Meßzeitraum
Q_N	Niederschlagswasser
Q_P	Abfluß aus Punktquellen
q_R	Regenabflußspende
Q_{RO}	Oberflächenabfluß

q_{RO}	spezifischer Oberflächenabfluß
q_{SG}	schnee- bzw. gletscherbürtiger spezifischer Abfluß
Q_t	Abfluß zum Meßzeitpunkt
Q_T	Schmutzwasser
Q_{TGL}	mittlerer jährlicher Abfluß täglicher Durchflußmessungen
Q_{URB}	Abfluß von versiegelten Flächen
Q_{URBM}	an Starkregentagen realisierter Abfluß im Mischsystem
q_{URBV}	spezifischer Abfluß von der versiegelten urbanen Fläche
$R_{B_{N,P}}$	Nährstoffrückhalt im Boden
RE	Entlastungsrate des Mischsystems
$R_{GW_{NO3\text{-}N}}$	Rückhalt bzw. Denitrifikation von Nitrat in der ungesättigten Zone und im Grundwasser
$R_{L_{N,P}}$	frachtgewichtete Nährstoffretention
$R_{N,P}$	Verluste bzw. Retention der Nährstoffe
SAR_{GIS}	Flächenverhältnis der source areas
SAR_{MOD}	Sediment Area Ratio
SDR	Sediment Delivery Ratio
SED	Sedimenteintrag
SED_{POT}	potentieller Sedimenteintrag
SL	Hangneigung
SW	Sickerwasserhöhe
TG_{ACKER}	Tongehalt von Ackerböden
T_W	Wassertemperatur
U_f	Umrechnungsfaktor vom Durchflußpegel zum Gütepegel
V	Verdunstung
V_S	Speichervolumen
WF	Wichtungsfaktor
Z_{NE}	Anzahl der Starkregenereignisse
Z_{NT}	Anzahl der effektiv wirksamen Starkregentage

Abkürzungsverzeichnis

ABAG	Allgemeine Bodenabtragsgleichung
abflußber.	abflußbereinigt
ABL	alte Bundesländer
Abw.-Stat.	Abwasserstatistik
AbwV	Abwasserverordnung
Adr.	Adresse
AFS	abfiltrierbare Stoffe
ARGE	Arbeitsgemeinschaft
atm.	atmosphärisch
ATMP	Aminotrismethylenphosphonat
ATV	Abwassertechnische Vereinigung
B	Kläranlage mit biologischer Reinigung
B(D)	Kläranlage mit biologischer Reinigung und Denitrifikation
B(N)	Kläranlage mit biologischer Reinigung und Nitrifikation
B(P)	Kläranlage mit biologischer Reinigung und Phosphorelimination
BB	Brandenburg
BE	Berlin
BE (W)	Berlin (West)
BfG	Bundesanstalt für Gewässerkunde
BGR	Bundesanstalt für Geowissenschaften und Rohstoffe
BMBF	Bundesministerium für Bildung und Forschung
BÜK	Bodenübersichtskarte
BW	Baden-Württemberg
BY	Bayern
CLC	CORINE-Landcover
D	Deutschland
DDR	Deutsche Demokratische Republik
DHM	Digitales Höhenmodell
DIN	gelöster anorganischer Stickstoff (dissolved inorganic nitrogen)
DKSR	Deutsche Kommission zum Schutze des Rheins
DNMI	Det Norske Meteorologiske Institutt
DOC	gelöster organischer Kohlenstoff (dissolved organic carbon)
DTPMP	Diethylentriaminpentamethylenphosphonat
DVWK	Deutscher Verband für Wasserwirtschaft und Kulturbau
DWD	Deutscher Wetterdienst
E	Einwohner
EDTMP	Ethylendiamintetramethylenphosphonat
EGW	Einwohnergleichwert
Elim.	Eliminationsleistung

EMEP	Co-operative Programme for Monitoring and Evaluation of the Long-Range Transmission of Air Pollutants in Europe
ESRI	Environmental Research Systems Institute
EU	Europäische Union
EW	Einwohnerwert
EZG	Einzugsgebiet
GIS	Geographisches Informationssystem
HB	Hansestadt Bremen
HE	Hessen
HEDP	1-Hydroxyethan-1,1-diphosphonat
HH	Hansestadt Hamburg
IGB	Institut für Gewässerökologie und Binnenfischerei
IGKB	Internationale Gewässerschutzkommission für den Bodensee
IKSD	Internationale Kommission zum Schutze der Donau
IKSE	Internationale Kommission zum Schutze der Elbe
IKSR	Internationale Kommission zum Schutze des Rheins
ind.	industriell
KA	Kläranlage
LAWA	Länderarbeitsgemeinschaft Wasser
LF	Liegenschaftsfläche
LN	landwirtschaftliche Nutzfläche
M	Kläranlage mit mechanischer Reinigung
MMK	Mittelmaßstäbige landwirtschaftliche Standortkartierung
MONERIS	MOdelling Nutrient Emissions in RIver Systems
MV	Mecklenburg-Vorpommern
N	Stickstoff
NBL	neue Bundesländer
NBS	Nährstoffbelastungsstufe
NH_4	Ammonium
NI	Niedersachsen
NO_3	Nitrat
Nords.	Nordsee
NO_x	Stickoxide
NW	Nordrhein-Westfalen
Osts.	Ostsee
P	Phosphor
PARCOM	Paris Commission
PO_4	Phosphat
RIVM	National Institute of Public Health and the Environment
ROkAbw	Reinhalteordnung kommunales Abwasser
RP	Rheinland-Pfalz
Schw. Elster	Schwarze Elster
SH	Schleswig-Holstein

SL	Saarland
SN	Sachsen
SRP	gelöster reaktiver Phosphor (soluble reactive phosphorus)
ST	Sachsen-Anhalt
TG	Teilgebiet
TH	Thüringen
TK25AS	Topographische Karte 1:25.000 (Ausgabe für die Volkswirtschaft
TN	Gesamtstickstoff (total nitrogen)
TOC	gesamter organischer Kohlenstoff (total organic carbon)
TP	Gesamtphosphor (total phosphorus)
U.S.	United States
UBA	Umweltbundesamt
USGS	United States Geological Survey
VEB	Volkseigener Betrieb
WAB	Wasserversorgungs- und Abwasserbehandlungsbetrieb
WAR	Institut für Wasserversorgung, Abwassertechnik, Abfalltechnik, Umwelt- und Raumplanung der Technischen Hochschule Darmstadt
WBV	Wasser- und Bodenverband

Kurzfassung

Zur Ermittlung der Nährstoffeinträge über die verschiedenen punktuellen und diffusen Eintragspfade in die Flußgebiete Deutschlands wurde das Modell **MONERIS** (**MO**delling **N**utrient **E**missions in **RI**ver **S**ystems) entwickelt und angewendet. Die Grundlagen für das Modell bilden einerseits Abfluß- und Gütedaten der zu untersuchenden Flußgebiete sowie ein Geographisches Informationssystem (GIS), in das sowohl digitale Karten als auch umfangreiche statistische Informationen integriert wurden.

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 1). Die Unterscheidung in Einträge über diese einzelnen Komponenten ist notwendig, da sich ihre Stoffkonzentrationen und die dem Eintrag zugrunde liegenden Prozesse zumeist stark voneinander unterscheiden.

Demzufolge sind mindestens sieben verschiedene Pfade zu berücksichtigen:

- Punktquellen
- atmosphärische Deposition
- Erosion
- Abschwemmung
- Grundwasser
- Dränagen
- versiegelte urbane Flächen

Auf den diffusen Eintragswegen unterliegen die Stoffe mannigfaltigen Transformations-, Verlust- und Rückhalteprozessen. Um die Nährstoffeinträge in ihrer Abhängigkeit von der Ursache quantifizieren und damit auch vorhersagen zu können, ist die Kenntnis der Transformations- und Rückhalteprozesse notwendig. Dies kann aufgrund des derzeitigen Wissensstandes, der zur Verfügung stehenden Daten-

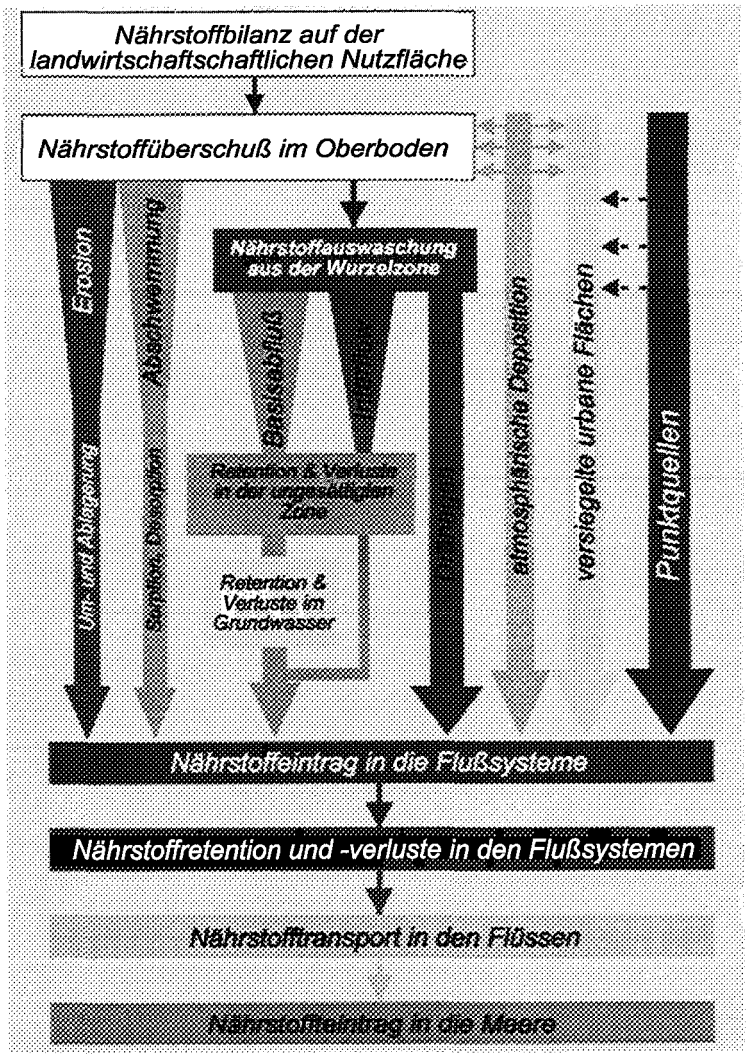


Abbildung 1: Pfade und Prozesse von MONERIS.

basis und der Größe der zu untersuchenden Gebiete nicht durch detaillierte dynamische Prozeßmodelle erfolgen. Mit MONERIS wurde versucht, für die einzelnen Eintragspfade auf der Basis vorhandener Ansätze zur großräumigen Modellierung, diese zu ergänzen und zu modifizieren und gegebenenfalls neue konzeptionelle Modelle abzuleiten. Die Schwerpunkte der Modellentwicklung waren:

- die Erarbeitung einer GIS-gestützten Methodik für die regional differenzierte Ermittlung der diffusen und punktuellen Nährstoffeinträge für Flußgebiete mit einer Größe von 500 km² und mehr,
- die Ableitung eines regional differenzierten Teilmodells für die Nährstoffeinträge von kommunalen Kläranlagen in die einzelnen Flußgebiete auf der Basis eines bundesweit flächendeckenden, detaillierten Kläranlageninventars,
- die Ableitung eines für alle Flußgebiete anwendbaren Teilmodells zum erosionsbedingten Sediment- und Nährstoffeintrag in die Flußsysteme, das lediglich die für einen Bodeneintrag in die Gewässer relevanten Flächen berücksichtigt und sowohl an den Schwebstofffrachten als auch den partikulären Phosphorfrachten von Flußgebieten validiert wurde,
- die Ableitung eines flächendeckenden Teilmodells zur Herstellung einer Kopplung zwischen den Stickstoffüberschüssen in der Landwirtschaft und den Stickstoffkonzentrationen im Grundwasser über eine von den hydrogeologischen Gegebenheiten, der Sickerwassermenge und der Größe der Überschüsse selbst abhängigen Retentionsfunktion unter Einbeziehung erster Schätzungen für die großräumigen Verweilzeiten in den Flußgebieten,
- die Ableitung eines flächendeckenden Teilmodells zur GIS-gestützten regional differenzierten Ermittlung der Dränflächen in einem Flußgebiet auf der Basis kartierter vorhandener Dränflächen, der Bodentypen und der Bodenwasserverhältnisse,
- die Ableitung eines flächendeckend anwendbaren Teilmodells für die verschiedenen Eintragspfade von urbanen Flächen unter Berücksichtigung der regionalen Unterschiede in den Kanalisationssystemen sowie des Ausbaugrades des Speichervolumens der Mischkanalisation und
- die Ableitung eines für alle Flußgebiete anwendbaren Teilmodells zur Berücksichtigung der Nährstoffrückhalte und –verluste in den Oberflächengewässern in Abhängigkeit von der hydraulischen Belastung bzw. den spezifischen Abflußspenden des Flußsystems. Dadurch wurde die Ermittlung der Nährstoffrachten aus den Nährstoffeinträgen in einem Flußgebiet und somit auch ein direkter Vergleich mit den aus Güte- und Abflußmessungen berechenbaren Nährstofffrachten möglich.

Besonderer Wert wurde bei der Modellentwicklung darauf gelegt, die verschiedenen Teilmodelle an unabhängigen Einzeldatensätzen, wie z. B. beim Grundwassermodell an den Grundwasserkonzentrationen, und nicht auf der Basis der in den Flüssen gemessenen Nährstofffrachten zu validieren.

Die GIS-Basis gestattet eine regional differenzierte Vorgehensweise bei der Quantifizierung der Nährstoffeinträge. Insgesamt wurden die Eintragsquantifizierungen für ca. 300 verschiedene Flußgebiete nach der gleichen Methodik durchgeführt. Um die Eintragsberechnungen mit den Ergebnissen früherer Abschätzungen vergleichen und die Veränderungen in den Nährstoffeinträgen für die Flußgebiete Deutschlands ausweisen zu können, wurden die Abschätzungen für die beiden Zeiträume von 1983-1987 bzw. 1993-1997 durchgeführt. Die Veränderungen werden sowohl unter Berücksichtigung der in den Perioden unterschiedlichen hydrologischen Bedingungen als auch unter der Annahme gleicher hydrologischer Bedingungen ermittelt, so daß eine Identifizierung der anthropogen verursachten Veränderungen möglich ist.

Die Ergebnisse der Eintragsberechnungen sind für die deutschen Anteile der Stromgebiete von Donau, Elbe, Rhein und Weser sowie für die Einzugsgebiete von Nordsee, Ostsee, Schwarzem Meer und Deutschland insgesamt in den Tabellen 1 bis 4 und in den Abbildungen 2 bis 5 dargestellt.

Die Stickstoffeinträge in die Flußgebiete Deutschlands lagen im Zeitraum 1993-1997 bei 819 kt N/a und verminderten sich gegenüber dem Vergleichszeitraum 1983-1987 um 266 kt N/a bzw. 25%. Die Zielstellung einer Reduzierung der Stickstoffeinträge aus Deutschland in die Nordsee und die Ostsee um 50% bis zum Jahr 1995 konnte in keinem der deutschen Fluß- und Meeresgebiete erreicht werden. Hauptursache für die erreichte Verminderung ist der starke Rückgang der Stickstoffeinträge aus Punktquellen von 46%. Demgegenüber konnte bei den diffusen Stickstoffeinträgen nur ein Rückgang um 10% ermittelt werden. Mit 48% stellen die Einträge über das Grundwasser im Zeitraum 1993-97 für Deutschland insgesamt den dominanten Eintragspfad dar. Der Anteil der Punktquellen an den Stickstoffeinträgen liegt insgesamt bei 28%. Einträge über Erosion, Abschwemmung und atmosphärische Deposition tragen zu den gesamten Einträgen mit jeweils weniger als 2% nur in geringem Maße bei.

Die gesamten Phosphoreinträge in die Flußgebiete Deutschlands betrugen im Zeitraum 1993-1997 ca. 37 kt P/a. Gegenüber dem Vergleichszeitraum wurden die Phosphoreinträge um ca. 57 kt P/a oder 60% reduziert und damit die Zielstellung einer Verminderung der Phosphoreinträge in die Meere um 50% erfüllt. Die Reduzierung der Phosphoreinträge ist ebenfalls zum überwiegenden Teil auf die Verringerung der Einträge aus den Punktquellen zurückzuführen, die allein um 80% reduziert wurden. Bei den diffusen Phosphoreinträgen konnte ein etwas größerer Rückgang als beim Stickstoff berechnet werden, was sich insbesondere aus der mit 56% überdurchschnittlichen Verminderung der Einträge von urbanen Flächen ergibt. Trotz der enormen Verringerung der Einträge aus Punktquellen stellen diese auch im Zeitraum 1993-1997 mit 34% noch den dominanten Eintragspfad dar. Unter den diffusen Einträgen dominieren beim Phosphor mit 22% die Einträge über Erosion.

Tabelle 1: Stickstoffeinträge nach Eintragspfaden und ihre Anteile an den Gesamteinträgen in die deutschen Teile der Stromgebiete von Elbe, Weser, Rhein und Donau für die Zeiträume 1983-1987 und 1993-1997 sowie deren Änderung.

Eintragspfad		Elbe			Weser			Rhein			Donau		
		1983-87	1993-97	Änderung	1983-87	1993-97	Änderung	1983-87	1993-97	Änderung	1983-87	1993-97	Änderung
Grundwasser	[t N/a]	53.760	57.270	*+6,5%*	50.060	45.820	*-8,5%*	132.580	122.750	*-7,4%*	79.400	78.090	*-1,6%*
	[%]	24,5	38,8		46,8	53,9		33,5	44,2		52,9	59,5	
Dränagen	[t N/a]	47.460	30.340	*-36,1%*	17.740	13.910	*-21,6%*	28.690	22.340	*-22,1%*	21.110	16.600	*-21,4%*
	[%]	21,6	20,6		16,6	16,4		7,3	8,0		14,1	12,6	
Erosion	[t N/a]	2.880	2.830	*-1,6%*	1.460	1.400	*-4,3%*	4.570	4.610	*+1,0%*	2.340	2.490	*+6,2%*
	[%]	1,3	1,9		1,4	1,6		1,2	1,7		1,6	1,9	
Abschwemmung	[t N/a]	570	890	*+56,9%*	1.340	1.380	*+3,1%*	5.660	5.110	*-9,7%*	4.090	4.190	*+2,3%*
	[%]	0,3	0,6		1,3	1,6		1,4	1,8		2,7	3,2	
Atmosphärische Deposition	[t N/a]	4.060	2.700	*-33,3%*	960	740	*-22,5%*	2.760	2.300	*-16,8%*	1.790	1.440	*-19,8%*
	[%]	1,9	1,8		0,9	0,9		0,7	0,8		1,2	1,1	
Urbane Flächen	[t N/a]	14.430	12.250	*-15,1%*	4.270	3.440	*-19,4%*	13.580	8.850	*-34,8%*	3.830	2.800	*-26,7%*
	[%]	6,6	8,3		4,0	4,0		3,4	3,2		2,5	2,1	
Summe diffuse Quellen	**[t N/a]**	**123.160**	**106.290**	***-13,7%***	**75.820**	**66.690**	***-12,0%***	**187.840**	**165.970**	***-11,6%***	**112.560**	**105.610**	***-6,2%***
	[%]	**56,2**	**72,0**		**70,8**	**78,4**		**47,5**	**59,8**		**75,0**	**80,4**	
Kommunale Kläranlagen	[t N/a]	49.330	32.230	*-34,7%*	26.310	17.050	*-35,2%*	138.250	98.010	*-29,1%*	32.750	24.420	*-25,4%*
	[%]	22,5	21,8		24,6	20,0		35,0	35,3		21,8	18,6	
Industrielle Direkteinleiter	[t N/a]	46.760	9.000	*-80,7%*	4.890	1.320	*-73,1%*	69.450	13.740	*-80,2%*	4.780	1.270	*-73,4%*
	[%]	21,3	6,1		4,6	1,5		17,6	4,9		3,2	1,0	
Summe Punktquellen	**[t N/a]**	**96.090**	**41.230**	***-57,1%***	**31.200**	**18.360**	***-41,1%***	**207.700**	**111.750**	***-46,2%***	**37.530**	**25.690**	***-31,5%***
	[%]	**43,8**	**28,0**		**29,2**	**21,6**		**52,5**	**40,2**		**25,0**	**19,6**	
Summe aller Einträge	**[t N/a]**	**219.250**	**147.520**	***-32,7%***	**107.020**	**85.050**	***-20,5%***	**395.550**	**277.720**	***-29,8%***	**150.090**	**131.300**	***-12,5%***
	[%]	**100,0**	**100,0**		**100,0**	**100,0**		**100,0**	**100,0**		**100,0**	**100,0**	

Tabelle 2: Stickstoffeinträge nach Eintragspfaden und ihre Anteile an den Gesamteinträgen in die deutschen Teile der Einzugsgebiete von Nordsee, Ostsee, Schwarzem Meer und für Deutschland insgesamt für die Zeiträume 1983-1987 und 1993-1997 sowie deren Änderung.

Eintragspfad		Nordsee			Ostsee			Schwarzes Meer			Deutschland		
		1983-87	1993-97	Änderung	1983-87	1993-97	Änderung	1983-87	1993-97	Änderung	1983-87	1993-97	Änderung
Grundwasser	[t N/a]	308.240	301.690	*-2,1%*	13.510	14.340	*+6,1%*	79.680	78.390	*-1,6%*	401.430	394.430	*-1,7%*
	[%]	35,3	47,0		22,1	32,0		53,0	59,5		37,0	48,2	
Dränagen	[t N/a]	120.400	87.280	*-27,5%*	26.780	17.510	*-34,6%*	21.110	16.600	*-21,4%*	168.290	121.390	*-27,9%*
	[%]	13,8	13,6		43,8	39,0		14,0	12,6		15,5	14,8	
Erosion	[t N/a]	9.330	9.270	*-0,6%*	530	530	*+0,5%*	2.340	2.490	*+6,4%*	12.200	12.290	*+0,8%*
	[%]	1,1	1,4		0,9	1,2		1,6	1,9		1,1	1,5	
Abschwemmung	[t N/a]	9.080	9.140	*+0,6%*	160	220	*+43,0%*	4.110	4.200	*+2,2%*	13.350	13.560	*+1,6%*
	[%]	1,0	1,4		0,3	0,5		2,7	3,2		1,2	1,7	
Atmosphärische Deposition	[t N/a]	10.040	7.510	*-25,2%*	2.210	1.560	*-29,4%*	1.790	1.440	*-19,9%*	14.050	10.510	*-25,2%*
	[%]	1,2	1,2		3,6	3,5		1,2	1,1		1,3	1,3	
Urbane Flächen	[t N/a]	37.290	29.060	*-22,1%*	2.520	2.230	*-11,6%*	3.830	2.810	*-26,6%*	43.650	34.100	*-21,9%*
	[%]	4,3	4,5		4.1	5.0		2,5	2,1		4,0	4.2	
Summe diffuse Quellen	**[t N/a]**	**494.380**	**443.940**	***-10,2%***	**45.700**	**36.390**	***-20,4%***	**112.880**	**105.940**	***-6,1%***	**652.970**	**586.380**	***-10,2%***
	[%]	**56,6**	**69,1**		**74,8**	**81,1**		**75,0**	**80,5**		**60,2**	**71,6**	
Kommunale Kläranlagen	[t N/a]	256.460	173.110	*-32,5%*	14.070	7.320	*-48,0%*	32.770	24.440	*-25,4%*	303.300	204.860	*-32,5%*
	[%]	29,4	27,0		23,0	16,3		21,8	18,6		28,0	25,0	
Industrielle Direkteinleiter	[t N/a]	122.230	25.080	*-79,5%*	1.300	1.140	*-12,4%*	4.780	1.270	*-73,4%*	128.310	27.490	*-78,6%*
	[%]	14,0	3,9		2,1	2,5		3,2	1,0		11,8	3,4	
Summe Punktquellen	**[t N/a]**	**378.690**	**198.180**	***-47,7%***	**15.370**	**8.460**	***-45,0%***	**37.550**	**25.710**	***-31,5%***	**431.610**	**232.350**	***-46,2%***
	[%]	**43,4**	**30,9**		**25,2**	**18,9**		**25,0**	**19,5**		**39,8**	**28,4**	
Summe aller Einträge	**[t N/a]**	**873.070**	**642.120**	***-26,5%***	**61.070**	**44.850**	***-26,6%***	**150.430**	**131.650**	***-12,5%***	**1.084.580**	**818.630**	***-24,5%***
	[%]	**100,0**	**100,0**		**100,0**	**100,0**		**100,0**	**100,0**		**100,0**	**100,0**	

Tabelle 3: Phosphoreinträge nach Eintragspfaden und ihre Anteile an den Gesamteinträgen in die deutschen Teile der Stromgebiete von Elbe, Weser, Rhein und Donau für die Zeiträume 1983-1987 und 1993-1997 sowie deren Änderung.

Eintragspfad		Elbe			Weser			Rhein			Donau		
		1983-87	1993-97	Änderung	1983-87	1993-97	Änderung	1983-87	1993-97	Änderung	1983-87	1993-97	Änderung
Grundwasser	[t P/a]	950	1.000	*+5,3%*	710	530	*-25,6%*	880	850	*-2,7%*	670	590	*-12,1%*
	[%]	5,1	14,0		8,3	13,8		2,3	7,1		6,3	11,1	
Dränagen	[t P/a]	140	160	*+13,3%*	380	360	*-4,9%*	100	100	*+0,9%*	100	90	*-9,2%*
	[%]	0,8	2,3		4,5	9,5		0,3	0,8		0,9	1,7	
Erosion	[t P/a]	1.680	1.740	*+3,6%*	960	1.000	*+4,0%*	2.560	2.770	*+7,8%*	1.660	1.910	*+14,8%*
	[%]	9,0	24,4		11,2	26,1		6,8	23,0		15,6	36,0	
Abschwemmung	[t P/a]	120	320	*+159,5%*	280	410	*+46,5%*	1.230	1.320	*+6,9%*	620	810	*+30,8%*
	[%]	0,7	4,4		3,3	10,8		3,3	11,0		5,8	15,2	
Atmosphärische Deposition	[t P/a]	130	70	*-45,9%*	16	14	*-9,7%*	48	46	*-5,4%*	30	29	*-5,7%*
	[%]	0,7	1,0		0,2	0,4		0,1	0,4		0,3	0,5	
Urbane Flächen	[t P/a]	3.200	1.320	*-58,8%*	860	380	*-55,9%*	3.390	1.380	*-59,4%*	820	370	*-55,0%*
	[%]	17,0	18,4		10,2	10,0		9,0	11,4		7,8	7,0	
Summe diffuse Quellen	**[t P/a]**	**6.230**	**4.620**	***-25,9%***	**3.210**	**2.690**	***-16,1%***	**8.210**	**6.460**	***-21,3%***	**3.900**	**3.790**	***-2,8%***
	[%]	**33,3**	**64,5**		**37,7**	**70,6**		**21,9**	**53,7**		**36,7**	**71,5**	
Kommunale Kläranlagen	[t P/a]	10.210	2.380	*-76,7%*	5.010	1.070	*-78,7%*	25.970	4.990	*-80,8%*	6.140	1.410	*-77,1%*
	[%]	54,3	33,3		58,8	28,0		69,2	41,4		57,8	26,6	
Industrielle Direkteinleiter	[t P/a]	2.350	160	*-93,1%*	300	50	*-81,6%*	3.370	590	*-82,4%*	580	100	*-82,7%*
	[%]	12,5	2,3		3,5	1,4		9,0	4,9		5,5	1,9	
Summe Punktquellen	**[t P/a]**	**12.560**	**2.540**	***-79,7%***	**5.300**	**1.120**	***-78,9%***	**29.340**	**5.580**	***-81,0%***	**6.720**	**1.510**	***-77,5%***
	[%]	**66,8**	**35,5**		**62,3**	**29,4**		**78,1**	**46,3**		**63,3**	**28,5**	
Summe aller Einträge	**[t P/a]**	**18.800**	**7.160**	***-61,9%***	**8.510**	**3.810**	***-55,2%***	**37.550**	**12.040**	***-67,9%***	**10.630**	**5.300**	***-50,1%***
	[%]	**100,0**	**100,0**		**100,0**	**100,0**		**100,0**	**100,0**		**100,0**	**100,0**	

Tabelle 4: Phosphoreinträge nach Eintragspfaden und ihre Anteile an den Gesamteinträgen in die deutschen Teile der Einzugsgebiete von Nordsee, Ostsee, Schwarzem Meer und für Deutschland insgesamt für die Zeiträume 1983-1987 und 1993-1997 sowie deren Änderung.

Eintragspfad		Nordsee			Ostsee			Schwarzes Meer			Deutschland		
		1983-87	1993-97	Änderung	1983-87	1993-97	Änderung	1983-87	1993-97	Änderung	1983-87	1993-97	Änderung
Grundwasser	[t P/a]	5.560	4.820	*-13,3%*	340	330	*-4,0%*	680	590	*-12,1%*	6.580	5.740	*-12,7%*
	[%]	7,1	15,9		8,3	20,2		6,3	11,2		7,0	15,4	
Dränagen	[t P/a]	3.320	3.070	*-7,4%*	90	100	*+5,7%*	100	90	*-9,2%*	3.510	3.260	*-7,1%*
	[%]	4,2	10,1		2,2	6,0		0,9	1,7		3,8	8,8	
Erosion	[t P/a]	5.440	5.770	*+6,1%*	390	420	*+7,5%*	1.660	1.910	*+14,9%*	7.490	8.100	*+8,1%*
	[%]	6,9	19,0		9,5	25,9		15,6	35,9		8,0	21,7	
Abschwemmung	[t P/a]	1.870	2.400	*+28,8%*	35	70	*+111,0%*	620	810	*+30,8%*	2.520	3.290	*+30,4%*
	[%]	2,4	7,9		0,9	4,6		5,8	15,2		2,7	8,8	
Atmosphärische Deposition	[t P/a]	230	160	*-29,4%*	70	41	*-39,3%*	30	29	*-5,7%*	330	230	*-29,2%*
	[%]	0,3	0,5		1,6	2,5		0,3	0,5		0,3	0,6	
Urbane Flächen	[t P/a]	8.040	3.460	*-56,9%*	330	190	*-42,9%*	830	370	*-55,0%*	9.190	4.020	*-56,3%*
	[%]	10,2	11,4		7,9	11,5		7,8	7,0		9,8	10,8	
Summe diffuse Quellen	**[t P/a]**	**24.450**	**19.700**	***-19,5%***	**1.250**	**1.150**	***-8,5%***	**3.910**	**3.800**	***-2,8%***	**39.620**	**24.640**	***-16,8%***
	[%]	**31,0**	**65,0**		**30,4**	**70,7**		**36,7**	**71,5**		**31,7**	**66,2**	
Kommunale Kläranlagen	[t P/a]	48.150	9.520	*-80,2%*	2.550	430	*-83,3%*	6.150	1.410	*-77,0%*	56.850	11.350	*-80,0%*
	[%]	61,1	31,4		61,9	26,3		57,8	26,6		60,8	30,5	
Industrielle Direkteinleiter	[t P/a]	6.160	1.100	*-82,1%*	320	48	*-85,0%*	580	100	*-82,7%*	7.070	1.250	*-82,3%*
	[%]	7,8	3,6		7,8	3,0		5,5	1,9		7,6	3,4	
Summe Punktquellen	**[t P/a]**	**54.310**	**10.620**	***-80,4%***	**2.880**	**470**	***-83,5%***	**6.730**	**1.510**	***-77,5%***	**63.920**	**12.610**	***-80,3%***
	[%]	**69,0**	**35,0**		**69,6**	**29,3**		**63,3**	**28,5**		**68,3**	**33,8**	
Summe aller Einträge	**[t P/a]**	**78.770**	**30.320**	***-61,5%***	**4.130**	**1.620**	***-60,7%***	**10.640**	**5.310**	***-50,1%***	**93.540**	**37.250**	***-60,2%***
	[%]	**100,0**	**100,0**		**100,0**	**100,0**		**100,0**	**100,0**		**100,0**	**100,0**	

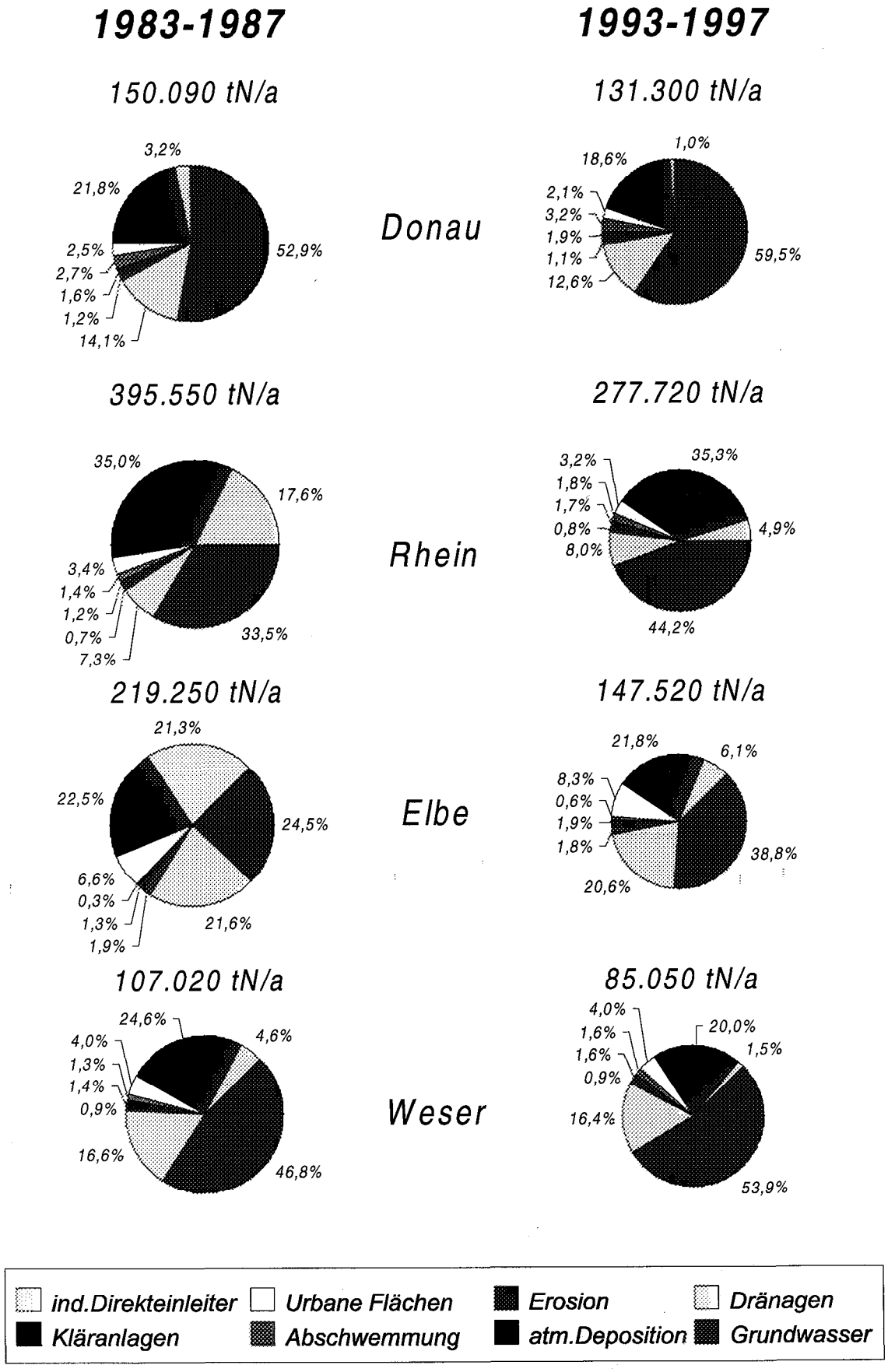


Abbildung 2: Stickstoffeinträge in die deutschen Anteile der Stromgebiete von Donau, Rhein, Elbe und Weser in den Zeiträumen 1985-1987 und 1993-1997.

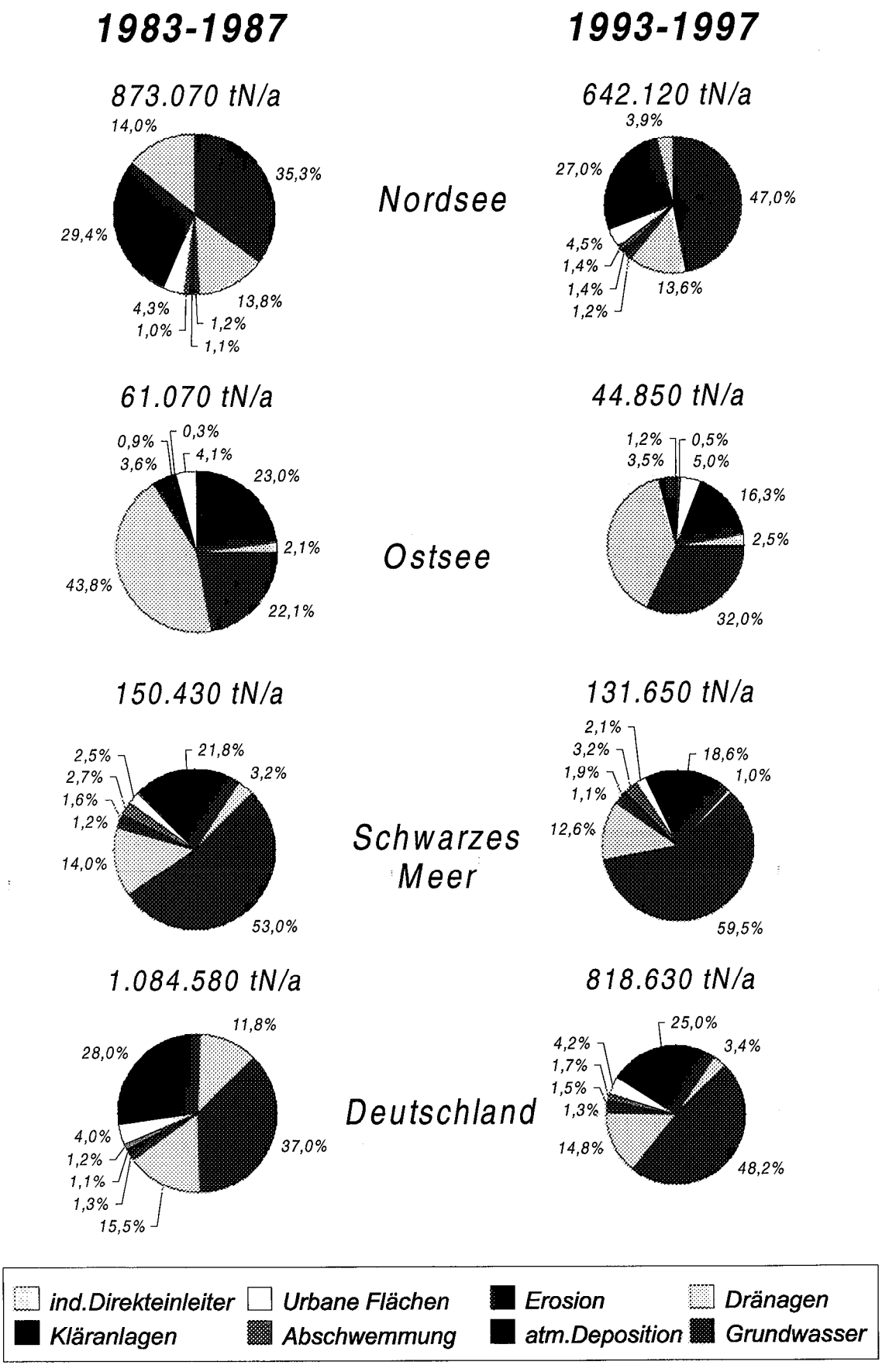


Abbildung 3: Stickstoffeinträge in die deutschen Teile der Einzugsgebiete von Nordsee, Ostsee, Schwarzem Meer und für Deutschland insgesamt in den Zeiträumen 1985-1987 und 1993-1997.

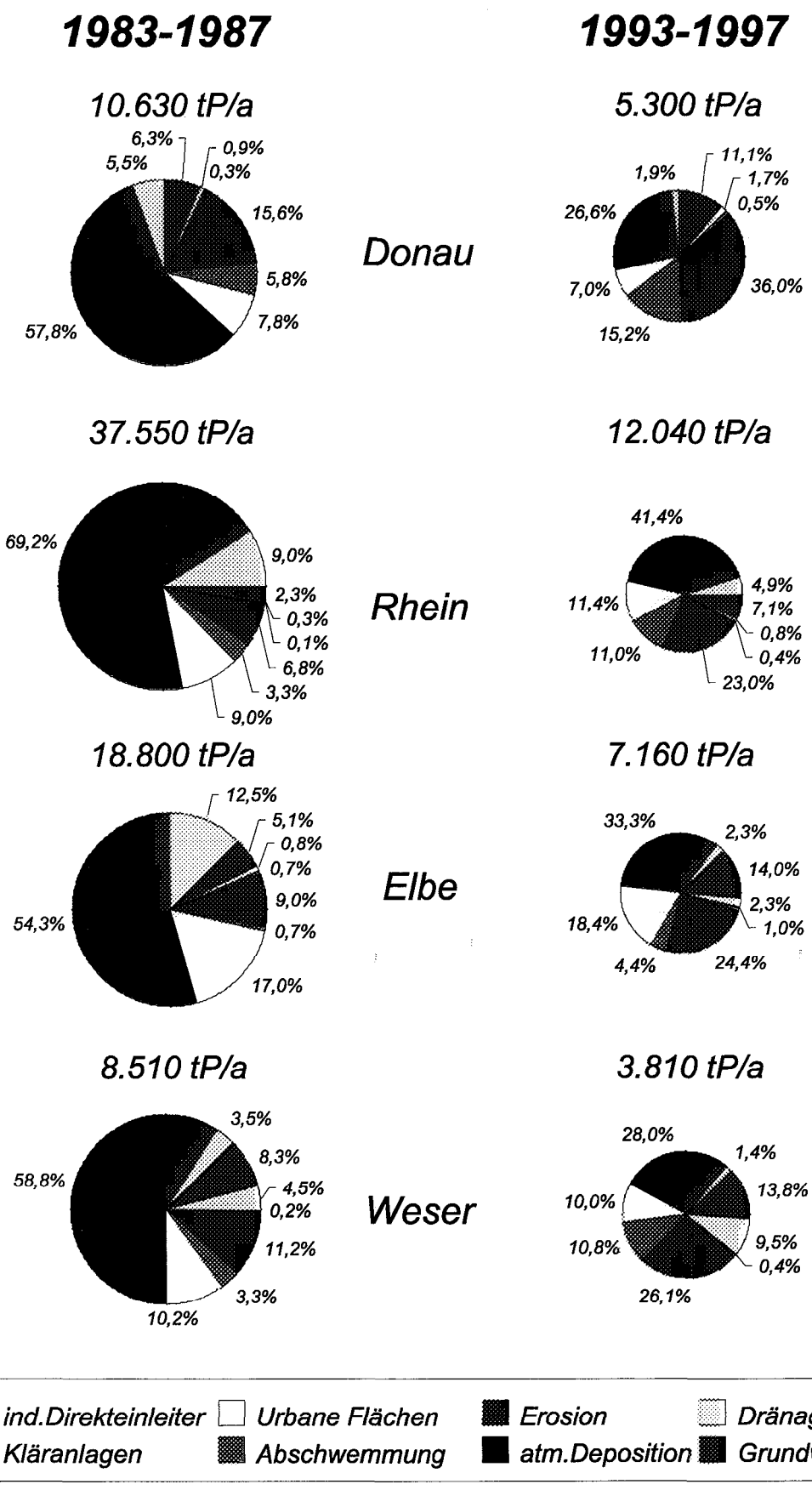


Abbildung 4: Phosphoreinträge in die deutschen Anteile der Stromgebiete von Donau, Rhein, Elbe und Weser in den Zeiträumen 1985-1987 und 1993-1997.

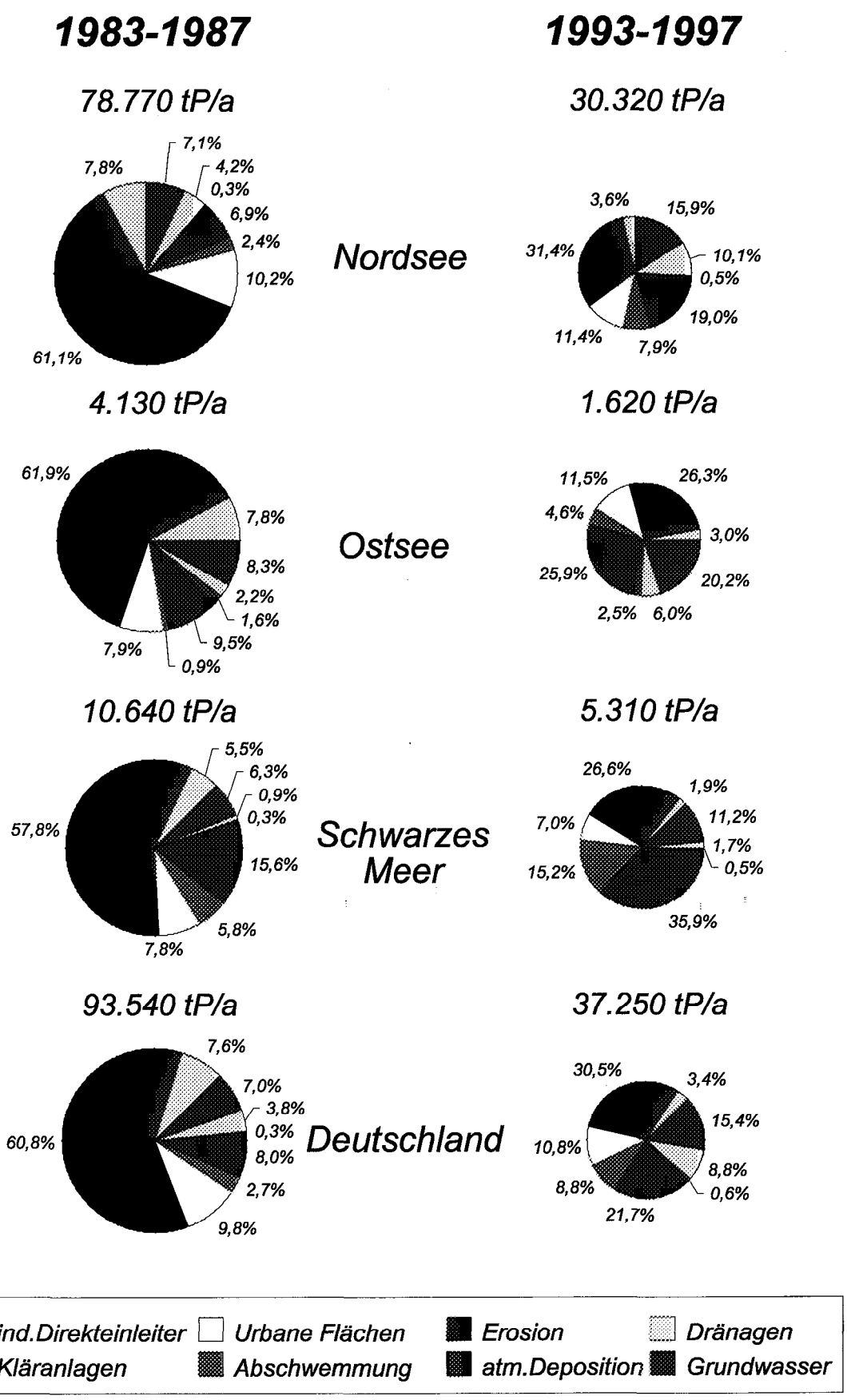


Abbildung 5: Phosphoreinträge in die deutschen Teile der Einzugsgebiete von Nordsee, Ostsee, Schwarzem Meer und für Deutschland insgesamt in den Zeiträumen 1985-1987 und 1993-1997.

Sowohl die Veränderungen der Nährstoffeinträge als auch die Anteile der einzelnen Pfade an den gesamten Einträgen variieren, wie die Tabellen 1 bis 4 und die Abbildungen 2 bis 5 zeigen, in den einzelnen Strom- und den Einzugsgebieten von Nordsee, Ostsee und Schwarzem Meer in einem relativ großen Bereich.

Trotz substanzieller Verminderung der Stickstoffüberschüsse auf der landwirtschafltichen Nutzfläche kann unter der Maßgabe gleicher hydrologischer Bedingungen zur Zeit lediglich im Rheingebiet von einer geringfügigen Verminderung der Stickstoffeinträge über das Grundwasser ausgegangen werden. In den anderen Stromgebieten muß bis zur Mitte der neunziger Jahre infolge der langen Verweilzeiten im Grundwasser noch mit einer Zunahme der Stickstoffeinträge über diesen Pfad gerechnet werden. Erst nach dem Jahr 2000 werden sich die verringerten Stickstoffüberschüsse in einer langsamen Verringerung der Stickstoffkonzentrationen im Grundwasser und damit der Einträge bemerkbar machen.

In die Stromgebiete von Donau, Elbe und Rhein werden über die nicht deutschen Anteile an diesen Flußgebieten im Zeitraum 1993-1997 insgesamt für Stickstoff 231 kt N/a und für Phosphor 16 kt P/a eingetragen. Das entspricht für das Donaugebiet oberhalb von Jochenstein einem Anteil von 15% (Stickstoff) und 29% (Phosphor). Für das Elbegebiet oberhalb von Zollenspieker liegt der ausländische Anteil für Stickstoff bei 37% und für Phosphor bei 43%, im Rheingebiet oberhalb von Lobith werden 30% der Stickstoffeinträge und 41% der Phosphoreinträge in den ausländischen Flußgebietsteilen verursacht.

Die aus Messungen der Nährstoffkonzentrationen und des Abflusses berechneten Nährstofffrachten für die untersuchten Flußgebiete in den Zeiträumen 1983-1987 und 1993-1997 zeigen insgesamt ähnliche Verminderungen, wie bei den Nährstoffeinträgen.

Ein Vergleich der Ergebnisse der mit MONERIS ermittelten Nährstoffeinträge mit denen anderen Autoren bzw. mit der Immissionsmethode zeigt insgesamt eine gute Übereinstimmung, wobei man jedoch davon ausgehen kann, daß die Abweichungen insbesondere bei den diffusen Nährstoffeinträgen in einem Bereich von 30% liegen.

Unter Berücksichtigung der gewässerinternen Rückhalte- und Verlustprozesse wurden aus den gesamten Nährstoffemissionen in die einzelnen Flußgebiete die Nährstofffrachten für die beiden untersuchten Zeiträume berechnet und mit den aus Güte- und Abflußmessungen ermittelbaren Nährstofffrachten verglichen. Bei Stickstoff zeigt sich für den Zeitraum 1993-1997, daß die Abweichung zwischen nach MONERIS berechneter und „gemessener" DIN-Fracht für 148 von 168 Flußgebieten kleiner als 30% ist. Lediglich bei 13 Flußgebieten ist die Abweichung größer als 40%. Bei den Flußgebieten mit größeren Abweichungen handelt es sich vorwiegend um kleinere Flußgebiete mit geringer DIN-Fracht. Bei Gesamtphosphor sind die Abweichungen zwischen den berechneten und den „gemessenen" Frachten insgesamt etwas größer als beim Stickstoff. Auch hier zeigt sich die Tendenz, daß bei kleineren Flußgebieten mit geringen Frachten die Abweichungen zunehmen. Dies kann sowohl durch

größere Fehler bei den Eintragsabschätzungen als auch bei den „gemessenen“ Frachten verursacht sein.

Die durchgeführten Szenarioberechnungen zeigen, daß allein auf der Basis von weiteren eintragsmindernden Maßnahmen bei den punktuellen und diffusen Einträgen für Stickstoff mittelfristig die Zielstellung einer Reduzierung der Einträge in die Nord- und Ostsee um 50% im Vergleich zum Zeitraum 1983-1987 nicht erreicht werden kann. Zusätzliche Maßnahmen zur Erhöhung der gewässerinternen bzw. gewässernahen Stickstoffrückhalte und -verluste (Anlage von Gewässerrandstreifen, Rückhaltebecken sowie Etablierung bzw. Renaturierung von Feuchtgebieten) sind für die Erreichung der Zielstellung unbedingt erforderlich.

1 Einleitung

Die *Internationale Nordseeschutzkonferenz* (*INK*) bzw. die *Helsinki-Kommission* (*HELCOM*) hatten eine Reduzierung der Stickstoff- und Phosphoreinträge in Nord- bzw. Ostsee im Zeitraum 1985 bzw. 1987 bis 1995 um 50 Prozent beschlossen. Die Erfüllung dieser Beschlüsse ist eine mit Blick auf den Schutz der Meere umweltpolitische Notwendigkeit. Ein Anliegen dieses Vorhabens war es deshalb zu prüfen, in welchem Maße die Nährstoffbelastungen von Nord- und Ostsee auf Grund des gewässerseitigen Eintrags aus Deutschland in den letzten 10 Jahren verringert wurden. Da eine Verminderung der Nährstoffbelastung und der durch sie verursachten Eutrophierung nicht nur in den Meeren sondern auch in den Flüssen erforderlich ist, sollten mit der Analyse zugleich die besonders belasteten Regionen (Teileinzugsgebiete) und damit auch die Schwerpunkte für künftige Maßnahmen identifiziert werden.

Die Nährstoffbelastung der Gewässer wird durch punktförmige und diffuse Eintragsquellen hervorgerufen. Da die Kenntnis der Größe der einzelnen Eintragspfade in den jeweiligen Flußgebieten Voraussetzung für die Ableitung weiterer Maßnahmen zur Reduzierung der Nährstoffbelastung ist, wurde ein Modellsystem für Emissionsschätzungen erarbeitet, das auf Untersuchungen von HAMM (1991) und WERNER & WODSAK (1994) basiert. Die Vergleichbarkeit der Ergebnisse von HAMM (1991) für die alten Bundesländer und von WERNER & WODSAK (1994) für die neuen Bundesländer war jedoch durch die verschiedenen Bezugszeiträume und methodischen Unterschiede erschwert. Es war deshalb der Wunsch des Auftraggebers, die Methodik so zu modifizieren, daß sie auf die Zeiträume um 1985 und 1995 für alle zu betrachtenden Flußgebiete angewendet werden kann. Die bisherigen spezifischen, gebietsbezogenen Probleme bei der Methodenanwendung sollten durch einheitliche Ansätze und eine GIS-gestützte Berücksichtigung der räumlich unterschiedlichen Bedingungen in den einzelnen Flußgebieten überwunden werden. Die flußgebietsbezogenen Analysen der Nährstoffbelastung sollten für alle Gebiete ein möglichst geschlossenes Bild ergeben, das von der Ursache der Nährstoffbelastung bis zur realisierten Nährstofffracht reicht. Dementsprechend war eine flußgebietsbezogene Nährstoffbilanzierung für die landwirtschaftliche Nutzfläche im Zeitraum 1985 bis 1995 ebenso notwendig, wie die Ableitung von Zusammenhängen zwischen dieser Nährstoffbilanz und den verschiedenen unter- und oberirdischen diffusen Eintragspfaden in Abhängigkeit von den geomorphologischen, pedologischen und hydrologischen Bedingungen in den jeweiligen Einzugsgebieten. Zugleich war die Aufgabe zu lösen, die bestehenden Diskrepanzen zwischen der Summe der Nährstoffeinträge und der realisierten Fracht in den Flüssen zu klären und gegebenenfalls erste Modellvorstellungen zu möglichen Nährstoffverlusten und -rückhalten in den Flußgebieten abzuleiten.

Berücksichtigt man den am Beginn des Vorhabens in der Mitte des Jahres 1996 vorliegenden Stand insbesondere bezüglich der Machbarkeit von GIS-gestützten Analysen für große Gebiete, die Verfügbarkeit von digitalen Karten und den Bedarf an Daten, so war die Aufgabenstellung der Quantifizierung der verschiedenen Pfade von Nährstoffeinträgen für Flußgebiete in Deutschland mit einer Größe von ca. 1.000 km² bis zu den großen Stromgebieten eine große Herausforderung. Ohne die vielfältige Unterstützung durch die Mitarbeiter des *Umweltbundesamtes* und vor allem auch der Fachämter für Umwelt der sechzehn Bundesländer wäre die Bearbeitung dieser Aufgabenstellung nicht möglich gewesen. Darüber hinaus hatten wir in dem Projekt mit der *Gesellschaft für Boden- und Gewässerschutz e.V.* und der Firma *geodaten, integration & analyse* leistungsfähige Partner, die ihre Aufgaben in hoher Qualität erfüllten und immer unterstützend zur Stelle waren.

Mit diesem Bericht wird das in den vergangenen zweieinhalb Jahren erarbeitete Modellsystem, dem wir den Namen **MONERIS** (**Mo**delling of **N**utrient **E**missions in **RI**ver **S**ystems) gaben, im Detail vorgestellt. MONERIS ist für die Analyse von Nährstoffeinträgen in Flußgebieten mit einer Größe von mehr als 500 km² geeignet und beinhaltet zugleich die prinzipielle Möglichkeit der Anwendung für andere umweltrelevante Stoffe.

MONERIS berücksichtigt insgesamt acht verschiedene Eintragspfade bzw. Teilmodelle - atmosphärische Deposition, Erosion, Abschwemmung, Grundwasser, Dränagen, urbane Flächen, kommunale Kläranlagen und industrielle Direkteinleiter. Mit Ausnahme der Einträge über atmosphärische Deposition und industrielle Direkteinleiter, bei denen Ergebnisse anderer Untersuchungen direkt genutzt werden, wird in MONERIS für jeden Eintragspfad zunächst eine Bilanzierung zwischen dem Input, d. h. der Nährstoffzufuhr in das Einzugsgebiet, und dem Output, d. h. den Nährstoffeinträgen in die Oberflächengewässer, durchgeführt. Dadurch ist es möglich, für die einzelnen Pfade spezifische Rückhalte und Verluste, die bereits auf dem Weg vom Input bis zum Gewässereintrag auftreten, zu berücksichtigen und künftig mögliche Einträge bei veränderten Randbedingungen in Form von Szenarios zu berechnen. Des weiteren wird aus den ermittelten Gesamtemissionen unter Einbeziehung der gewässerinternen Rückhalte und Verluste die Nährstofffracht am Auslaß der Einzugsgebiete berechnet.

Die entwickelten Teilmodelle werden an verfügbaren Meßdaten, jedoch nicht an der aus Güte- und Abflußmessungen berechenbaren Nährstofffracht der Flüsse, validiert. Die Nährstofffrachten der Flüsse werden lediglich zum Vergleich mit den Modellergebnissen herangezogen. Alle Modellkoeffizienten werden für den Zeitraum 1993-1997 abgeleitet. Für den Vergleichszeitraum 1983-1987 wird MONERIS mit gleichen Modellkoeffizienten aber veränderten Eingangsgrößen angewendet, um auch für diesen Zeitraum die Modellergebnisse mit den aus Messungen berechneten Nährstofffrachten vergleichen und die Veränderungen der Nährstoffeinträge und –frachten bestimmen zu können.

2 Datengrundlage

2.1 Flächenbezogene Input-Daten

Für das Projekt konnten folgende an Geographische Informationssysteme (GIS) gekoppelte Daten genutzt werden:

- Landnutzung nach CORINE-Landcover (Daten zur Bodenbedeckung der Bundesrepublik Deutschland, *Statistisches Bundesamt* 1997; Phare Natural Resources, Land Cover, *European Commission* 1996; Corine Land Cover of Europe, *European Topic Centre on Land Cover*, Kiruna, Schweden, 1997)
- Landnutzung nach Landsat TM 1989 (*IGB*)
- Bodenübersichtskarte (BÜK 1.000 der *BGR*)
- Karte der Mittelmaßstäbigen Landwirtschaftlichen Standortkartierung (MMK 100, Geologische Landesämter der NBL)
- Karte der Mittelmaßstäbigen Landwirtschaftlichen Standortkartierung (MMK 25, *IGB*)
- Hydrogeologische Karte von Europa des *National Institute of Public Health and the Environment* (*RIVM*, Niederlande)
- Gewässernetz und Einzugsgebietsgrenzen (*UBA*)
- Gewässernetz und Höhenlinien aus TK25AS (*IGB*)
- Digitales Höhenmodell (DHM) nach USGS-ArcGemeinde (*ESRI*-Deutschland)
- Statistische Daten der Gemeinden und Kreise (Statistische Landesämter)
- Dränageflächen in ausgewählten Einzugsgebieten der neuen Bundesländer
- Ergebnisse von Befragungen zu den Dränanteilen an der landwirtschaftlichen Nutzfläche für die alten Bundesländer (BACH ET AL., 1998; siehe Anlage I)
- Bodenabträge für ausgewählte Gebiete auf Gemeinde- bzw. Kreisebene (DEUMLICH ET AL., 1997); Bayern, (AUERSWALD, K. & SCHMIDT, F., 1986); Baden-Württemberg (GÜNDRA ET AL., 1995)
- Bodenabträge auf Gemeindebasis für das polnische Einzugsgebiet der Oder (OKRUSZKO & DIRKSEN, 1999; persönliche Mitteilung DEUMLICH, 1999)
- Bodenabtragskarten im Rasterformat für Baden-Württemberg, die Bundesrepublik Deutschland und West-Europa (persönliche Mitteilung KLEIN, 1998)
- regional differenzierte Stickstoff- und Phosphorüberschüsse auf der landwirtschaftlichen Nutzfläche (BACH ET AL., 1998; siehe Anlage I)
- Langzeitentwicklung der Stickstoff- und Phosphorüberschüsse in der Bundesrepublik Deutschland sowie in den einzelnen Bundesländern (BACH ET AL. (1998) (siehe Anlage I) und berechnet nach Angaben aus den statistischen Jahrbüchern)
- Ergebnisse zur atmosphärischen Deposition von Stickoxiden und Ammonium im Raster von 150 km für 1985 und 50 km für 1996 nach EMEP des *Det Norske Meteorologiske Institutt* (*DNMI*, Norwegen)

- Daten zum Kanalnetz sowie zur angeschlossenen Wohnbevölkerung auf Ebene der dreistelligen Kennzahlen für die Strom- und Niederschlagsgebiete der Länderarbeitsgemeinschaft Wasser (LAWA 3-Steller) von den Statistischen Landesämtern

Alle flächenbezogenen Daten wurden in eine einheitliche Projektion (ARC 500) überführt. Durch Überlagerung der Einzugsgebietsgrenzen mit diesen Daten wurden alle Werte direkt für die Einzugsgebiete ermittelt. Bei den grenzüberschreitenden Flüssen wurde versucht, die digitale Datenbasis auch auf die betreffenden Gebiete der Nachbarländer auszudehnen, damit alle Werte repräsentativ für das gesamte Einzugsgebiet der Flüsse sind. Dies war jedoch nur möglich, wenn die Klassifizierung der erhobenen Daten für diese Länder mit denen für Deutschland vergleichbar war, wie z. B. bei der Landnutzung.

CORINE-Landcover

Der Datenerhebung lagen Landnutzungsdaten (CORINE-Landcover) aus Satellitenaufnahmen der Jahre 1989-1992 für Deutschland, Österreich, Frankreich, Tschechien, Polen, die Schweiz sowie für die Benelux-Staaten zugrunde, die über das *Statistische Bundesamt*, das PHARE-Programm der EU und das *European Topic Centre on Land Cover* bezogen werden konnten (siehe Karte 2.1). Diese wurden für beide Untersuchungsperioden angewandt, da keine aktuelleren flächenbezogenen Daten vorlagen.

Landsat TM 1989

Für das Einzugsgebiet der Spree und der Salza stand neben der Landnutzung nach Corine auch die Landnutzung nach Landsat TM 1989 zur Verfügung. Die Auflösung beträgt 30 m und lag als ERDAS 7.1-Rasterformat vor. Die Klassifizierung wurde vom *Environmental Research Institute (ESRI)*, Kranzberg, durchgeführt und enthält die Klassen "Bebauung", "Landwirtschaftliche Nutzfläche", "Dauerbrachen", "Wald", "Wasserflächen" und "Moor".

BÜK und MMK

Für die Analyse der Bodentypen in den einzelnen Einzugsgebieten stand die Bodenübersichtskarte der Bundesrepublik Deutschland (BÜK 1000) in 72 Klassen im Maßstab 1:1.000.000 der *Bundesanstalt für Geowissenschaften und Rohstoffe* zur Verfügung (siehe Karte 2.2). Neben der BÜK konnte für die neuen Bundesländer zusätzlich die digitale Mittelmaßstäbige Landwirtschaftliche Standortkartierung (MMK) im Maßstab 1:100.000 für die landwirtschaftlich genutzte Fläche verwendet werden, die von den Landesämtern für Geologie zur Verfügung gestellt wurde. Für das Einzugsgebiet der Spree lag desweiteren die digitale Mittelmaßstäbige Landwirtschaftliche Standortkartierung (MMK) im Maßstab 1:25.000 vor.

Hydrogeologie

Für die Unterscheidung von Locker- und Festgesteinsbereich der Einzugsgebiete wurde eine hydrogeologische Karte von Europa des *RIVM* verwendet (siehe Karte 2.3).

Gewässernetz, Einzugsgebietsgrenzen und Pegel

Die Modelldaten für lineare und ausgewählte flächige *Gewässer* sowie für die hydrologischen Gebietsgliederungen basieren auf abgestimmten Grundkarten Deutschlands im Maßstab 1:1.000.000. Die wesentliche Grundlage des Datenbestandes bildet die vom *Umweltbundesamt* bereitgestellte digitale Gewässernetzkarte D1000. Zusätzlich konnten Daten aus folgenden weiteren Quellen genutzt bzw. eingearbeitet werden:

- ARC/INFO-Cover NETZ der „Gewässernetzkarte des UBA"
- ARC/INFO-Cover des Gewässernetzes Polen 1:500.000 (*IGB*)
- Digitales Gewässernetz der Schweiz (Rhein, Donau; *Bundesamt für Statistik*, Projekt GEOSTAT)
- ARC/INFO–Cover des Gewässernetzes im tschechischen Einzugsgebiet von Elbe und Oder (*IGB*)
- Kleinmaßstäbige analoge Vorlagen zur Ergänzung des Grobnetzes in Teilgebieten der Donau und des Rheins (Österreich, Frankreich)

Eine Gesamtübersicht zeigt Karte 2.4.

Zusätzlich konnten für das Einzugsgebiet der Spree und der Salza das aus den amtlichen topographischen Karten TK25AS (Ausgabe für den Staat) der ehemaligen DDR digitalisierte Gewässernetz genutzt werden.

Als Ausgangsgeometrie für alle *Einzugsgebietsgliederungen* diente das vom *UBA* übergebene Cover EZG1000. In diesem Datenbestand werden für das Territorium Deutschlands diejenigen Gebiete abgebildet, aus denen die wesentlichen Fließgewässer der 3. LAWA-Hierarchieebene gespeist werden. Die Lage dieser Wasserscheiden wurde nach Mitteilung des *UBA* aus dem DHM1000 abgeleitet. Daher stimmen die Einzugsgebietsgrößen im Cover nicht immer mit den von den Landesämtern verwandten überein. In diese Ausgangsgeometrie konnten zusätzlich die Grenzen der Einzugsgebiete aus den folgenden Datengrundlagen eingearbeitet werden:

- EZG-Cover des UBA-Datenbestandes „Netzkarte 1:1.000.000"
- EZG-Cover des IGB-Datenbestandes „Gewässernetz Polen 1:500.000"
- Analoge Übersichtskarten der Niederschlagsgebiete von Rhein, Donau und Elbe (insbesondere in den Oberläufen und Nebengebieten auf den Territorien von Österreich, Schweiz und Frankreich)
- Analoge Wasserscheidenkarte 1:500.000 von Tschechien

Als zusätzliche Grenzen wurden während der Projektbearbeitung ausgehend von allen im Projekt bearbeiteten Pegelpunkten weitere Zwischengrenzen konstruiert. Grundlage für die Lagefestlegung dieser Grenzen ist ein hydrologisch widerspruchsfreier Verlauf durch den generierenden Pegel und zwischen den Quellpunkten aller Gewässer des feinen Gewässernetzes.

Die geographische Lage der *Pegel* im Gewässernetz wurde aus qualitativ sehr unterschiedlichen Quellen abgeleitet. Die Primärinformationen lagen entweder als Lagekoordinaten in verschiedenen geodätischen Bezugssystemen oder als verbale Beschreibungen der Lage relativ zu Gewässern und Ortschaften vor. Für die Nutzung im Projekt wurden alle Punkte in ein einheitliches Projektkoordinatensystem überführt.

Nach der Erzeugung der zusätzlichen Zwischengrenzen im Datenbestand EZG der Teileinzugsgebiete wurde für viele Pegel eine Feinkorrektur der Lage erforderlich. Die Korrektur wurde so vorgenommen, daß jeder Pegel exakt auf dem Schnittpunkt von Stromstrich und Zwischengebietsgrenze liegt. Die in Einzelfällen vorhandene Information über die Lage an der linken oder rechte Uferseite wurde wegen des kleinen Maßstabs der Gewässerkarte nicht berücksichtigt.

Die verwendeten Einzugsgebiete und Pegel sind in Karte 2.5 abgebildet.

DHM

Für eine Übersicht über das Relief in den Einzugsgebieten wurde das digitale Höhenmodell GTOPO30 des *U.S. Geological Survey* im Rasterformat angewandt (siehe Karte 2.6).

Zusätzlich konnte für das Einzugsgebiet der Salza ein Höhenmodell im Maßstab 1:10.000 verwendet werden. Für das Einzugsgebiet der Spree wurde ein DHM im 30 m-Raster auf der Basis der digitalisierten Höhenlinien der amtlichen topographischen Karten TK25AS (Ausgabe für den Staat) der ehemaligen DDR abgeleitet.

ArcGemeinde

Zur räumlichen Darstellung sowie zur flußgebietsbezogenen Analyse von Informationen, die auf administrativer Grundlage vorliegen, konnte auf die Vektordatenbank ArcGemeinde von *ESRI* zurückgegriffen werden. In diesem Datenbestand liegen die administrativen Grenzen für Bundesländer, Kreise und Gemeinden in digitaler Form flächendeckend in einem Maßstab 1:500.000 für Deutschland vor. Die Vektordaten lagen bereits im Projektkoordinatensystem vor.

Statistische Daten der Gemeinden und Kreise

Zusätzlich zu der digitalen Datengrundlage von flächigen und linearen Objekten liegen Daten zum Bevölkerungsstand (siehe Karte 2.7), zur Flächennutzung, zu den Anbauverhältnissen und dem Viehbestand (siehe Karte 2.8) auf Gemeindebasis in tabellarischer Form vor. Die Daten wurden von den einzelnen Statistischen Landesämtern der verschiedenen Bundesländer angefordert und in eine einheitliche Datenbankstruktur überführt. Für die ABL liegen diese Informationen für die Jahre 1985 und 1995 vor. Für die NBL liegen diese Informationen aufgrund der politischen Verhältnisse nur für das Jahr 1995 vor. Mittels ArcGemeinde konnten diese Informationen räumlich dargestellt und auf die verschiedenen Flußgebiete aggregiert werden.

Dränageflächen in ausgewählten Einzugsgebieten

Hinsichtlich des Dränumfangs der landwirtschaftlich genutzten Fläche in der Bundesrepublik Deutschland standen für die neuen und alten Bundesländer unterschiedliche Daten zur Verfügung. Für die neuen Bundesländer konnten Angaben der Statistischen Jahrbücher der DDR, die Auskunft über gedränte Flächen geben, genutzt werden. Die hier aufgeführten Flächenangaben sind nach Bezirken aufgeteilt und stützen sich auf Entwässerungsbaumaßnahmen, die im Zeitraum von 1960 bis 1989 durchgeführt wurden. Die folgende Tabelle 2.1 gibt einen Überblick über gedränte Flächen in den ehemaligen Bezirken der DDR.

Tabelle 2.1: Künstlich entwässerte Flächen (Dränung) in den ehemaligen Bezirken der DDR (nach Statistischen Jahrbüchern der DDR, 1960 bis 1989).

Bezirk	Landwirtschaftliche Nutzfläche	Dränung	Anteil der Dränung an der landwirtschaftlichen Nutzfläche
	[km²]	[km²]	[%]
Cottbus	3.971	337	8
Dresden	4.107	743	18
Erfurt	5.287	623	12
Frankfurt/Oder	4.050	186	5
Gera	2.243	517	23
Halle	6.146	295	5
Karl-Marx-Stadt	3.384	686	20
Leipzig	3.409	673	20
Magdeburg	7.932	944	12
Neubrandenburg	7.293	1.135	16
Potsdam	7.129	453	6
Rostock	5.459	1.290	24
Schwerin	5.906	1.142	19
Suhl	1.825	285	16

Neben den Angaben der Statistischen Jahrbücher, die Aussagen über größere Regionen zulassen, standen Übersichtskarten über Dränflächen zur Verfügung, die von den Meliorationsbetrieben der ehemaligen DDR angefertigt wurden. Hierbei handelt es sich um topographische Karten im Maßstab von 1:10.000 bzw. 1:25.000, auf denen Dränflächen, die im Zeitraum von 1960 bis 1989 realisiert wurden, eingezeichnet sind. Diese Kartengrundlagen wurden teilweise von den neugegründeten Wasser- und Bodenverbänden bzw. Unterhaltungsverbänden der neuen Bundesländer übernommen. Zum Teil sind diese Unterlagen jedoch im Zuge der Vereinigung verloren gegangen. Dieser Umstand und die begrenzte Kapazität zur Erfassung der Dränflächen führten dazu, daß für den Bereich der neuen Bundesländer detaillierte räumliche Daten über Dränflächen lediglich für eine repräsentative Stichprobe vorliegen (siehe Karte 2.9).

Für die Flußgebiete in den alten Bundesländern wurde bezüglich des Dränumfangs die Abschätzung von BACH ET AL. (1998) (siehe Anlage I) herangezogen, die auf der Basis von Umfragen bei Landwirtschaftsverwaltungen erstellt wurde (siehe Karte 2.10).

Bodenabtragskarten

Für die Angaben bezüglich der Bodenabträge mußte auf unterschiedliche Datengrundlagen zurückgegriffen werden. In allen vorliegenden Daten wurde das empirische Erosionsmodell der Allgemeinen Bodenabtragsgleichung (ABAG) verwendet, wodurch die Ergebnisse als annähernd vergleichbar bezeichnet werden können (SCHWERTMANN ET AL., 1987).

Die Bodenabträge der NBL wurden von DEUMLICH & FRIELINGHAUS (1994) erarbeitet und liegen auf Gemeindebasis vor. Daher können diese Bodenabträge über den Gemeindeindex mit ArcGemeinde verknüpft und in das GIS integriert werden.

Die Bodenabträge für das polnische Einzugsgebiet der Oder wurden auf Gemeindebasis von OKRUSZKO & DIRKSEN (1999) sowie von DEUMLICH (persönliche Mitteilung, 1999) ermittelt und konnten in das GIS integriert werden.

Für Bayern war die ursprünglich digitale Bodenabtragskarte nur noch in analoger Form verfügbar (persönliche Mitteilung MARTIN, 1998). Daher konnten nur die bei AUERSWALD & SCHMIDT (1986) in tabellarischer Form veröffentlichen Werte auf Kreisbasis für die weiteren Analysen benutzt werden und ebenfalls über ArcGemeinde in das GIS integriert werden.

Für Baden-Württemberg konnte demgegenüber auf den im Internet in digitaler Form veröffentlichten "Bodenerosionatlas Baden-Württemberg" von GÜNDRA ET AL. (1995) zurückgegriffen werden (http://www.geog.uni-heidelberg.de/~hartmut/atlas.html). Die Karten können von dieser Quelle als in ARC/INFO konvertierbare Dateien heruntergeladen werden. Bei der verwendeten Karte liegen die Bodenabträge innerhalb eines 2x2 km-Rasters bereits als

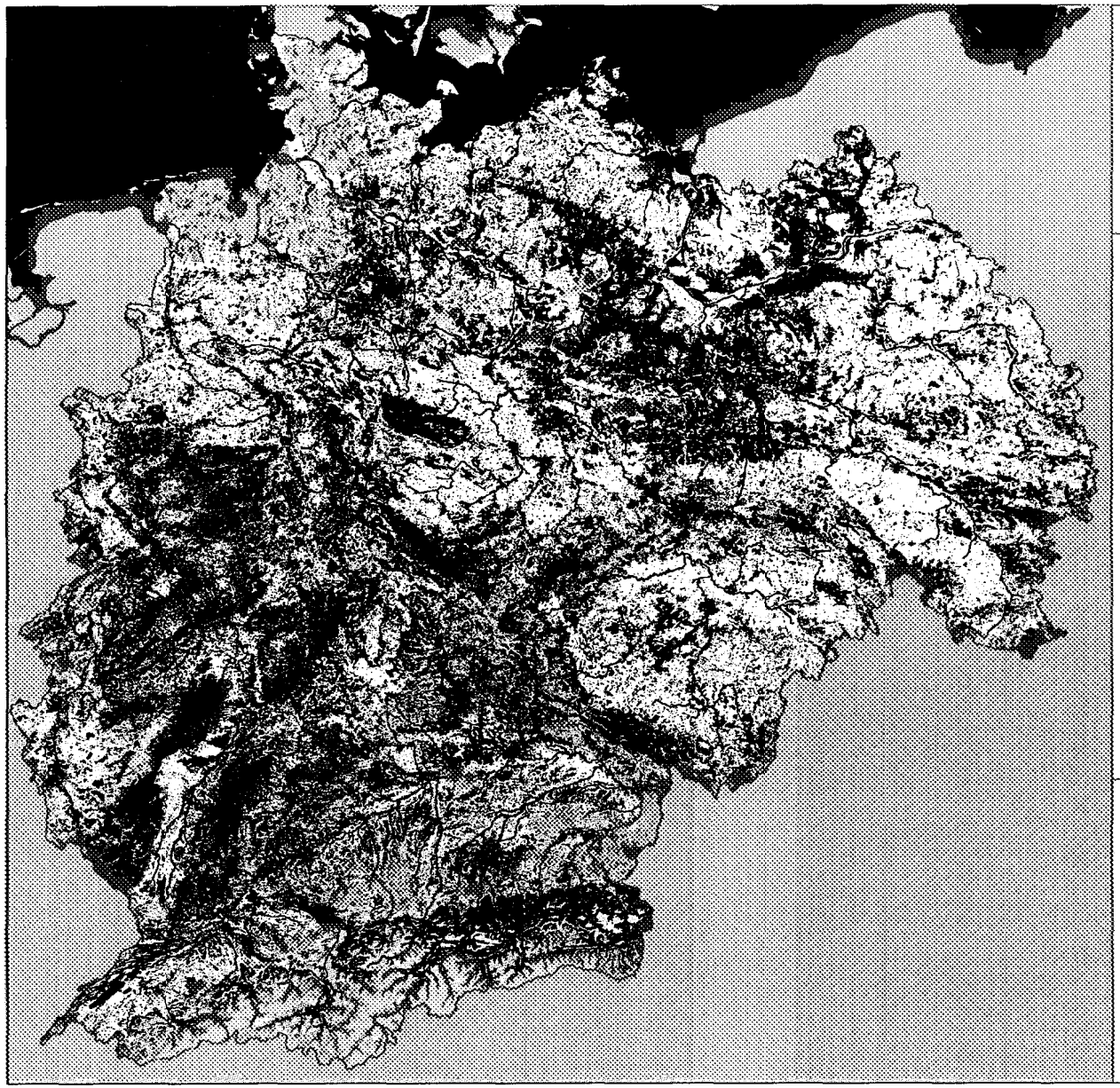
mit dem "Ackeranteil gewichteter Bodenabtrag" vor (persönliche Mitteilung GÜNDRA, 1998). Die Rasterkarte wurde anschließend in das Projektkoordinatensystem überführt.

Die Bodenabträge der neuen Bundesländer, der Bundesländer Bayern und Baden-Württembergs sowie des polnischen Anteils des Einzugsgebietes der Oder sind in Karte 2.11 dargestellt.

Vom *Fraunhofer Institut für Umweltchemie und Ökotoxokologie* wurden dem *IGB* zwei Karten im Rasterformat mit den Bodenabträgen nach ABAG zur Verfügung gestellt (persönliche Mitteilung KLEIN, 1998). Zum einen handelt es sich dabei um eine flächendeckende Bodenabtragskarte für Deutschland in einer Auflösung von 1 km-Rasterweite. Zum anderen handelt es sich um eine Bodenabtragskarte Westeuropas in einer Auflösung von 3 km-Rasterweite. Es sind jeweils die Schwarzbracheabträge, also die Bodenabträge bei offenem Boden (C-Faktor = 1), dargestellt. Beide Karten wurden zu einer Karte in einer einheitlichen Auflösung von 1 km-Rasterweite zusammengefaßt und in das Projektkoordinatensystem überführt.

Atmosphärische Deposition

Ergebnisse zur atmosphärischen Deposition von Stickoxiden und Ammonium im Raster von 150 km für 1985 und 50 km für 1996 wurden vom *Det Norske Meteorologiske Institutt* (*DNMI*) ermittelt. Die Summe der Gesamtstickstoffdeposition für 1996 ist in Karte 2.12 dargestellt.



Institut für Gewässerökologie und Binnenfischerei
im Forschungsverbund Berlin e.V.

IGB

Landnutzung

- Städtisch geprägte Flächen
- Industrie, Gewerbe und Verkehrsflächen
- Abbauflächen, Deponien, Baustellen
- Künstlich angelegte Grünflächen (nicht LW)
- Ackerflächen
- Dauerkulturen
- Grünland
- Landwirtschaftl. Flächen heterogener Struktur
- Wälder
- Strauch- und Krautvegetation
- Offene Flächen ohne Vegetation
- Feuchtflächen im Landesinneren
- Feuchtflächen an der Küste
- Wasserflächen

— Fließgewässer
— Grenze des Untersuchungsgebietes

Datengrundlage:

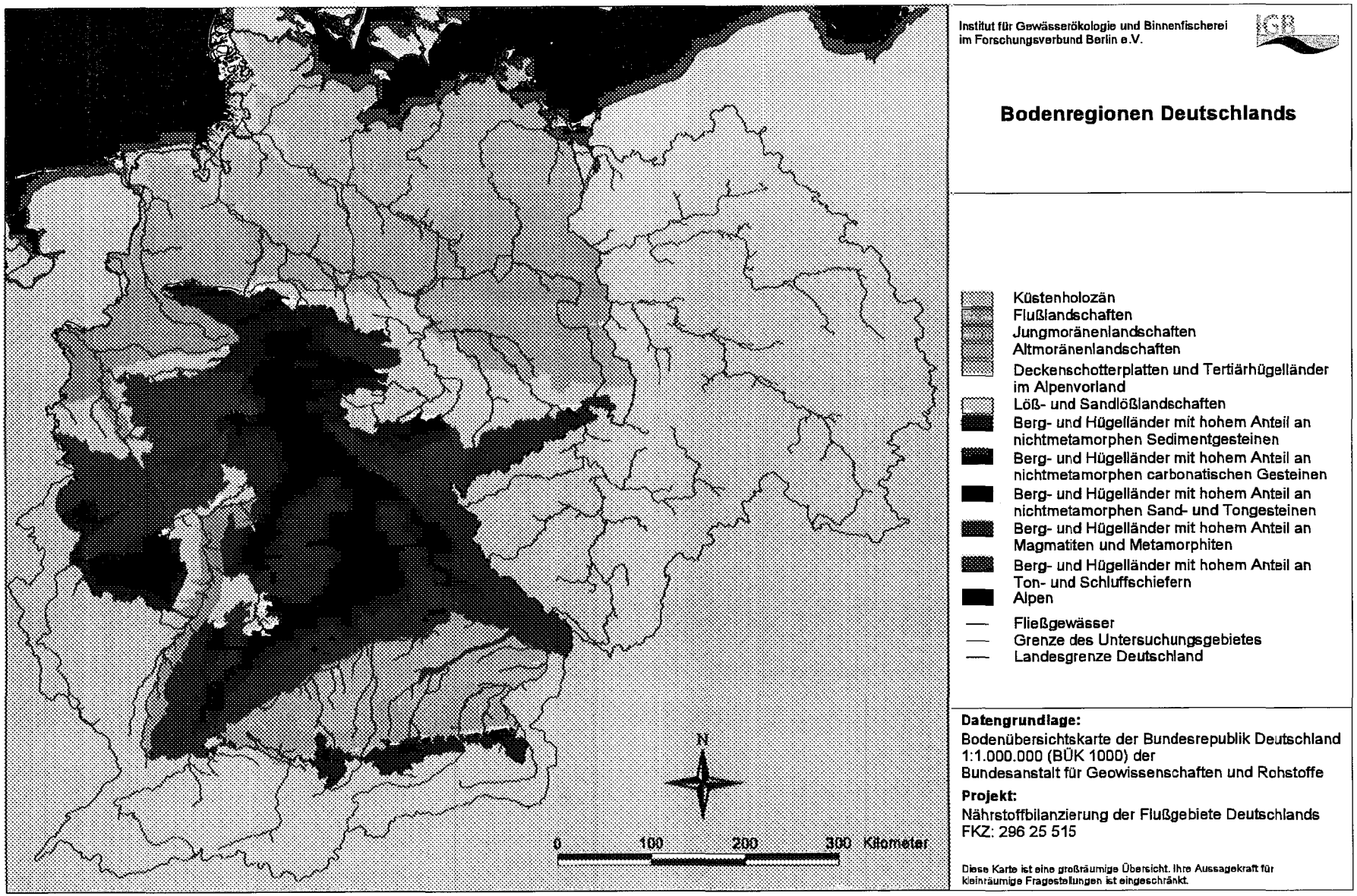
Daten zur Bodenbedeckung der Bundesrepublik Deutschland, Stat. Bundesamt 1997
Phare Natural Resources, Land Cover, European Commission 1996
Corine Land Cover of Europe, European Topic Centre on Land Cover, Kiruna, Schweden, 1997

Projekt:

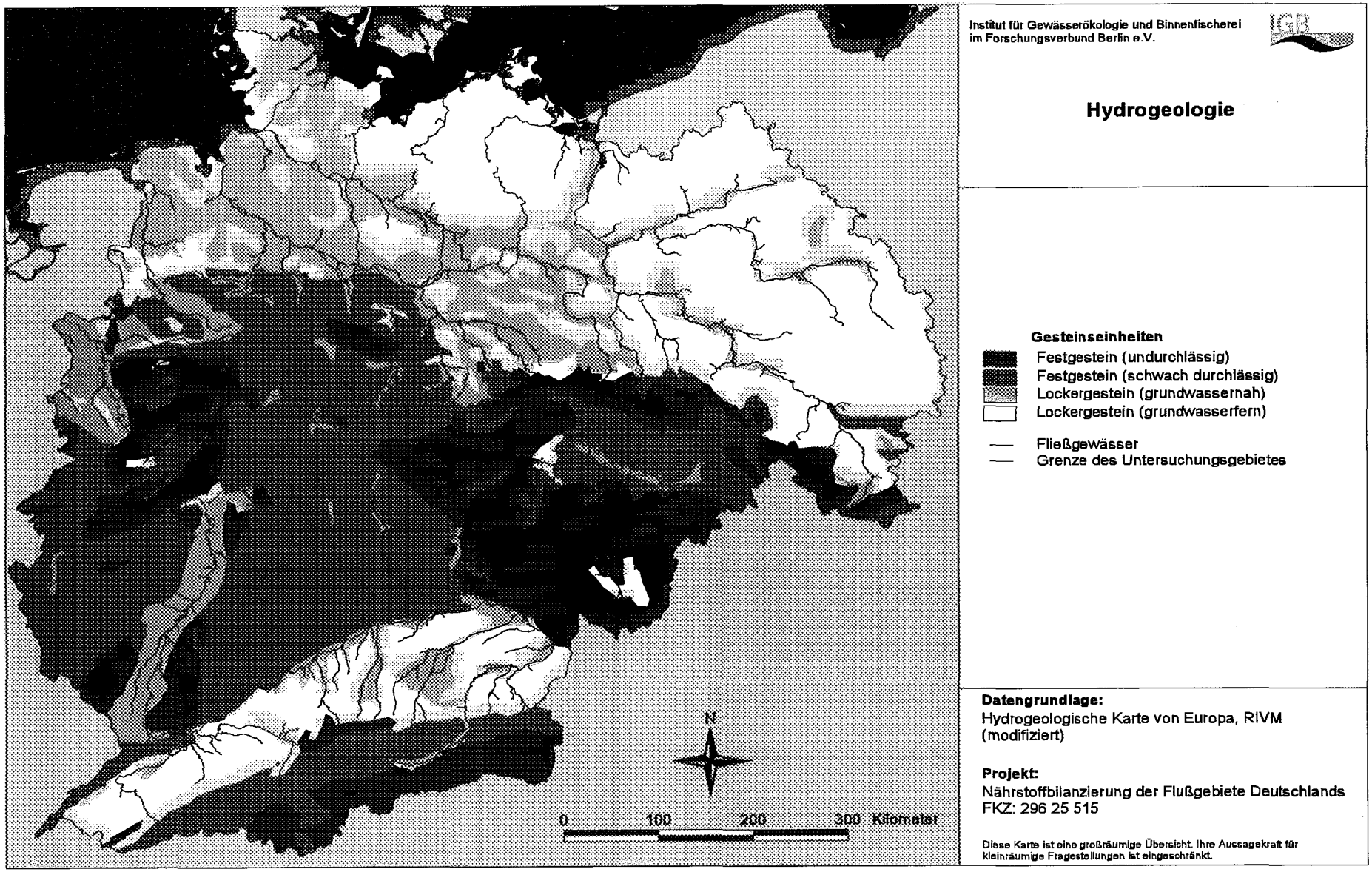
Nährstoffbilanzierung der Flußgebiete Deutschlands
FKZ: 296 25 515

Diese Karte ist eine großräumige Übersicht. Ihre Aussagekraft für kleinräumige Fragestellungen ist eingeschränkt.

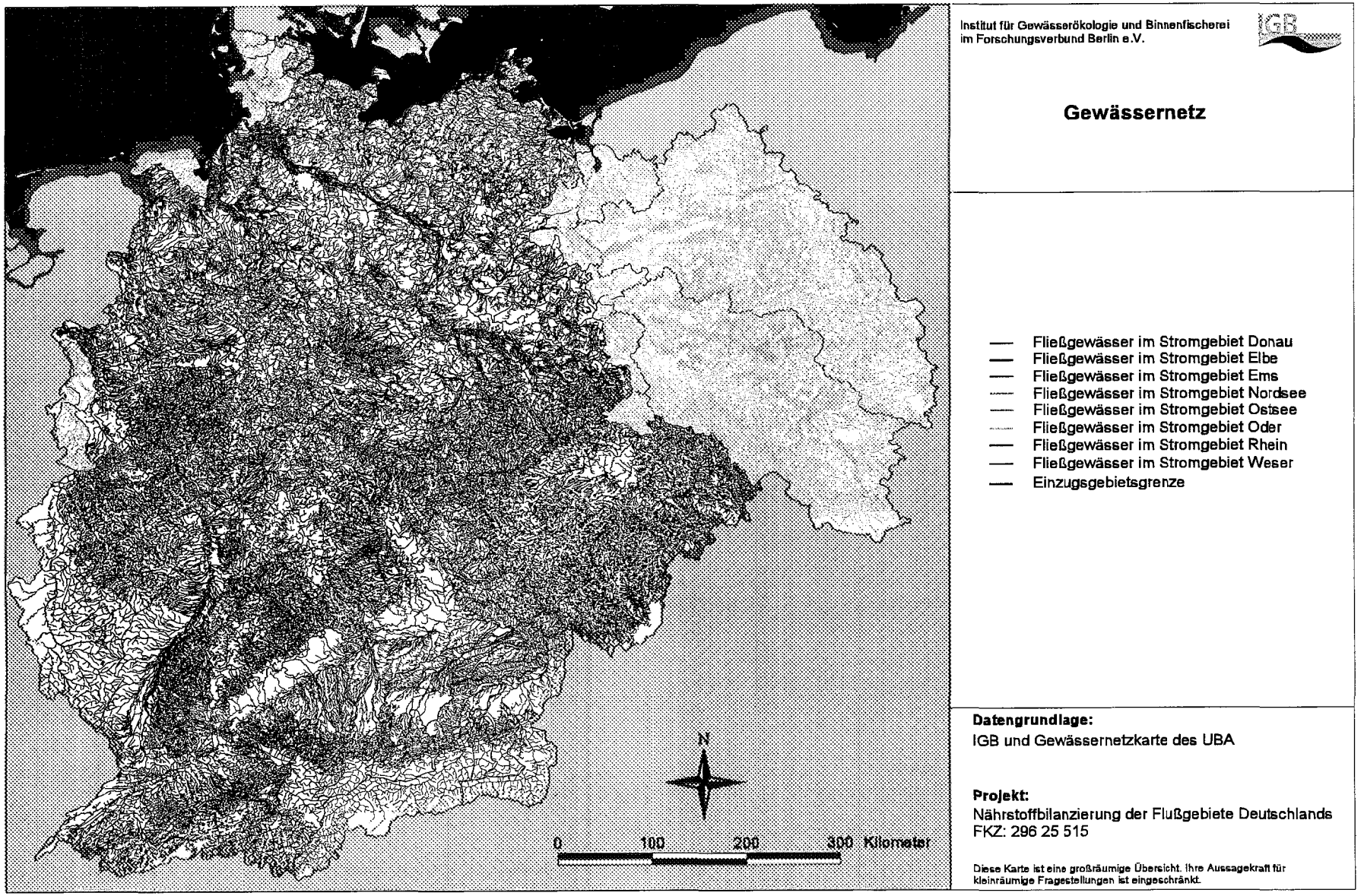
Karte 2.1: Landnutzung.



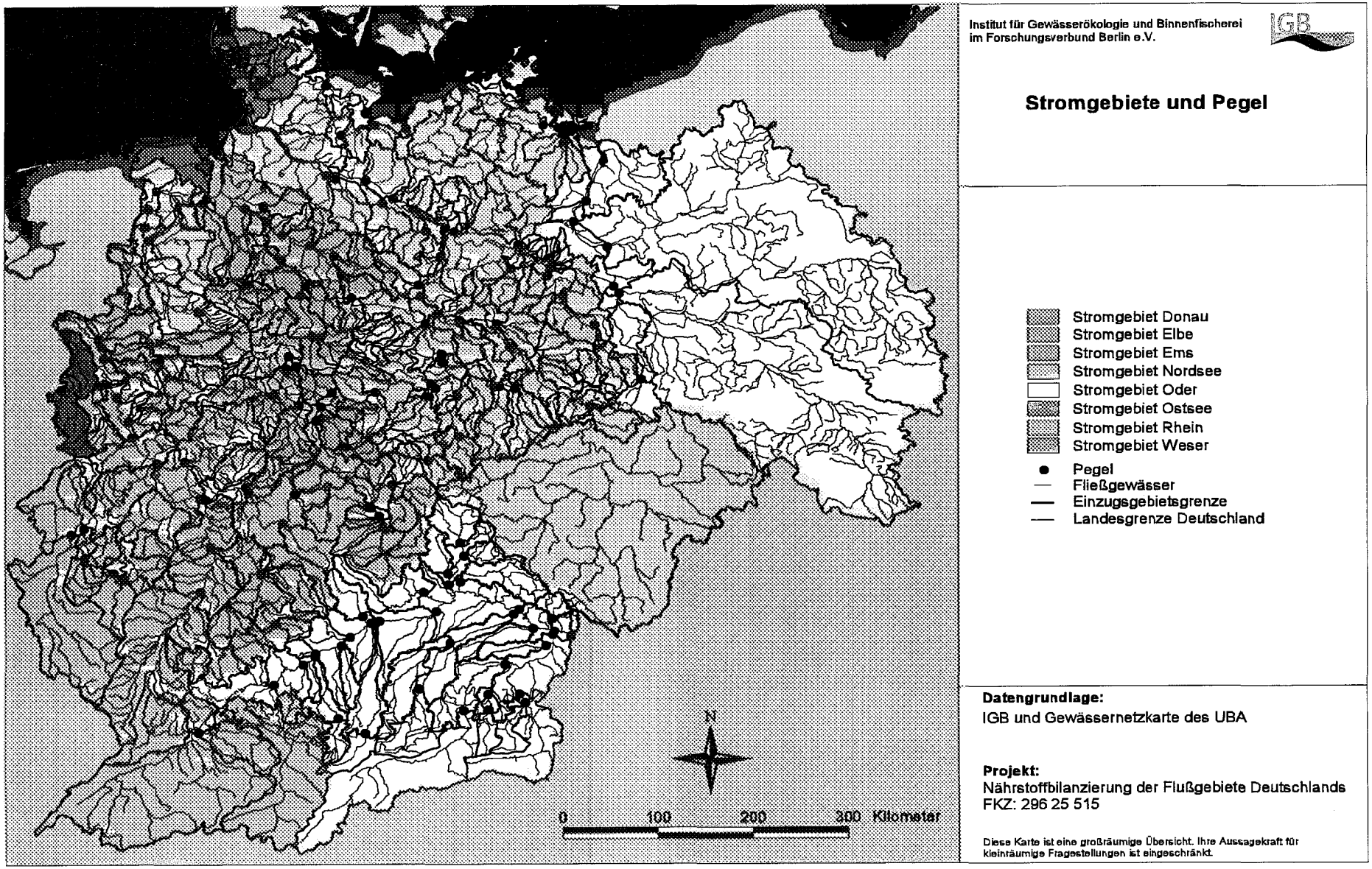
Karte 2.2: Bodenregionen Deutschlands.



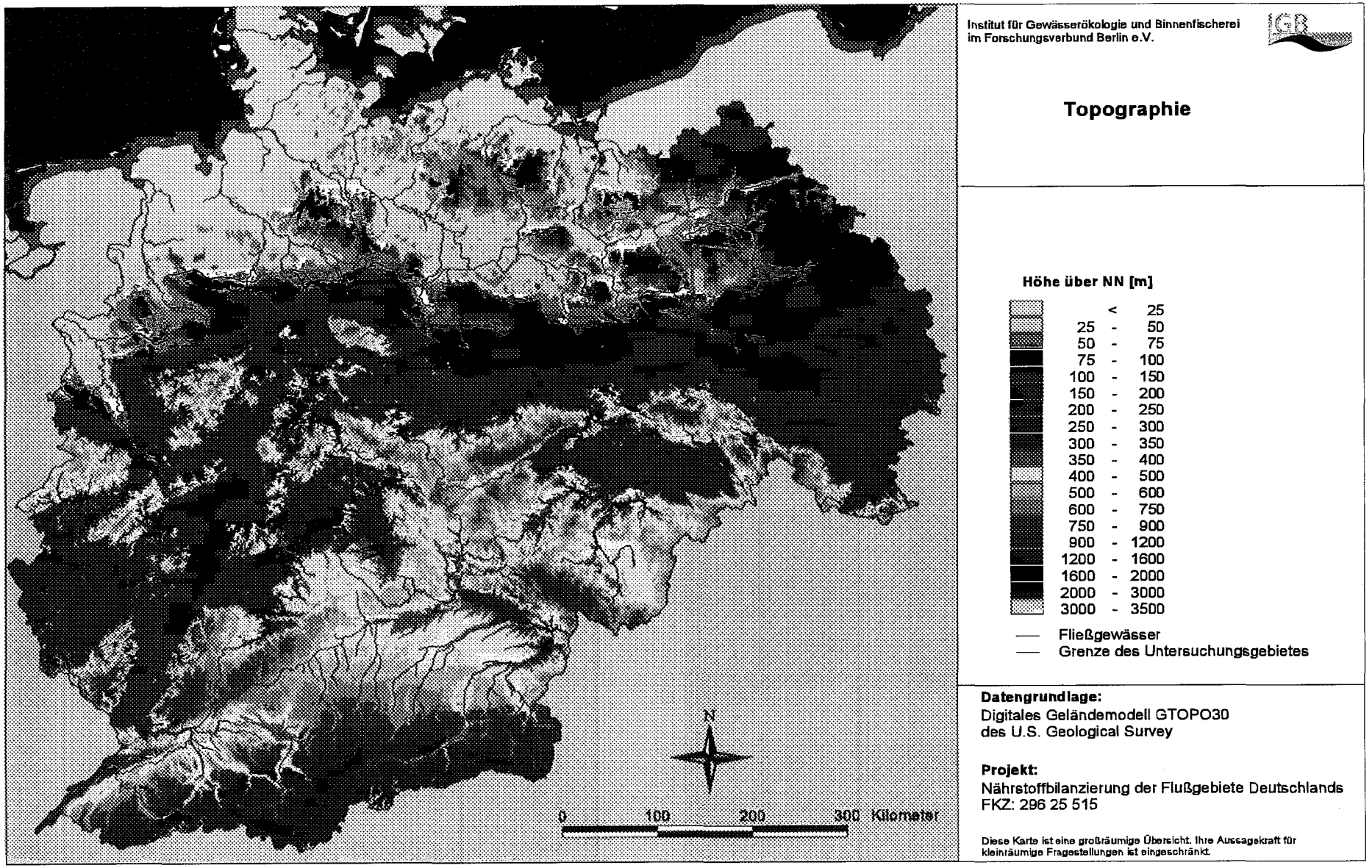
Karte 2.3: Hydrogeologie.



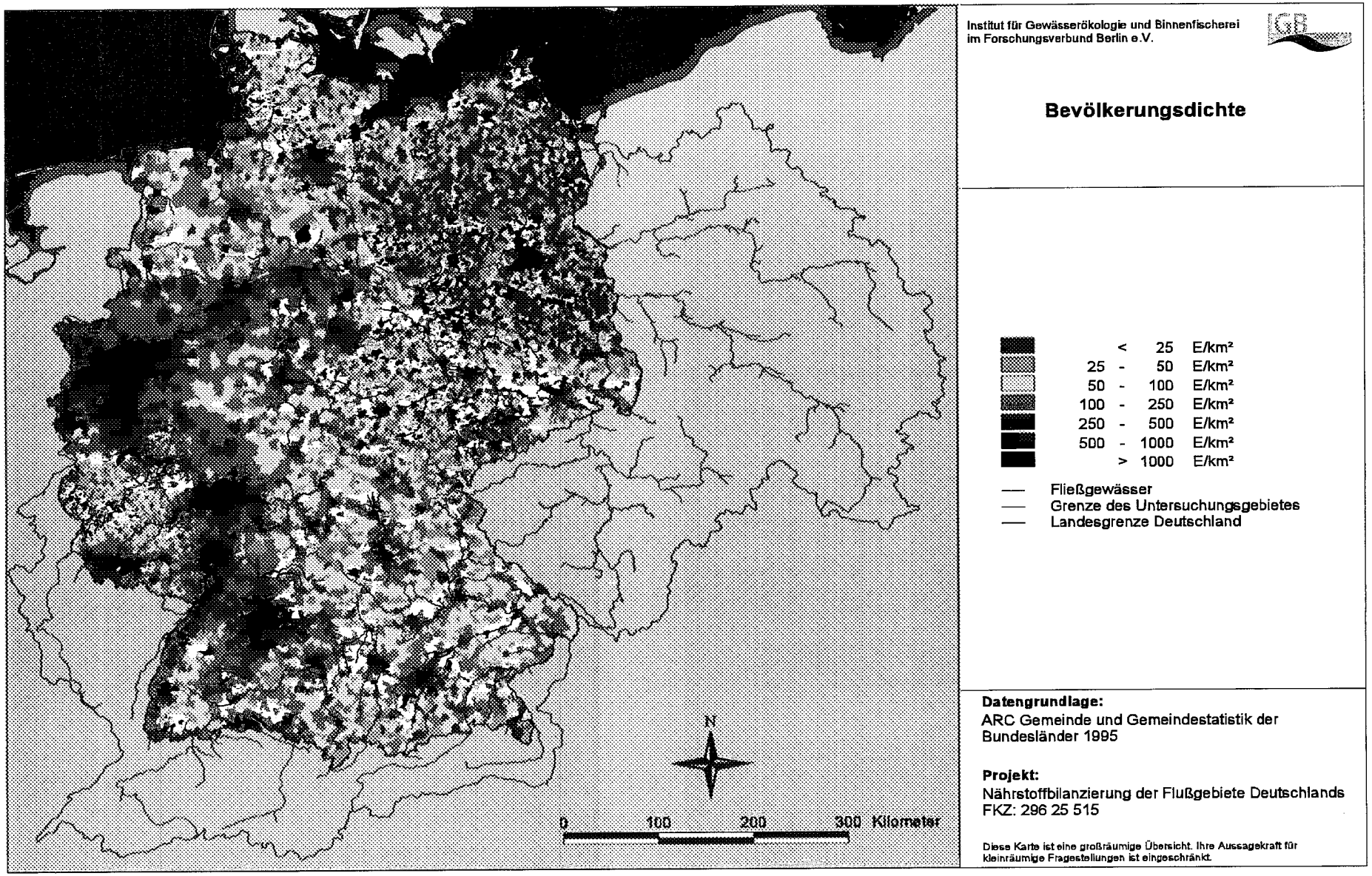
Karte 2.4: Gewässernetz.



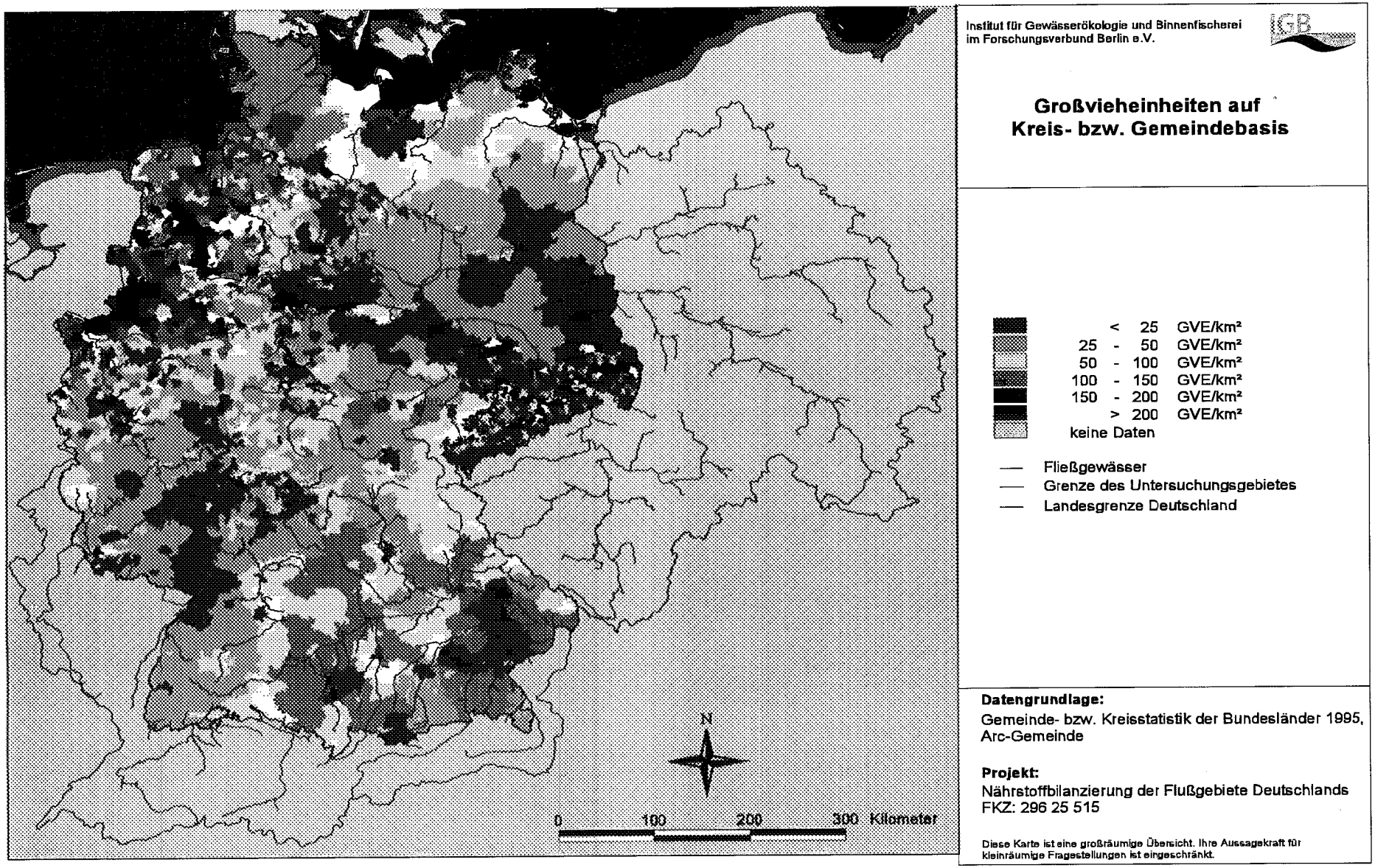
Karte 2.5: Stromgebiete und Pegel.



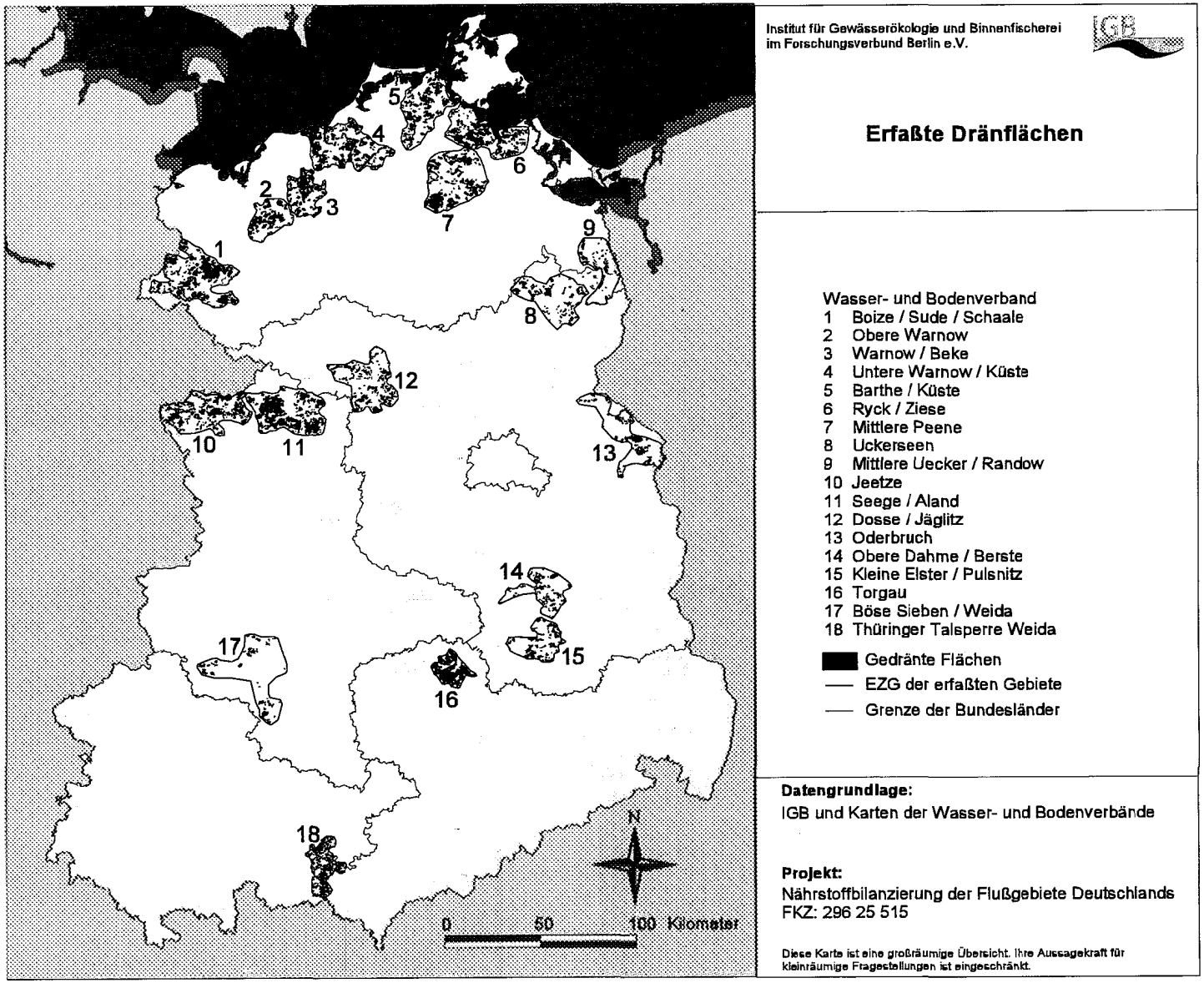
Karte 2.6: Topographie.



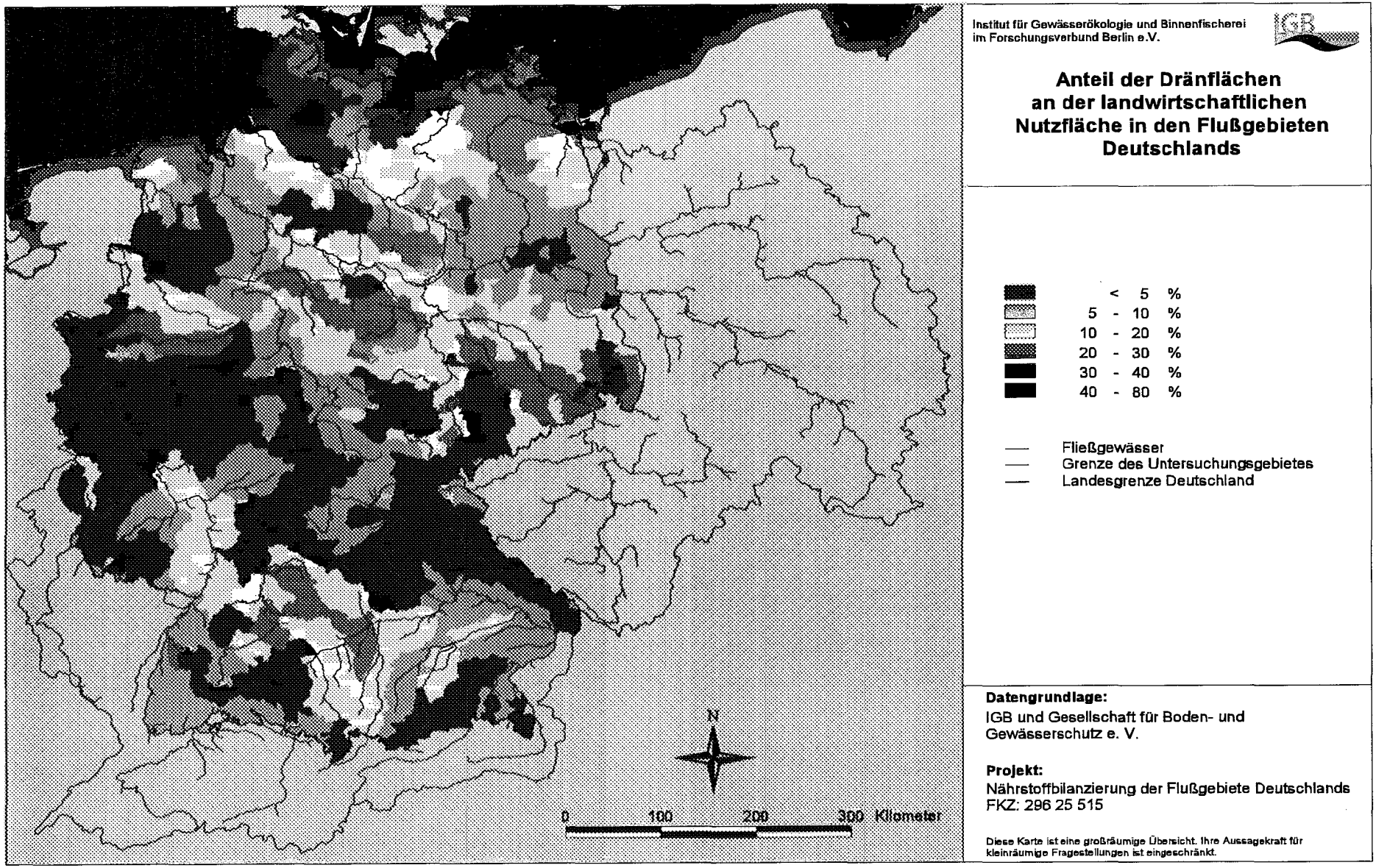
Karte 2.7: Bevölkerungsdichte.



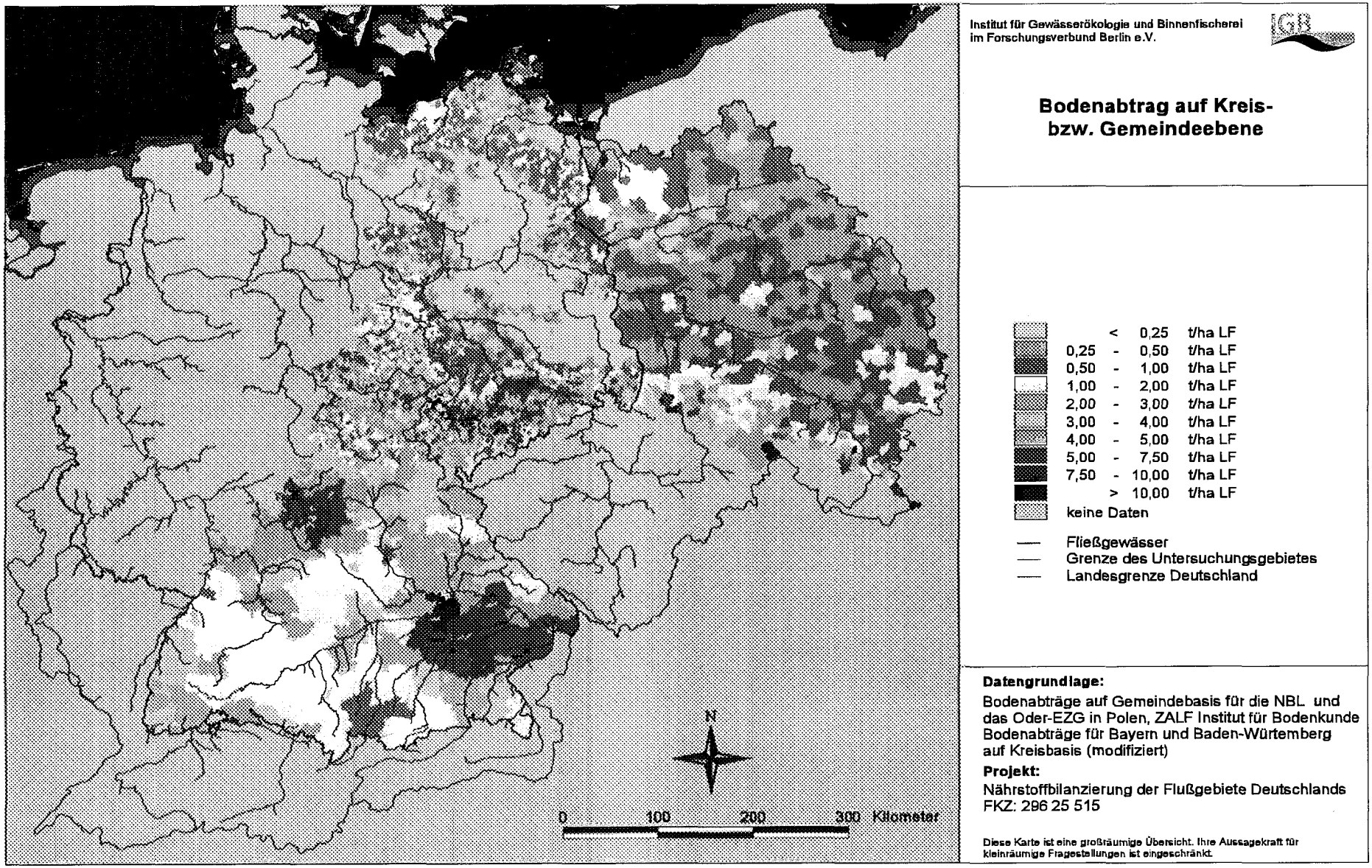
Karte 2.8: Großvieheinheiten auf Kreis- bzw. Gemeindebasis.



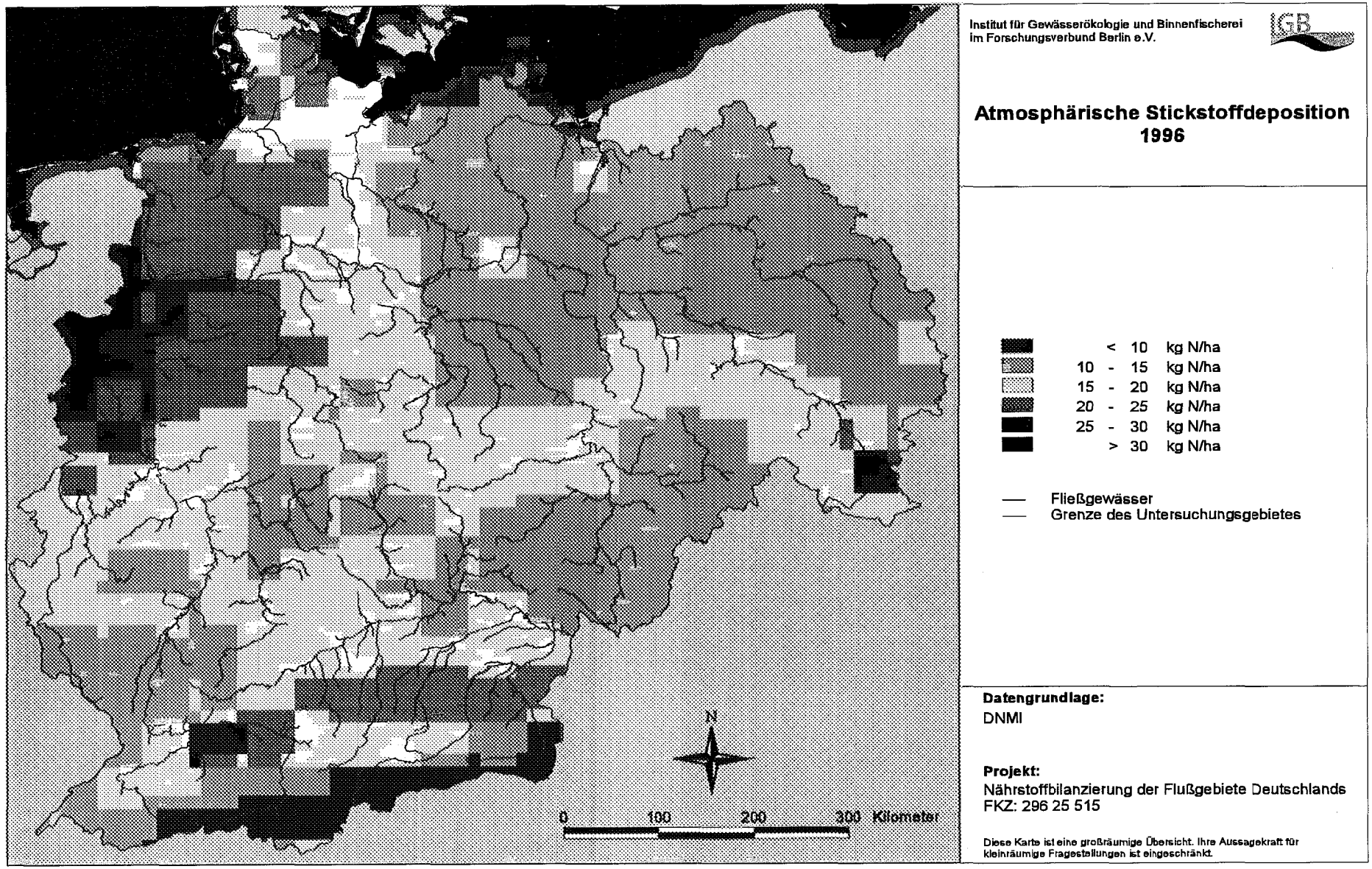
Karte 2.9: Erfaßte Dränflächen.



Karte 2.10: Anteil der Dränflächen an der landwirtschaftlichen Nutzfläche in den Flußgebieten Deutschlands.



Karte 2.11: Bodenabträge auf Kreis- und Gemeindeebene.



Karte 2.12: Atmosphärische Stickstoffdeposition 1996.

2.2 Daten zur Quantifizierung der punktuellen Nährstoffeinträge

2.2.1 Kommunale Kläranlagen Deutschlands

Die verwendete Datenbasis besteht aus einer umfangreichen Zusammenstellung einzelner Kläranlagen und ihrer Standorte. Die detaillierte Erfassung einzelner Kläranlagen erfolgte separat für die Jahre 1985 und 1995. Für jede erfaßte Abwasserbehandlungsanlage wurden folgende Informationen in einer Datenbank zusammengestellt:

1. Name der Anlage
2. Name und Anschrift des Betreibers
3. geographische Lage der Kläranlage durch Zuordnung des Gemeindeindexes
4. Ausbaugröße (EW_{AB})
5. Reinigungsverfahren und Stufen der weitergehenden Behandlung

Darüber hinaus liegen für einen Teil der Kläranlagen eine bis mehrere der folgenden Spezifikationen vor:

A. Behandelte Jahresabwassermenge (Q_{GES}) oder Jahresschmutzwassermenge (Q_T)
B. Behandelte Fremdwassermenge (Q_F)
C. Auslastungsgrad (AU)
D. Angeschlossene Einwohner (E_{KA})
E. Stickstoff-Parameter (Konzentration, Jahresfracht)
F. Phosphor-Parameter (Konzentration, Jahresfracht)
G. Nährstoffbelastungsstufen der *Abwassertechnischen Vereinigung (ATV)*

Einen Überblick aller erfaßten Kläranlagenstandorte des Jahres 1995 gibt Karte 2.13.

Die Zusammenstellung aller Daten erfolgte im wesentlichen aus der Literatur. Als Hauptquellen für 1995 sind die Publikationen „Kläranlagen-Nachbarschaften" der Landesgruppen der *ATV* sowie Veröffentlichungen der Bundesländer zu nennen. Darüber hinaus wurden Angaben der Flußgebietskommissionen (*IKSE, IKSD*) und von einzelnen Kläranlagen-Betreibern verwendet. Teile der Ergebnisse einer 1995 vom *Institut für Wasserversorgung, Abwassertechnik, Abfalltechnik, Umwelt- und Raumplanung (WAR)* der Technischen Hochschule Darmstadt durchgeführten „Umfrage zur Konzentration von Gesamtstickstoff im Zulauf von Abwasserbehandlungsanlagen über 100.000 EW" fanden ebenfalls Eingang in die Datenbank. Tabelle 2.2 zeigt eine Übersicht der verwendeten Quellen im Zusammenhang mit den aus diesen entnommenen Informationen für das Jahr 1995.

Tabelle 2.2: Quellen der Einzelerfassung und entnommene Informationen 1995 (Spaltenbezeichnung siehe Seite 22).

Quelle	Bundesland	1	2	3	4	5	A	B	C	D	E	F	G
ATV-BW (1995)	BW	X	X		X	X			X		X	X	X
ATV-BY (1996)	BY	X	X		X	X	X						X
ATV-HERPSL (1995)	HE, RP, SL	X	X		X	X							X
ATV-NORD (1995)	HB, HH, NI, SH	X	X		X	X	X						X
ATV-NORDOST (1996)	BB, BE, MV, ST	X	X		X	X	X						X
ATV-NW (1994)	NW	X	X		X	X			X				X
ATV-SNTH (1996)	SN, TH	X	X		X	X							X
LANDTAG BB (1996)	BB	X			X								
LUA BB (1997)	BB	X			X								
BY MINIST-LU (1996)	BY	X			X	X							
LFW BY (1997)	BY						X				X	X	
HE MINIST-UEJFG (1996)	HE	X	X	X	X	X							
LAUN MV (1997)	MV	X					X				X	X	
NW MINIST-URL (1997)	NW	X			X	X	X						
LFW RP (1997)	RP	X			X	X							
SL MINIST-UEV (1996)	SL	X			X	X				X			
LUAG SN (1997)	SN	X			X	X							
ST MINIST-RLU (1997)	ST	X			X	X							
LFU TH (1996)	TH	X			X	X				X			
IKSD (1998)	BW, BY	X			X	X	X		X		X	X	
IKSE (1995)	BB, BE, BY, HH, MV, NI, SH, SN, ST, TH	X			X	X	X		X		X	X	
BWB (1997)	BB, BE	X			X	X	X			X	X	X	
BEB (1995)	HB	X	X			X	X			X	X	X	
HSE (1995)	HH	X	X			X	X			X	X	X	
WAR (1995)	Alle Bundesländer	X			X		X	X	X		X		

Im Rahmen der Einzelerfassung für 1985 wurden für die Bundesrepublik Deutschland und Berlin (West) nur die ATV-Kläranlagen-Nachbarschaften und die Angaben der *Deutschen Kommission zum Schutz des Rheins (DKSR)* ausgewertet. Für das Gebiet der ehemaligen DDR wurde auf einen bereits bestehenden Datensatz zurückgegriffen, der im Auftrag des *UBA* von BRODTMANN & KARRAS erstellt wurde (1991). Er enthält eine Zusammenstellung einzelner Kläranlagenstandorte in Verbindung mit weiteren Informationen, wie z. B. dem Jahr der Inbetriebnahme, der eingesetzten Verfahrenstechnik, den angeschlossenen Einwohnern und den behandelten Abwassermengen. Der Datenbestand wurde aus den Unterlagen der *VEB Wasserversorgungs- und Abwasserbehandlungsbetriebe (WAB)* zusammengestellt. Er spiegelt einen Stand der Abwasserbeseitigung Ende der achtziger Jahre wider, so daß für die Zwecke dieser Arbeit alle Kläranlagen, die nach 1985 in Betrieb gingen, aus dem Datensatz entfernt wurden. Die Angaben über die verbleibenden Anlagen werden in dieser Arbeit trotzdem für das Bezugsjahr 1985 verwendet, da davon ausgegangen werden kann, daß sich im Zeitraum von 1985 bis 1990 in der ehemaligen DDR die Situation der kommunalen Abwasserreinigung, v. a. bezüglich der Verfahrenstechnik/ Reinigungsleistung und des Anschlußgrades, nicht

wesentlich verändert hat (vergleiche auch Statistische Jahrbücher der DDR 1985 bis 1990). Zusätzlich zu den Angaben des UBA-Datensatzes konnten aus den Angaben für 1995 der heutigen Bundesländer Sachsen, Sachsen-Anhalt und Thüringen weitere Kläranlagenstandorte bzw. deren Daten ergänzt werden, da für diese Informationen über die Jahre der Inbetriebnahme der Kläranlagen vorliegen. Kläranlagen mit Inbetriebnahme vor 1986, die aber nicht im UBA-Datensatz erscheinen, wurden in die Datensammlung aufgenommen.

Tabelle 2.3 zeigt eine Übersicht der verwendeten Quellen für das Jahr 1985.

Tabelle 2.3: Quellen der Einzelerfassung und entnommene Informationen 1985 (Spaltenbezeichnung siehe Seite 22).

Quelle	Bundesland	1	2	3	4	5	A	B	C	D	E	F	G
ATV-BW (1987)	BW	X	X		X	X			X				
ATV-BY (1986)	BY	X	X		X	X							
ATV-HERPSL (1988)	HE, RP, SL	X	X		X	X							
ATV-NORD (1985)	BE (W), HB, HH, NI, SH	X	X		X	X			X				
ATV-NW (1986)	NW	X	X		X	X							
LUAG SN (1997)	SN	X			X	X							
ST MINIST-RLU (1997)	ST	X			X	X							
LFU TH (1996)	TH	X			X	X				X			
BRODTMANN & KARRAS (1991)	BB, BE (O), MV, SN, ST, TH	X			X	X	X			X			
DKSR (1988)	BW, BY, HE, NW, RP, SL	X			X								

Einen Überblick über die Anzahl und Ausbaugröße der 1995 berücksichtigten Kläranlagen kann Tabelle 2.4 entnommen werden. Danach wurden bundesweit 8.189 Anlagen mit einer Gesamtausbaugröße von ca. 154 Mio. EW erfaßt. Dies sind ungefähr 80% aller in Deutschland vorhandenen Kläranlagen, wenn als Bezugsmaßstab Angaben aus der „Statistik der Öffentlichen Abwasserbeseitigung 1995“ herangezogen werden. Obwohl die Kläranlagenanzahl somit nur unvollständig ist, sind dennoch knapp 100% der vorhandenen Ausbaugröße erfaßt, das heißt, daß alle wichtigen großen Kläranlagen in der Datenzusammenstellung berücksichtigt werden konnten. Besonders in den Bundesländern Bayern, Mecklenburg-Vorpommern und Schleswig-Holstein, in denen die erfaßte Kläranlagenanzahl vergleichsweise gering ist, liegt die berücksichtigte Ausbaugröße jeweils bei über 90%.

Der Erfassungsgrad für 1985 kann nur für die Anlagenzahl angegeben werden, da Angaben zur Ausbaugröße nicht vorhanden sind. Für die alte Bundesrepublik einschließlich Berlin (West) liegt er bei 69%, was insgesamt 6.105 Einzeleinträgen entspricht. Als Bezugsmaßstab wurde hier die „Statistik der Öffentlichen Abwasserbeseitigung“ von 1987 gewählt. Für die 953 ermittelten Kläranlagenstandorte auf dem Gebiet der ehemaligen DDR kann kein

Erfassungsgrad angegeben werden, da Angaben über die Anzahl der tatsächlich vorhandenen Kläranlagen fehlen. Einen Überblick über die erfaßten Kläranlagen 1985 gibt Tabelle 2.5.

Tabelle 2.4: Kläranlagen-Einzelerfassung 1995: Anzahl und Ausbaugröße (STAT-ABW, 1995).

Bundesland	KA-Anzahl Abw.-Stat.	Erfassung	Erfassungs-grad	Ausbaugröße Abw.-Stat.	Erfassung	Erfassungs-grad
			%	(10^3 EW)	(10^3 EW)	%
Brandenburg	265	265	*100%*	5.708	5.770	*101%*
Berlin	4	4	*100%*	2.975	2.975	*100%*
Baden-Württemberg	1.217	1.210	*99%*	21.296	21.375	*100%*
Bayern	2.837	1.625	*57%*	28.940	27.163	*94%*
Bremen	4	4	*100%*	1.612	1.650	*102%*
Hessen	746	769	*103%*	10.411	10.372	*100%*
Hamburg	2	2	*100%*	3.000	3.000	*100%*
Mecklenurg-Vorpommern	393	159	*40%*	2.898	2.848	*98%*
Niedersachsen	836	727	*87%*	15.505	15.825	*102%*
Nordrhein-Westfalen	932	936	*100%*	35.861	36.161	*101%*
Rheinland-Pfalz	918	913	*99%*	7.140	7.163	*100%*
Schleswig-Holstein	802	241	*30%*	5.925	5.405	*91%*
Saarland	77	80	*104%*	1.526	1.632	*107%*
Sachsen	614	662	*108%*	5.257	5.318	*101%*
Sachsen-Anhalt	346	343	*99%*	4.043	3.829	*95%*
Thüringen	279	249	*89%*	3.163	3.211	*101%*
Deutschland	**10.272**	**8.189**	***80%***	**155.260**	**153.699**	***99%***

Tabelle 2.5: Kläranlagen-Einzelerfassung 1985: Anzahl (STAT-ABW, 1987).

Bundesland	KA-Anzahl Abw.-Stat.	Erfassung	Erfassungsgrad
			%
Berlin (West)	2	2	*100%*
Baden-Württemberg	1.239	1.235	*100%*
Bayern	2.904	1.249	*43%*
Bremen	4	3	*75%*
Hessen	656	632	*96%*
Hamburg	6	3	*50%*
Niedersachsen	1.013	782	*77%*
Nordrhein-Westfalen	1.207	1.028	*85%*
Rheinland-Pfalz	999	958	*96%*
Schleswig-Holstein	747	150	*20%*
Saarland	61	63	*103%*
Alte Bundesländer inkl. Berlin (West)	8.838	6.105	*69%*
DDR inkl. Berlin (Ost)	-	953	-
Deutschland	**-**	**7.058**	**-**

Statistische Angaben

Auf Grundlage des Gesetzes über Umweltstatistiken und des Bundesstatistikgesetzes werden alle vier Jahre Erhebungen über die öffentliche Abwasserbeseitigung bei den Anstalten und Körperschaften des öffentlichen Rechts sowie Unternehmen, die Anlagen der öffentlichen Abwasserbeseitigung betreiben, durchgeführt. Die Auswertung der per Fragebogen erhobenen Daten erfolgt bei den Statistischen Landesämtern. In dem sogenannten Aufbereitungstabellenprogramm werden die Daten in Form von 16 Tabellen (Stand: 1995) sowohl regional als auch thematisch differenziert aufbereitet.

Es wurden Daten der Jahre 1987, 1991 und 1995 aus dem Aufbereitungstabellenprogramm der Bundesländer verwendet, wobei für 1987 nur Angaben für die alten Bundesländer und Berlin (West) vorliegen. Eine Übersicht der verwendeten statistischen Tabellen zeigt Tabelle 2.6. Alle Daten sind nach den ein- bis dreistelligen Kennzahlen für die Strom- und Niederschlagsgebiete der *LAWA* gegliedert.

Tabelle 2.6: Tabellen aus dem Aufbereitungstabellenprogramm der Statistik der öffentlichen Abwasserbeseitigung (Stand: 1995).

Bezeichnung	Inhalt	Jahr
Tabelle 5.2/1: Gemeinden mit öffentlicher Kanalisation	• Anzahl der Gemeinden und Bevölkerung • Bevölkerung mit Anschluß an öffentliche Kanalisation • Bevölkerung mit Anschluß an öffentliche Kläranlagen	1987 1991 1995
Tabelle 5.2/5a: Einzugsgebiet der Abwasserbehandlungsanlagen nach Art der Behandlung und Ausbaugrößenklassen	• Anzahl der Kläranlagen • Behandelte Einwohner und Einwohnergleichwerte • Behandelte Abwassermengen	1987 1991 1995
Tabelle 5.2/6: Jahresfrachten der Schädlichkeit des behandelten Abwassers insgesamt (für TP und DIN)	• Zulauf- und Ablaufkonzentrationen • Jahresfrachten	1991 1995

Für das Gebiet der ehemaligen DDR werden zusätzlich statistische Angaben über den Anschlußgrad der Bevölkerung an öffentliche Abwasserbehandlungsanlagen sowie an die verschiedenen Kläranlagentypen aus dem Jahr 1989 verwendet. Diese Daten liegen auf Bezirksebene vor und wurden von BRODTMANN & KARRAS (1991) im Auftrag des Umweltbundesamtes zusammengestellt. Sie werden für das Bezugsjahr 1985 verwendet, da ebenso wie bei der Einzelerfassung davon ausgegangen werden kann, daß sich die entsprechenden Anschlußgrade von 1985 bis 1989 nicht entscheidend verändert haben.

Datenbanken der Bundesländer

Für die Bundesländer Hessen und Bayern liegen für das Jahr 1995 aggregierte Auszüge aus den jeweiligen Wasserwirtschafts- bzw. Kläranlagendatenbanken vor. In den Datenbanken werden – in Hessen von der *Hessischen Landesanstalt für Umwelt*, in Bayern vom *Bayerischen Landesamt für Wasserwirtschaft* – alle relevanten Kläranlagendaten zentral

gesammelt und verwaltet. Neben allgemeinen Angaben, wie z. B. der Ausbaugröße oder der eingesetzten Verfahrenstechnik, werden dort v. a. die Ergebnisse der behördlichen Überwachung und die der Eigenüberwachung gespeichert.

Aufgeschlüsselt nach Größenklassen und Anlagentypen sind für die genannten Bundesländer folgende Summenangaben vorhanden:

- Jahresabwassermenge
- Jahresschmutzwassermenge
- gewichtete Mittel der Ablaufkonzentrationen bzw. –frachten für DIN, TN und TP

2.2.2 Kommunale Kläranlagen des angrenzenden Auslandes

Einen Überblick zu den Nährstoffeinträgen von kommunalen Kläranlagen aus den außerhalb Deutschlands liegenden Anteile von Donau, Rhein und Elbe gibt die Tabelle 2.7. Auf eine Angabe der Emissionen für die Oder wurde verzichtet, da für das polnische und tschechische Odergebiet zur Zeit die Erfassung der Nährstoffeinträge noch nicht abgeschlossen ist.

Tabelle 2.7: Nährstoffeinträge ($EKK_{N,P}$) in die Stromgebiete von Donau, Elbe und Rhein aus kommunalen Kläranlagen des Auslandes.

Land	Einzugsgebiet	EKK_P 1985	EKK_P 1995	EKK_N 1985	EKK_N 1995	Quelle
		[t P/a]	[t P/a]	[t N/a]	[t N/a]	
Schweiz	Rhein	2.310	900	15.300*	14.300	IKSR (1989, 1999)
Frankreich & Luxemburg	Rhein	5.340	2.900	21.200*	16.400	IKSR (1989, 1999)
Österreich	Donau	1.160	450	3.800	3.500	KROIß ET AL. (1997)
Tschechien	Elbe	2.400	2.020+	19.700	13.300+	NESMERAK ET AL. (1995)

* nur Ammonium + Mittelwert 1991 bis 1993

Für das Einzugsgebiet des Rheins wurden durch nationale Gewässerschutzkommissionen und die *IKSR* die Nährstoffeinträge aus kommunalen Kläranlagen für die Flußgebietsteile in der Schweiz und in Frankreich für das Jahr 1985 und 1995 zusammengestellt (AGENCE DE L'EAU, 1988; IKSR, 1989; IKSR, 1992; IKSR, 1999).

Bei der Mehrheit der untersuchten Flußgebiete der Donau liegt ein Teil des Einzugsgebietes in Österreich. Dementsprechend sind auch die Nährstoffeinträge von kommunalen Kläranlagen in diesen Teilgebieten zu berücksichtigen. Von KROIß ET AL. (1997) wurden für einzelne Teilgebiete des österreichischen Donaueinzugsgebietes ebenfalls die Nährstoffeinträge quantifiziert. Von den Autoren dieser Studie wurden uns freundlicherweise Daten zu den kommunalen Kläranlagen größer als 10.000 EW im Einzugsgebiet des Inn übergeben (ZEßNER, persönliche Mitteilung). Diese Angaben konnten direkt einzelnen Flußgebieten zugeordnet werden. Darüberhinaus wurden von KROIß ET AL. (1997) die gesamten Nährstoffeinträge aus Punktquellen für das Inngebiet oberhalb Kirchdorf ermittelt.

Für das tschechische Elbe-Einzugsgebiet konnten die Ergebnisse der Untersuchungen von NESMERAK ET AL. (1994), BLASKOVA ET AL. (1998) und der IKSE (1995) verwendet werden.

2.2.3 Industrielle Direkteinleiter

Für die Ermittlung der N- und P-Einträge von industriellen Direkteinleitern konnten für das Jahr 1995 die Untersuchungen von ROSENWINKEL & HIPPEN (1997) sowie der IKSR (1999) genutzt werden. Für den Zeitraum vor 1990 standen die Ergebnisse von HAMM ET AL. (1991) und der IKSR (1989) sowie die des Einleiterinventars der IKSE (1992) und von BEHRENDT (1994) zur Verfügung.

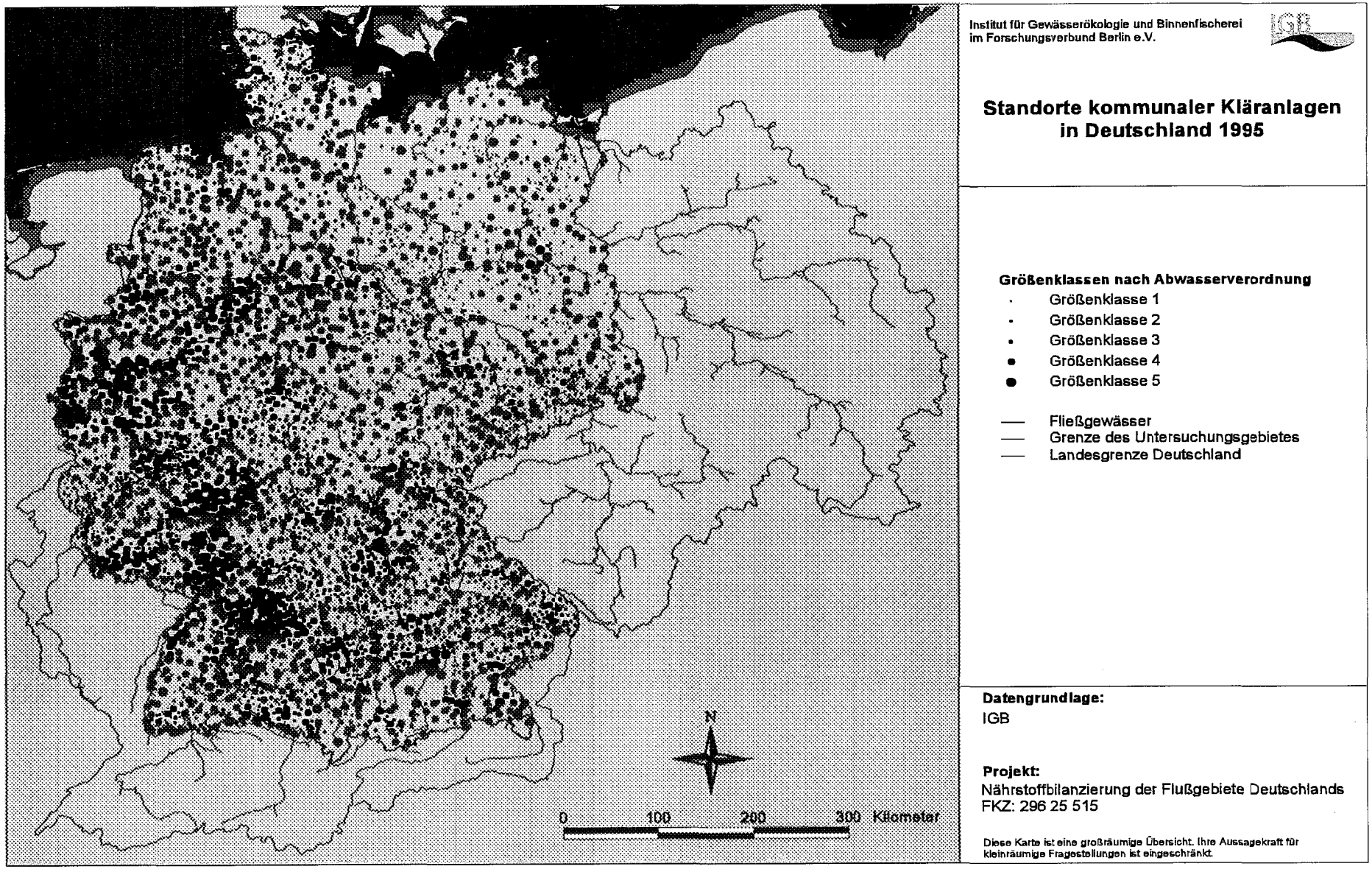
Für die Einträge des Auslandes wurden die Angaben der IKSR (1989, 1999) und der IKSE (1992, 1998) sowie die publizierten Ergebnisse anderer Studien genutzt (KROIß ET AL., 1997; NESMERAK ET AL., 1994; BLASKOVA ET AL., 1998).

Einen Überblick über die erfaßten Nährstoffeinträge industrieller Direkteinleiter gibt Tabelle 2.8.

Tabelle 2.8: Nährstoffeinträge ($EID_{N,P}$) in die Stromgebiete durch industrielle Direkteinleiter in Deutschland und im Ausland.

Land	Einzugsgebiet	EID_P 1985	EID_P 1995	EID_N 1985	EID_N 1995	Quelle
		[t P/a]	[t P/a]	[t N/a]	[t N/a]	
ABL		5.000		75.000		HAMM ET AL. (1991)
NBL		2.500		40.300		BEHRENDT (1994)
Deutschland	Rhein		594		13.291	ROSENWINKEL & HIPPEN (1997)
Deutschland	Rhein	3.250		40.485*		IKSR (1989, 1999)
Deutschland	Elbe		219		5.367	ROSENWINKEL & HIPPEN (1997)
Deutschland	Elbe		90++	28.000	3.200++	IKSE (1992, 1995, 1998)
Deutschland	Weser		50		1.229	ROSENWINKEL & HIPPEN (1997)
Deutschland	Vechte		1		15	ROSENWINKEL & HIPPEN (1997)
Deutschland	Ems		18		300	ROSENWINKEL & HIPPEN (1997)
Deutschland	Nordsee		32		339	ROSENWINKEL & HIPPEN (1997)
Deutschland	Ostsee		4		54	ROSENWINKEL & HIPPEN (1997)
Deutschland	Oder		44		1.084	ROSENWINKEL & HIPPEN (1997)
Deutschland	Donau		101		1.271	ROSENWINKEL & HIPPEN (1997)
Schweiz	Rhein	150	35	1.065*	1.000	IKSR (1989, 1999)
Frankreich	Rhein	1.280	410	37.500	4.400	IKSR (1989, 1999)
Österreich	Donau	70	24	2.800	750	KROIß ET AL. (1997)
Tschechien	Elbe	600	510+	12.000	10.400+	NESMERAK ET AL. (1995)
Tschechien	Elbe	380**	320++	10.500**	7.100++	IKSE (1998)

* nur Ammonium ** 1989 + Mittelwert 1991 bis 1993 ++Mittelwert 1994 und 1997



Karte 2.13: Standorte kommunaler Kläranlagen in Deutschland 1995.

2.3 Monitoringdaten

2.3.1 Grundwasser

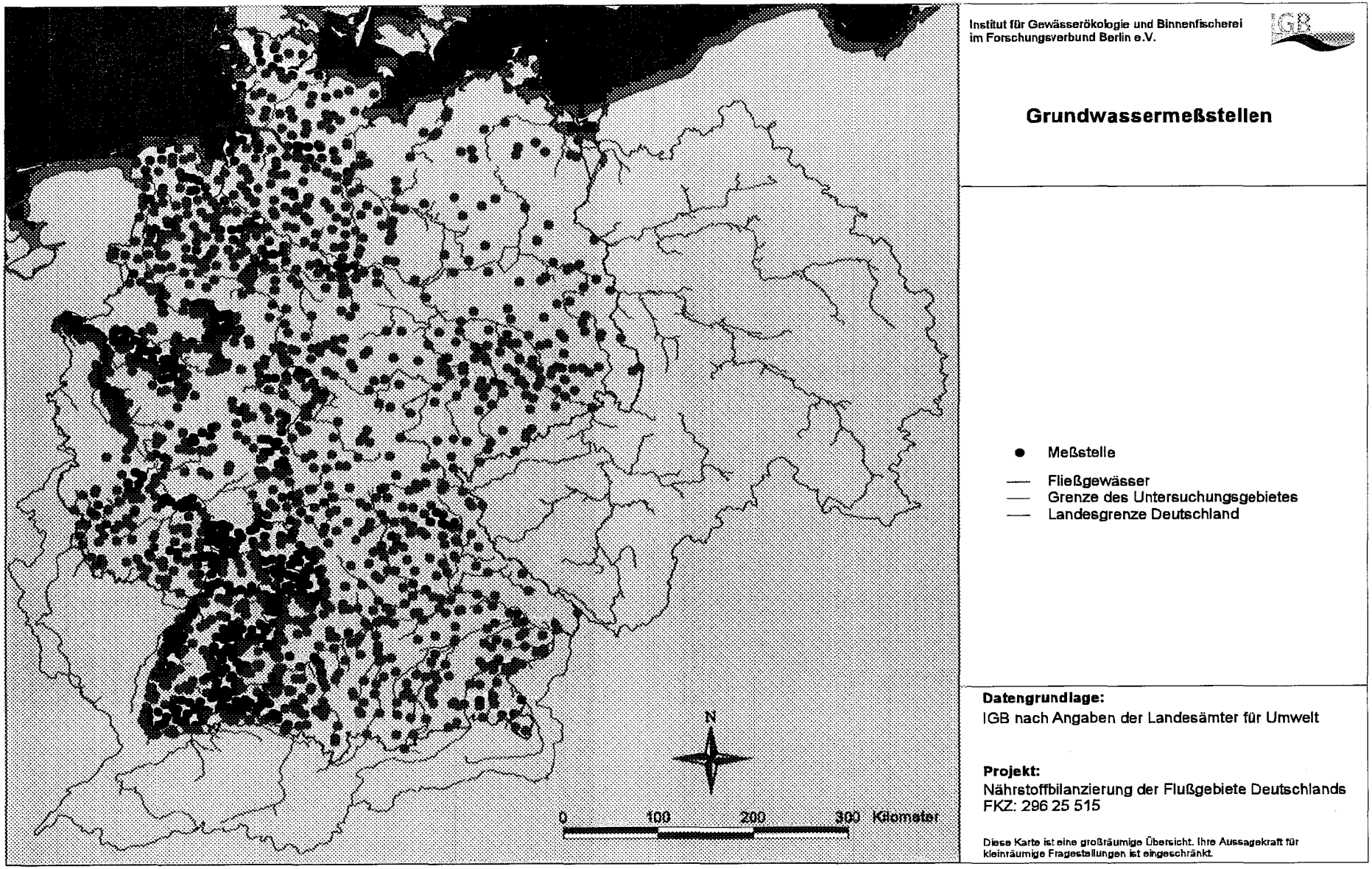
Von den einzelnen Landesämtern für Umwelt konnten Daten zu Grundwasserkonzentrationen genutzt werden. Berücksichtigung fanden hierbei nur Stationen, die den oberen Grundwasserleiter repräsentieren und nicht durch urbane oder industrielle Standorte geprägt sind. Dadurch soll ein verzerrtes Bild der mittleren Grundwasserkonzentrationen in den Pegelgebieten durch einzelne erhöhte Werte verhindert werden.

Folgende Parameter (sofern diese bei den Landesämtern im Meßprogramm vorhanden sind) wurden für einen Zeitraum von 1980 bis 1997 angefordert: Nitrat, Nitrit, Ortho-Phosphat, Gesamt-Phosphat, Ammonium, Chlorid, Eisen, Eisen (II), TOC, DOC, Temperatur.

Zur Berechnung der mittleren Nährstoffkonzentrationen in den Pegeleinzugsgebieten lagen in der Periode um 1985 für das gesamte Bundesgebiet 933 Stationen mit Angaben zu Ortho-Phosphat vor. Für Nitrat beläuft sich die Anzahl der Stationen auf 833. In der Periode um 1995 sind 1.682 Stationen mit Ortho-Phosphat-Werten und 2.108 Stationen mit Nitrat-Werten vorhanden. Eine Übersicht aller berücksichtigten Meßstationen zeigt Karte 2.14.

Für den Schweizer Anteil des Rheineinzugsgebietes wurden Angaben bezüglich Ortho-Phosphat und Nitrat für sechs kleine Einzugsgebiete des Bodensees der Studie von PRASUHN ET AL. (1996) und für 39 Stationen in Einzugsgebieten des Kanton Berns der Arbeit von PRASUHN & BRAUN (1994) entnommen.

Zur Bestimmung der Sickerwasserhöhe wurden vom *Deutschen Wetterdienst (DWD)* Daten aus dem „Monatlichen Witterungsbericht" von ca. 1.600 Stationen ab dem Zeitraum von 1980 bezüglich Niederschlag und Temperatur bezogen.



Karte 2.14: Grundwassermeßstellen.

2.3.2 Flußgebiete und Gewässerdaten

Für die Untersuchungen wurden insgesamt 165 Meßstellen bzw. Flußgebiete in Deutschland ausgewählt. Jedem Pegel wurde eine eindeutige Adresse zugewiesen, die sich aus der 3-stelligen LAWA-Nummer für das Einzugsgebiet und einer internen 2-stelligen Zahl zusammensetzt. Wird der Abfluß an einem anderen Pegel gemessen als die Wasserqualität, so erfolgt eine Umrechnung, indem der Abfluß am Durchflußpegel durch Multiplikation mit einem Faktor auf den Abfluß am Gütepegel umgerechnet wird (vergleiche Tabellen 2.10-2.15). Wenn der Umrechnungsfaktor nicht vorlag, wurde er aus dem Verhältnis der Einzugsgebietsflächen des Güte- und des Durchflußpegels ermittelt.

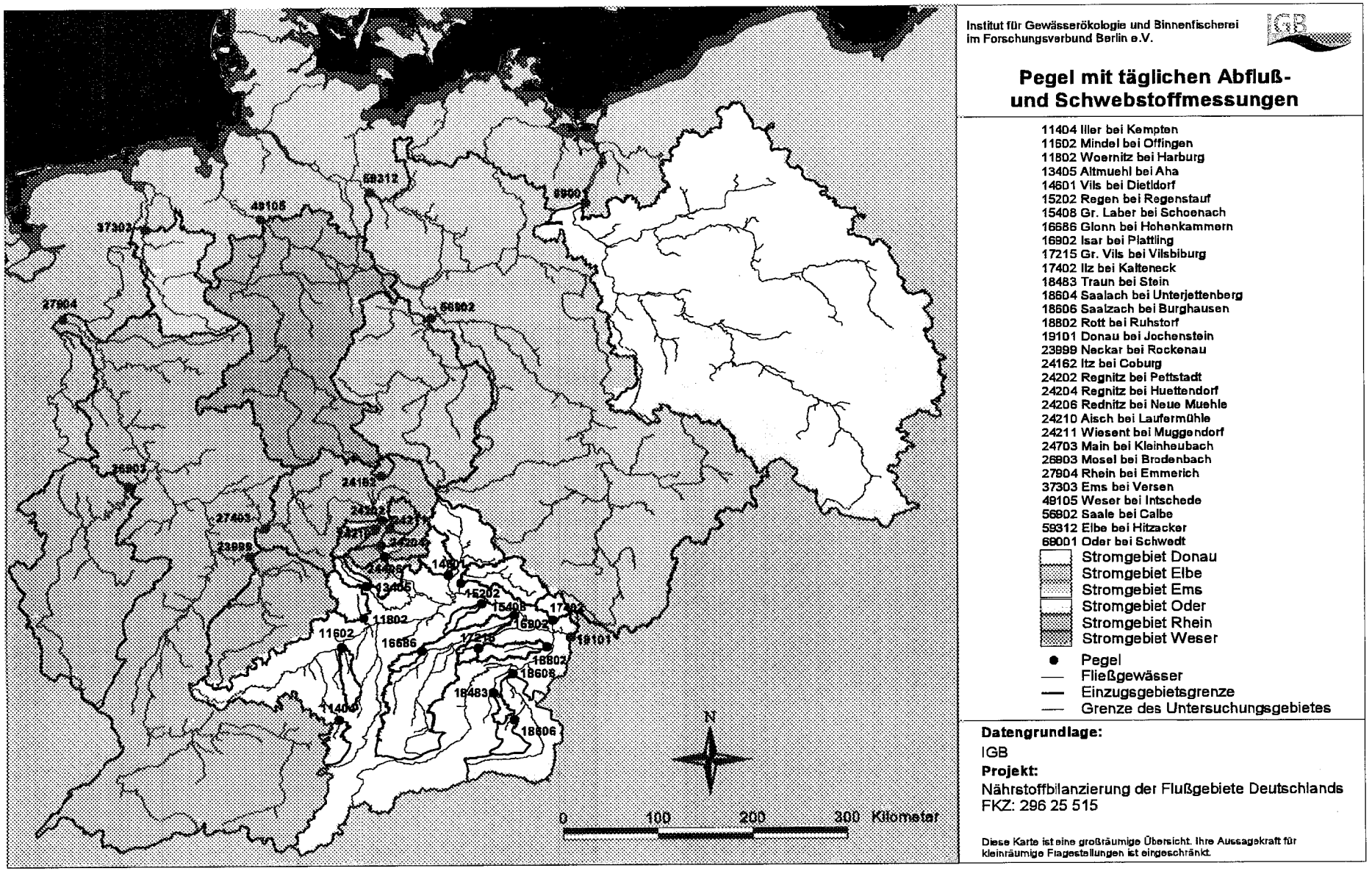
Zu den ausgewählten Einzugsgebieten bzw. Meßstellen wurden bei den zuständigen Landesämtern und Internationalen Kommissionen zum Schutz der Elbe, der Mosel, des Rheins und der Saar Meßdaten der Jahre 1982-1997 zur Konzentration der Nährstoffe in den Flüssen und zum Abfluß angefordert. Da die Meßintervalle, die -methodik und die beprobten Stoffe sich sowohl in den einzelnen Bundesländern als auch im Verlauf der Jahre unterscheiden, liegen nicht für alle Pegel die gleiche Anzahl der Parameter und Meßwerte vor. Einige der Meßstellen wurden auch erst im Verlauf des Untersuchungszeitraumes eingerichtet oder zeitweise nicht beprobt. Die erhaltenen (oft nicht digitalen) Daten wurden für die weitere Nutzung einheitlich aufbereitet.

Neben den Abfluß- und Gütedaten aus den Routinemeßprogrammen standen für 31 weitere Flußgebiete tägliche Abflüsse und Schwebstoffkonzentrationen zur Verfügung. Diese wurden von der *BfG* und vom *Bayerischen Landesamt für Wasserwirtschaft* zur Verfügung gestellt. Die Pegel sind in Tabelle 2.9 dargestellt. Eine Übersicht über ihre Lage gibt Karte 2.15. Die Güte- und Mengenpegel sind jeweils identisch. Für 19 dieser Meßstellen lagen Zeitreihen vor, die mehr als 20 Jahre umfassen.

Da die Einzugsgebiete der 31 Flußgebiete nicht alle im ARC/INFO-Datensatz der Pegeleinzugsgebiete repräsentiert waren, wurden diese anhand des feinen Gewässernetzes und der bestehenden Einzugsgebietsgrenzen neu bestimmt. Zusätzlich wurde diesen "neuen" Pegeln eine eindeutige Adresse zugewiesen. Diese Einzugsgebiete wurden allerdings nicht in den bestehenden ARC/INFO-Datensatz integriert.

Tabelle 2.9: Übersicht über die Meßstellen mit täglichen Abfluß- und Schwebstoffmessungen.

Adresse	Gewässer	Meßstelle	Zeitraum	A_{EZG} [km²]
11404	Iller	Kempten	1970-92	953
11602	Mindel	Offingen	1970-92	952
11802	Woernitz	Harburg	1987-92	1.566
13405	Altmuehl	Aha	1975-92	684
14601	Vils	Dietldorf	1987-91	1.096
15202	Regen	Regenstauf	1971-91	2.658
15408	Gr. Laber	Schoenach	1988-92	406
16686	Glonn	Hohenkammern	1971-91	392
16902	Isar	Plattling	1971-91	8.839
17215	Gr. Vils	Vilsbiburg	1971-92	318
17402	Ilz	Kalteneck	1970-92	762
18483	Traun	Stein	1970-92	378
18604	Saalach	Unterjettenberg	1970-92	940
18606	Saalzach	Burghausen	1970-92	6.644
18802	Rott	Ruhstorf	1970-92	1.053
19101	Donau	Jochenstein	1974-96	77.086
23999	Neckar	Rockenau	1971-96	12.710
24162	Itz	Coburg	1990-92	365
24202	Regnitz	Pettstadt	1970-92	7.005
24204	Regnitz	Huettendorf	1988-92	3.870
24206	Rednitz	Neue Muehle	1989-92	1.845
24210	Aisch	Laufermühle	1970-92	954
24211	Wiesent	Muggendorf	1970-92	664
24703	Main	Kleinheubach	1973-96	21.505
26903	Mosel	Brodenbach	1981-96	27.088
27904	Rhein	Emmerich	1982-96	159.555
37303	Ems	Versen	1966-96	8.369
49105	Weser	Intschede	1970-96	37.495
56902	Saale	Calbe	1991-95	23.718
59312	Elbe	Hitzacker	1963-95	131.950
69001	Oder	Schwedt	1991-94	112.950



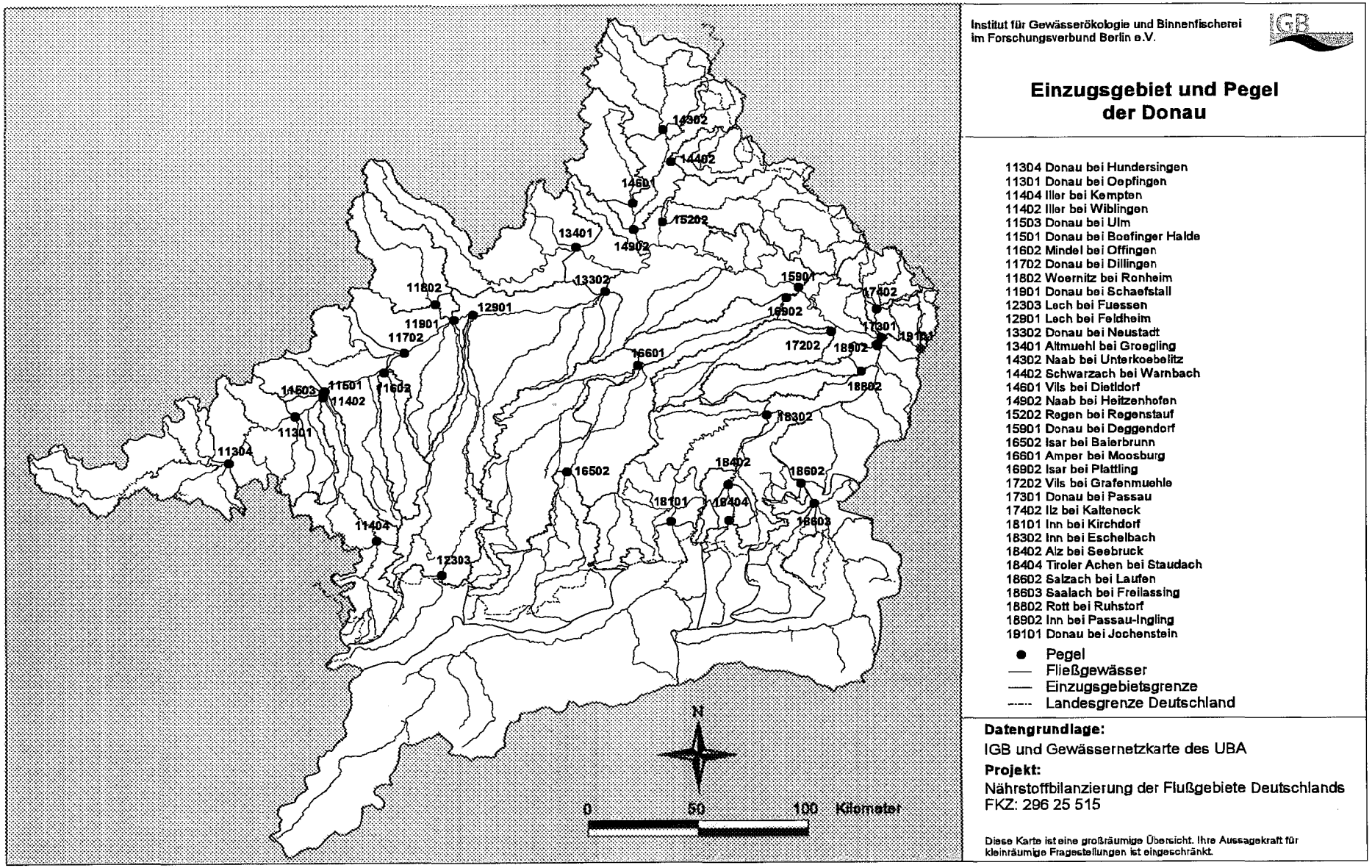
Karte 2.15: Pegel mit täglichen Abfluß- und Schwebstoffmessungen.

Donau

Die Einzugsgebietsgröße der 35 Pegel im Donau-Einzugsgebiet variiert zwischen 762 und 77.086 km². Eine Übersicht zur Lage der Pegel gibt die Karte 2.16. In der Tabelle 2.10 ist dargestellt, welche Gewässergüte- und Abflußdaten im Bereich des Einzugsgebietes der Donau für die Untersuchungen genutzt werden konnten.

Tabelle 2.10: Pegel, Abfluß- und Gewässergütedaten im Donau-Einzugsgebiet.

Adr.	Gewässer	Gütepegel	Durchflußpegel	A_{EZG}	U-Faktor	Gütedaten		Täglicher Abfluß	
				[km²]		von	bis	von	bis
11304	Donau	Hundersingen	Hundersingen	2.629	1,00	1991	1996		
11301	Donau	Oepfingen	Berg	4.248	1,05	1990	1996		
11404	Iller	Kempten	Kempten	953	1,00	1983	1997	1983	1997
11402	Iller	Wiblingen	Wiblingen	2.115	1,00	1983	1997	1983	1997
11503	Donau	Ulm	Neu-Ulm	7.578	1,00	1983	1996	1983	1997
11501	Donau	Boefinger Halde	Neu-Ulm	8.107	1,00	1983	1997	1983	1997
11602	Mindel	Offingen	Offingen	952	1,00	1983	1997	1983	1997
11702	Donau	Dillingen	Dillingen	11.315	1,00	1983	1997	1983	1997
11802	Woernitz	Ronheim	Harburg	1.566	1,00	1983	1997	1983	1997
11901	Donau	Schaefstall	Donauwoerth	15.150	1,00	1983	1997	1983	1997
12303	Lech	Fuessen	Fuessen	1.417	1,00	1983	1997	1983	1997
12901	Lech	Feldheim	Feldheim	3.926	1,00	1983	1997	1983	1997
13302	Donau	Neustadt	Kehlheim	21.792	1,00	1983	1997	1983	1997
13401	Altmuehl	Groegling	Beilngries	2.504	1,00	1983	1997	1984	1997
14302	Naab	Unterkoebelitz	Unterkoebelitz	2.004	1,00	1983	1997	1982	1997
14402	Schwarzach	Warnbach	Warnbach	821	1,00	1983	1997	1982	1997
14601	Vils	Dietldorf	Dietldorf	1.096	1,00	1983	1997	1982	1997
14902	Naab	Heitzenhofen	Heitzenhofen	5.426	1,00	1983	1997	1983	1997
15202	Regen	Regenstauf	Regenstauf	2.658	1,00	1983	1997	1983	1997
15901	Donau	Deggendorf	Pfelling	38.125	1,00	1983	1997	1983	1997
16502	Isar	Baierbrunn	Muenchen	2.803	1,00	1983	1997	1983	1995
16601	Amper	Moosburg	Inkofen	3.088	1,00	1983	1997	1983	1997
16902	Isar	Plattling	Plattling	8.839	1,00	1983	1997	1983	1997
17202	Vils	Grafenmuehle	Grafenmuehle	1.436	1,00	1983	1997	1983	1997
17301	Donau	Passau	Passau	50.586	1,00	1983	1997	1983	1995
17402	Ilz	Kalteneck	Kalteneck	762	1,00	1983	1997	1983	1997
18101	Inn	Kirchdorf	Oberaudorf	9.905	1,00	1983	1997	1983	1997
18302	Inn	Eschelbach	Eschelbach	13.354	1,00	1983	1997	1983	1989
18402	Alz	Seebruck	Seebruck	1.399	1,00	1983	1997	1983	1997
18404	Tiroler Achen	Staudach	Staudach	944	1,00	1983	1997	1983	1997
18602	Salzach	Laufen	Laufen	6.113	1,00	1983	1997	1983	1997
18603	Saalach	Freilassing	Staufeneck	1.131	1,04	1983	1997	1983	1997
18802	Rott	Ruhstorf	Ruhstorf	1.053	1,00	1983	1997	1983	1997
18902	Inn	Passau-Ingling	Passau-Ingling	26.049	1,00	1983	1997	1983	1997
19101	Donau	Jochenstein	Achleiten	77.086	1,00	1983	1997	1983	1997



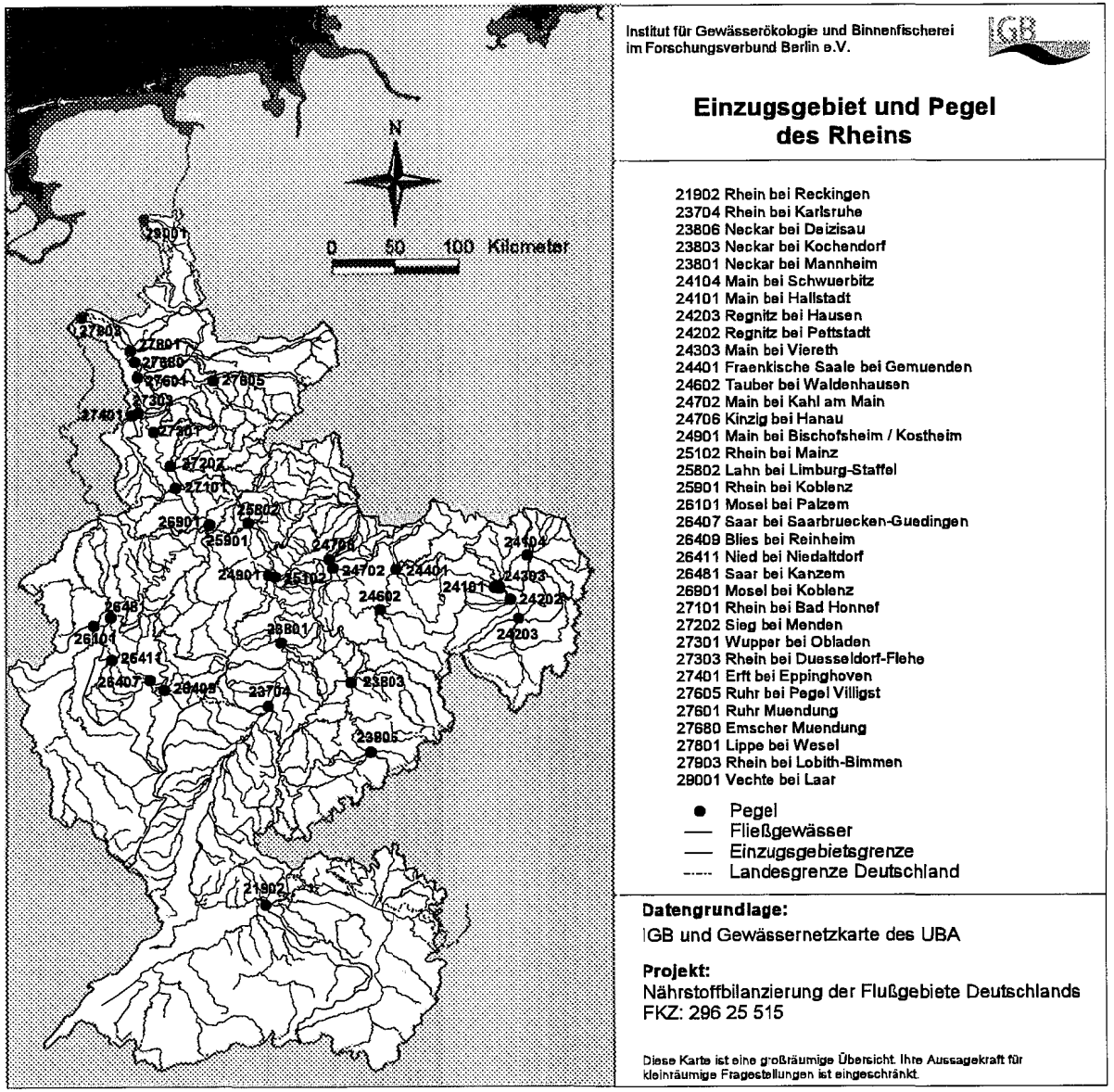
Karte 2.16: Einzugsgebiet und Pegel der Donau.

Rhein

Das untersuchte Einzugsgebiet des Rheins umfaßt bis zum Pegel Bimmen 159.127 km². Die Karte 2.17 zeigt die Lage der 34 Pegel. Für die Mehrzahl der Meßstellen sind die Daten zumindest für den gesamten Zeitraum bis 1997, für einige jedoch nur für den Zeitraum ab 1990 vorhanden (siehe Tabelle 2.11). Die Güte- und Abflußdaten einzelner Meßstellen weisen außerdem bei einigen Parametern Lücken auf, so daß nicht alle Frachten für beide Zeiträume berechnet werden konnten. Die Anzahl der Meßwerte variiert zwischen monatlichen und wöchentlichen Messungen.

Tabelle 2.11: Pegel, Abfluß- und Gewässergütedaten im Rhein-Einzugsgebiet.

Adr.	Gewässer	Gütepegel	Durchflußpegel	A_{EZG}	U-Faktor	Gütedaten		Täglicher Abfluß	
				[km²]		von	bis	von	bis
21902	Rhein	Reckingen	Reckingen	14.718	1,00	1983	1996	1983	1995
23704	Rhein	Karlsruhe	Karlsruhe	50.196	1,00	1983	1996	1983	1996
23806	Neckar	Deizisau	Plochingen	3.995	1,00	1983	1996	1983	1992
23803	Neckar	Kochendorf	Lauffen	8.510	1,08	1983	1996	1983	1996
23801	Neckar	Mannheim	Heidelberg	13.957	1,01	1983	1996	1983	1996
24104	Main	Schwuerbitz	Schwuerbitz	2.420	1,00	1983	1997	1983	1997
24101	Main	Hallstadt	Kemmern	4.399	1,04	1983	1997	1983	1997
24203	Regnitz	Hausen	Huettendorf	4.472	1,20	1983	1997	1983	1997
24202	Regnitz	Pettstadt	Pettstadt	7.005	1,00	1983	1997	1983	1997
24303	Main	Viereth	Trunstadt	11.956	1,00	1983	1997	1983	1996
24401	Fränk. Saale	Gemuenden	Wolfsmuenster	2.141	1,00	1983	1997	1983	1997
24602	Tauber	Waldenhausen	Waldenhausen	1.798	1,00	1983	1997	1986	1997
24702	Main	Kahl a. Main	Kleinheubach	23.152	1,06	1983	1995	1983	1996
24706	Kinzig	Hanau	Hanau	925	1,00	1983	1995		
24901	Main	Bischofsheim	Frankfurt	27.140	1,10	1983	1995	1983	1996
25102	Rhein	Mainz	Mainz	98.206	1,00	1983	1995	1983	1996
25802	Lahn	Limburg-Staffel	Kalkofen	4.875	0,92	1983	1995	1983	1996
25901	Rhein	Koblenz	Koblenz	109.806	1,26	1985	1995	1990	1995
26101	Mosel	Palzem	Perl	11.623	1,00	1983	1995		
26407	Saar	Saarbruecken	Saarbruecken UP	3.818	0,96	1983	1995	1983/92	1987/93
26409	Blies	Reinheim	Reinheim	1.798	1,00	1983	1993		
26411	Nied	Niedaltdorf	Niedaltdorf	1.337	1,00	1983	1993	1983	1989
26481	Saar	Kanzem	Fremersdorf	7.490	1,07	1983	1993	1983	1996
26901	Mosel	Koblenz	Cochem	28.100	1,04	1983	1995	1983	1996
27101	Rhein	Bad Honnef	Bonn	140.756	1,00	1983	1995		
27202	Sieg	Menden	Menden	2.862	1,01	1983	1995	1983/90	1988/96
27301	Wupper	Opladen	Opladen	827	0,95	1985	1995	1990	1994
27303	Rhein	Duesseldorf-Flehe	Duesseldorf	145.750	0,99	1990	1994	1983	1996
27401	Erft	Eppinghoven	Neubrueck	1.828	1,15	1985	1995	1980	1994
27605	Ruhr	Villigst	Villigst	1.988	0,99	1985	1995	1990	1994
27601	Ruhr	Muendung	Hattingen	4.485	1,08	1985/90	1987/95	1991	1995
27680	Emscher	Muendung	Muendung	858	1,00	1985	1995		
27801	Lippe	Wesel	Schermbeck 1	4.886	1,02	1985	1993	1983/90	1988/94
27903	Rhein	Lobith-Bimmen	Rees	159.127	1,00	1983	1995	1990	1994



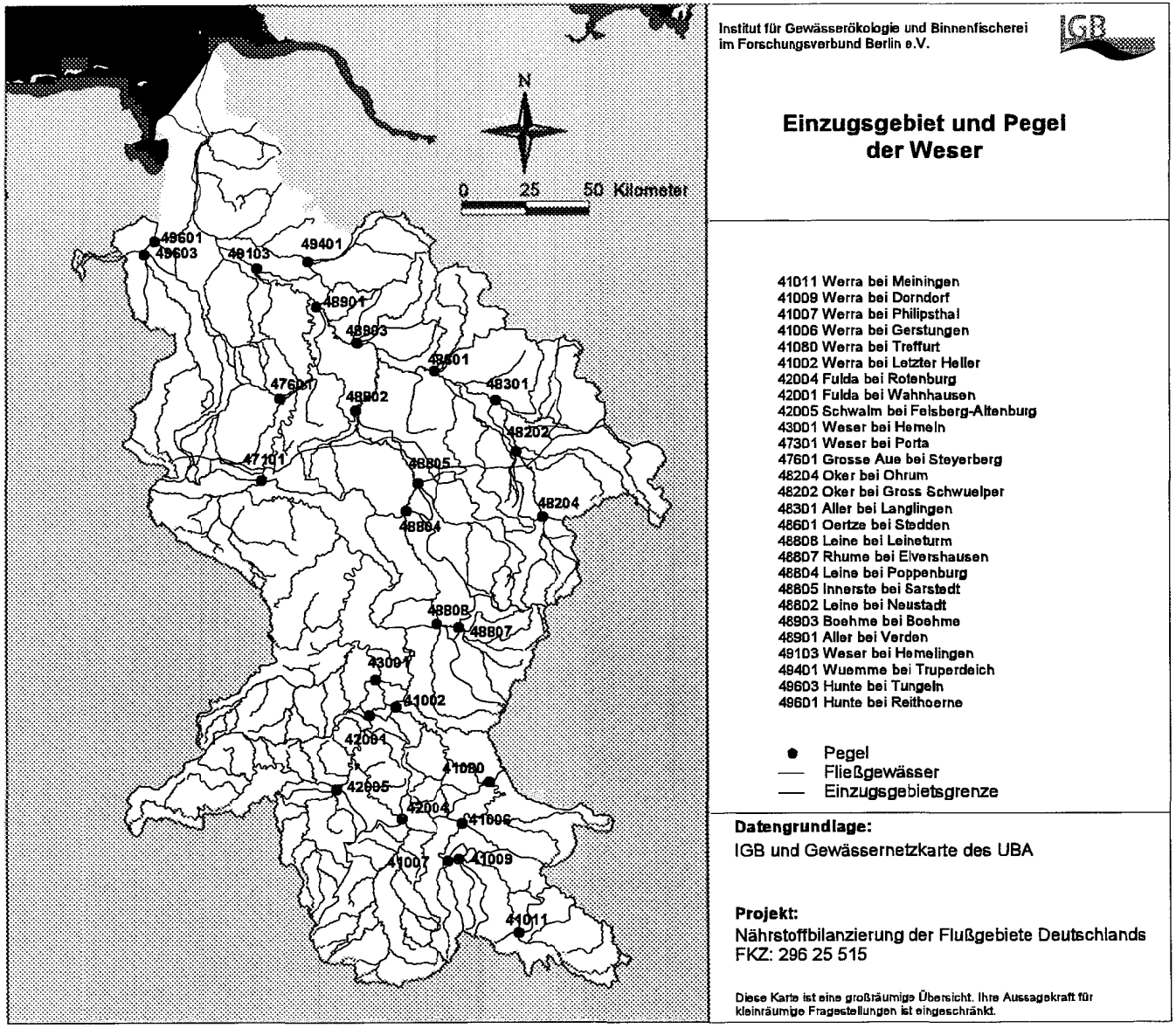
Karte 2.17: Einzugsgebiet und Pegel des Rheins.

Weser

Im Einzugsgebiet der Weser wurden für die Untersuchungen 27 Pegel ausgewählt (siehe Karte 2.18). Bis zur letzten tideunbeeinflußten Meßstelle bei Hemelingen umfaßt das Gebiet 38.415 km² (vergleiche Tabelle 2.12). Die Gütedaten liegen häufig erst ab 1984 vor, teilweise auch nur für den zweiten Untersuchungszeitraum. Die Abflüsse sind z. Zt. oft nur bis 1996 vorhanden, so daß die Frachten nicht überall für den gesamten Zeitraum berechnet werden konnten. Aufgrund der unterschiedlichen Meßprogramme sind auch sonst nicht für alle Parameter Vergleiche zwischen beiden Untersuchungszeiträumen möglich.

Tabelle 2.12: Pegel, Abfluß- und Gewässergütedaten im Weser-Einzugsgebiet.

Adr.	Gewässer	Gütepegel	Durchflußpegel	A_{EZG}	U-Faktor	Gütedaten		Täglicher Abfluß	
				[km²]		von	bis	von	bis
41011	Werra	Meiningen	Meiningen	1.170	1,00	1983	1996		
41009	Werra	Dorndorf	Vacha	2.246	1,00	1983	1996		
41007	Werra	Philipsthal	Vacha	2.258	1,03	1992	1996		
41006	Werra	Gerstungen	Gerstungen	3.039	1,00	1983	1997	1996	1997
41080	Werra	Treffurt	Heldra	4.266	0,99	1983	1996	1983	1996
41002	Werra	Letzter Heller	Letzter Heller	5.478	1,00	1983	1997	1983	1997
42004	Fulda	Rotenburg	Rotenburg	2.160	1,00	1992	1996	1983	1995
42001	Fulda	Wahnhausen	Guntershausen	6.933	1,09	1983	1997	1983	1997
42005	Schwalm	Felsberg-Altenburg	Uttershausen	1.299	1,32	1992	1996		
43001	Weser	Hemeln	Wahmbeck	12.550	0,96	1983	1997	1983	1997
47301	Weser	Porta	Porta	19.162	1,00	1983	1997	1983	1996
47601	Grosse Aue	Steyerberg	Steyerberg	1.446	1,00	1984	1997	1989	1996
48204	Oker	Ohrum	Ohrum	813	1,00	1984	1997	1983	1996
48202	Oker	Gross Schwuelper	Gross Schwuelper	1.734	1,00	1984	1997	1983	1996
48301	Aller	Langlingen	Langlingen	3.288	1,00	1984	1997	1983	1996
48601	Oertze	Stedden	Feuerschuetzenbostel	766	1,04	1984	1997	1983	1996
48808	Leine	Leineturm	Leineturm	990	1,00	1984	1997	1983	1996
48807	Rhume	Elvershausen	Elvershausen	1.115	1,00	1984	1997	1983	1996
48804	Leine	Poppenburg	Poppenburg	3.463	1,00	1984	1997	1983	1996
48805	Innerste	Sarstedt	Heinde	1.263	1,41	1984	1997	1983	1995
48802	Leine	Neustadt	Neustadt	6.043	1,00	1984	1997	1983	1995
48903	Boehme	Boehme	Hollige	562	1,09	1984	1997	1983	1996
48901	Aller	Verden	Rethem	15.220	1,05	1984	1997	1996	1997
49103	Weser	Hemelingen	Bremen	38.415	1,00	1983	1997	1996	1996
49401	Wuemme	Truperdeich	Hellwege-Schleuse	908	1,00	1984	1997	1983	1996
49603	Hunte	Tungeln	Huntlosen	1.878	1,05	1984	1997	1983	1996
49601	Hunte	Reithoerne	Huntlosen	2.344	1,37	1985	1997	1983	1996



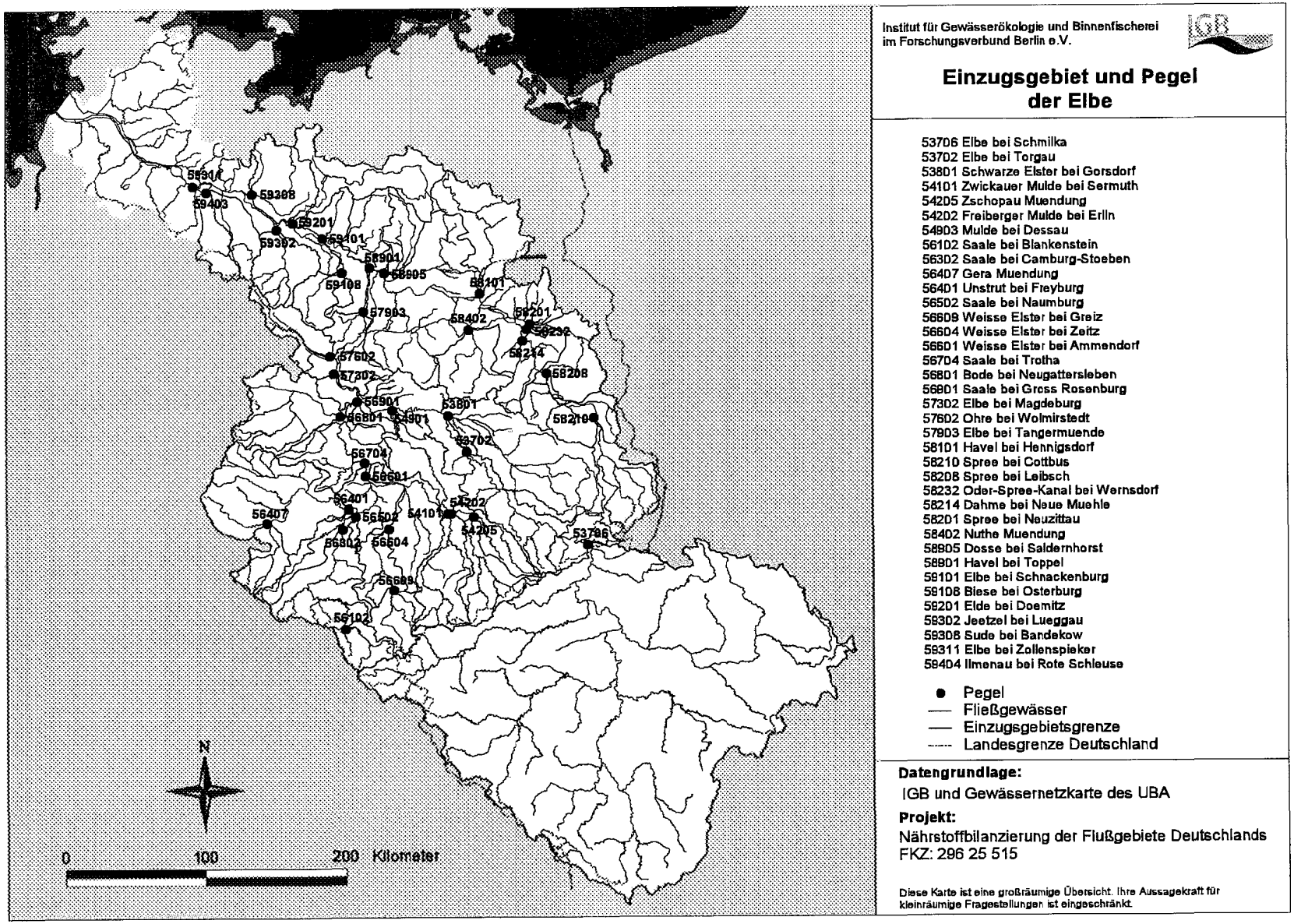
Karte 2.18: Einzugsgebiet und Pegel der Weser.

Elbe

Die 37 untersuchten Pegel im Elbegebiet sind in der Karte 2.19 dargestellt. Das gesamte Einzugsgebiet bis zum letzten tideunbeeinflußten Pegel bei Zollenspieker umfaßt 135.000 km², von denen 51.000 km² in der Tschechischen Republik liegen. Wie bereits bei den anderen Pegeln erläutert, sind auch im Gebiet der Elbe, die Daten nicht so vollständig, daß sie einen Vergleich für alle Parameter in beiden Zeiträumen erlauben (vergleiche Tabelle 2.13).

Tabelle 2.13: Pegel, Abfluß- und Gewässergütedaten im Elbe-Einzugsgebiet.

Adr.	Gewässer	Gütepegel	Durchflußpegel	A_{EZG}	U-Faktor	Gütedaten		Täglicher Abfluß	
				[km²]		von	bis	von	bis
53706	Elbe	Schmilka	Schoena	51.391	1,00	1985	1997	1983	1997
53702	Elbe	Torgau	Torgau	55.211	1,00	1987/91	1988/95		
53801	Schw. Elster	Gorsdorf	Loeben	5.453	1,26	1985/87/93	1985/90/97	1996	1997
54101	Zwi. Mulde	Sermuth	Wechselburg	2.361	1,12	1987	1996	1983	1995
54205	Zschopau	Muendung	Kriebstein	1.846	1,05	1988	1996	1987	1996
54202	Freib. Mulde	Erlln	Erlln	2.983	1,00	1987	1996	1983	1995
54901	Mulde	Dessau	Bad Dueben	7.399	1,16	1989/93	1990/97	1987	1997
56102	Saale	Blankenstein	Blankenstein	1.013	1,00	1983	1996	1983	1995
56302	Saale	Camburg-Stöben	Camburg-Stöben	3.977	1,00	1983	1996		
56407	Gera	Muendung	Erfurt	1.089	1,29	1983	1996	1983	1995
56401	Unstrut	Freyburg	Laucha	6.327	1,02	1983	1995	1983	1995
56502	Saale	Naumburg	Naumburg	11.449	1,00	1983	1995	1983	1995
56609	Wei. Elster	Greiz uh	Greiz uh	1.255	1,00	1983	1996	1983	1995
56604	Wei. Elster	Zeitz	Zeitz	2.479	1,00	1983	1995	1983	1995
56601	Wei. Elster	Ammendorf	Oberthau	5.384	1,09	1983	1995	1983	1995
56704	Saale	Trotha	Trotha	17.979	1,00	1983	1995	1983	1996
56801	Bode	Neugattersleben	Stassfurt	3.297	1,02	1984	1995	1989	1995
56901	Saale	Gr. Rosenburg	Calbe	23.718	1,00	1983	1997	1983	1997
57302	Elbe	Magdeburg	Magdeburg	94.942	1,00	1983	1997	1983/95	1993/97
57602	Ohre	Wolmirstedt	Wolmirstedt	1.503	1,00	1984	1995	1983	1995
57903	Elbe	Tangermuende	Tangermuende	97.780	1,00	1984	1994	1983	1996
58101	Havel	Hennigsdorf	Borgsdorf	3.108	1,03	1983	1995	1983	1996
58210	Spree	Cottbus	Cottbus	2.269	1,00	1983/89	1987/95	1983	1996
58208	Spree	Leibsch	Leibsch	4.529	1,00	1989	1997	1989	1997
58232	Osk	Wernsdorf	Wernsdorf	70	1,00	1983	1997	1983	1997
58214	Dahme	Neue Muehle	Neue Muehle	1.362	1,00	1989	1997	1983	1997
58201	Spree	Neuzittau	Hohenbinde	6.401	1,00	1983	1997	1983	1997
58402	Nuthe	Muendung	Muendung	1.811	1,00	1983	1995	1983	1994
58905	Dosse	Saldernhorst	Wusterhausen	1.099	1,93	1983	1995	1983/89	1985/92
58901	Havel	Toppel	Havelberg	24.297	1,01	1983	1997	1984	1997
59101	Elbe	Schnackenburg	Neu-Darchau	125.482	0,93	1983	1997	1983	1997
59108	Biese	Osterburg	Dobbrun	924	0,58	1984	1995	1983	1995
59201	Elde	Doemitz	Doemitz	2.990	1,02	1983	1995	1983	1995
59302	Jeetzel	Lueggau	Lucchow	1.660	1,28	1984	1997	1983	1996
59308	Sude	Bandekow	Garlitz	2.253	3,06	1983	1995	1983	1995
59311	Elbe	Zollenspieker	Neu-Darchau	135.024	1,03	1983	1997	1983	1997
59404	Ilmenau	Rote Schleuse	Bienenbuettel	1.545	1,08	1984	1997	1983	1996



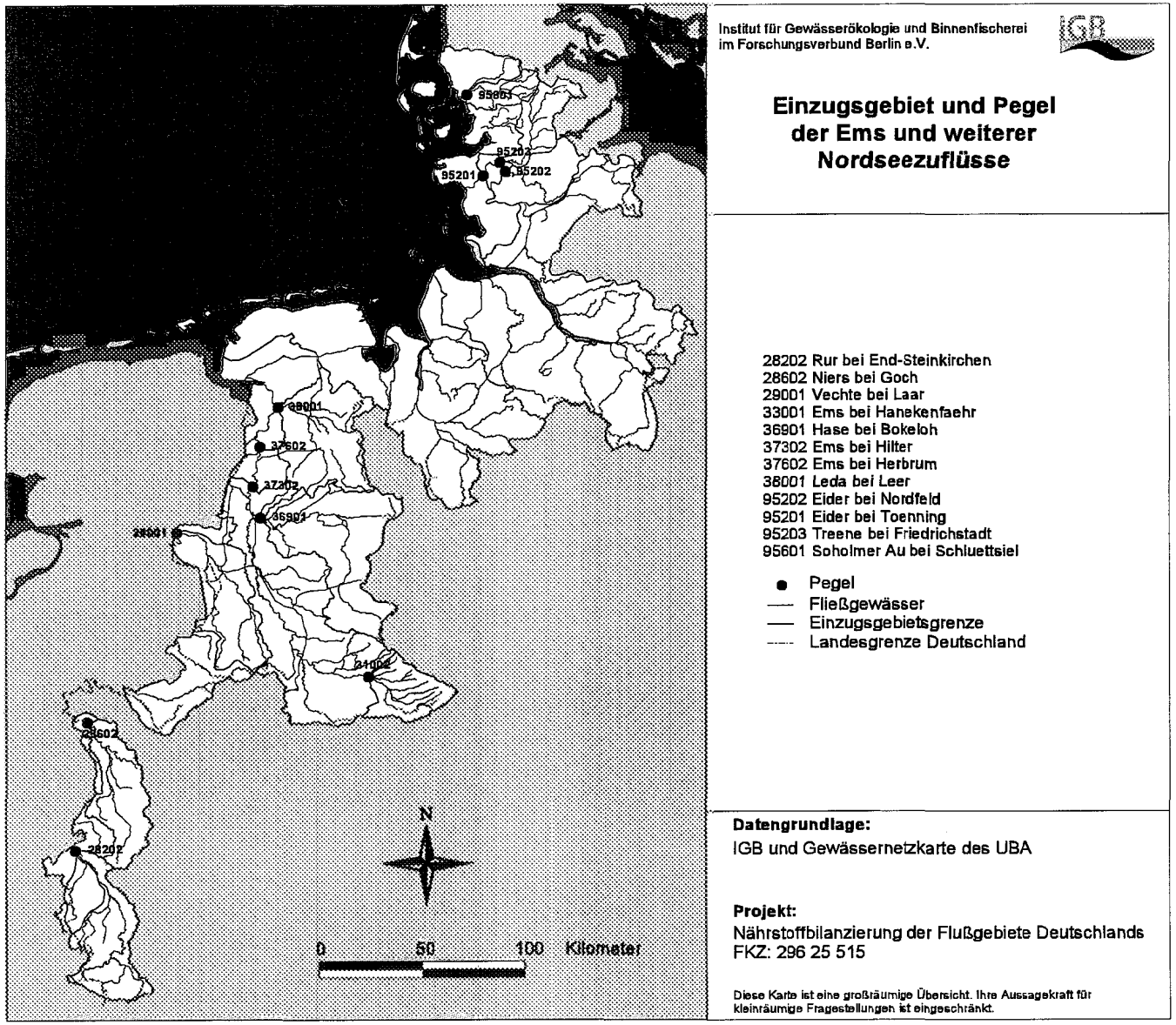
Karte 2.19: Einzugsgebiet und Pegel der Elbe.

Ems und weitere Nordseezuflüsse

Zum Bereich Ems und weitere Nordseezuflüsse (siehe Karte 2.20) wurden sowohl alle kleineren Flüsse zusammengefaßt, die direkt in die Nordsee münden als auch Flüsse, die nicht innerhalb Deutschlands in eines der Hauptstromgebiete münden (Rur, Niers, Vechte). Insgesamt wurden 12 Einzugsgebiete untersucht, deren Größe von 468 bis 9.207 km² variiert. Zur Frachtberechnung lagen jedoch nicht für alle Pegel ausreichende Daten vor (siehe Tabelle 2.14).

Tabelle 2.14: Pegel, Abfluß- und Gewässergütedaten im Bereich der Ems und weiterer Nordseezuflüsse.

Adr.	Gewässer	Gütepegel	Durchflußpegel	A_{EZG}	U-Faktor	Gütedaten		Täglicher Abfluß	
				[km²]		von	bis	von	bis
33001	Ems	Hanekenfaehr	Dalum	4.870	0,98	1984	1997		
36901	Hase	Bokeloh	Bokeloh	2.968	1,00	1984	1997	1983	1997
37302	Ems	Hilter	Herbrum	8.695	0,95	1984	1997		
37602	Ems	Herbrum	Herbrum	9.207	1,00	1984	1997		
38001	Leda	Leer		2.078		1984	1997		
28202	Rur	End-Steinkirchen	Stah	2.300	0,72				
28602	Niers	Pegel Goch	Pegel Goch	1.203	1,00	1985	1995	1983	1994
29001	Vechte	Laar	Emlichheim	1.762	1,20	1984	1997	1983	1997
95202	Eider	Nordfeld		941					
95201	Eider	Toenning		1.918					
95203	Treene	Friedrichstadt	Treia	797	1,68				
95601	Soholmer Au	Schluettsiel	Soholm	468	1,61				



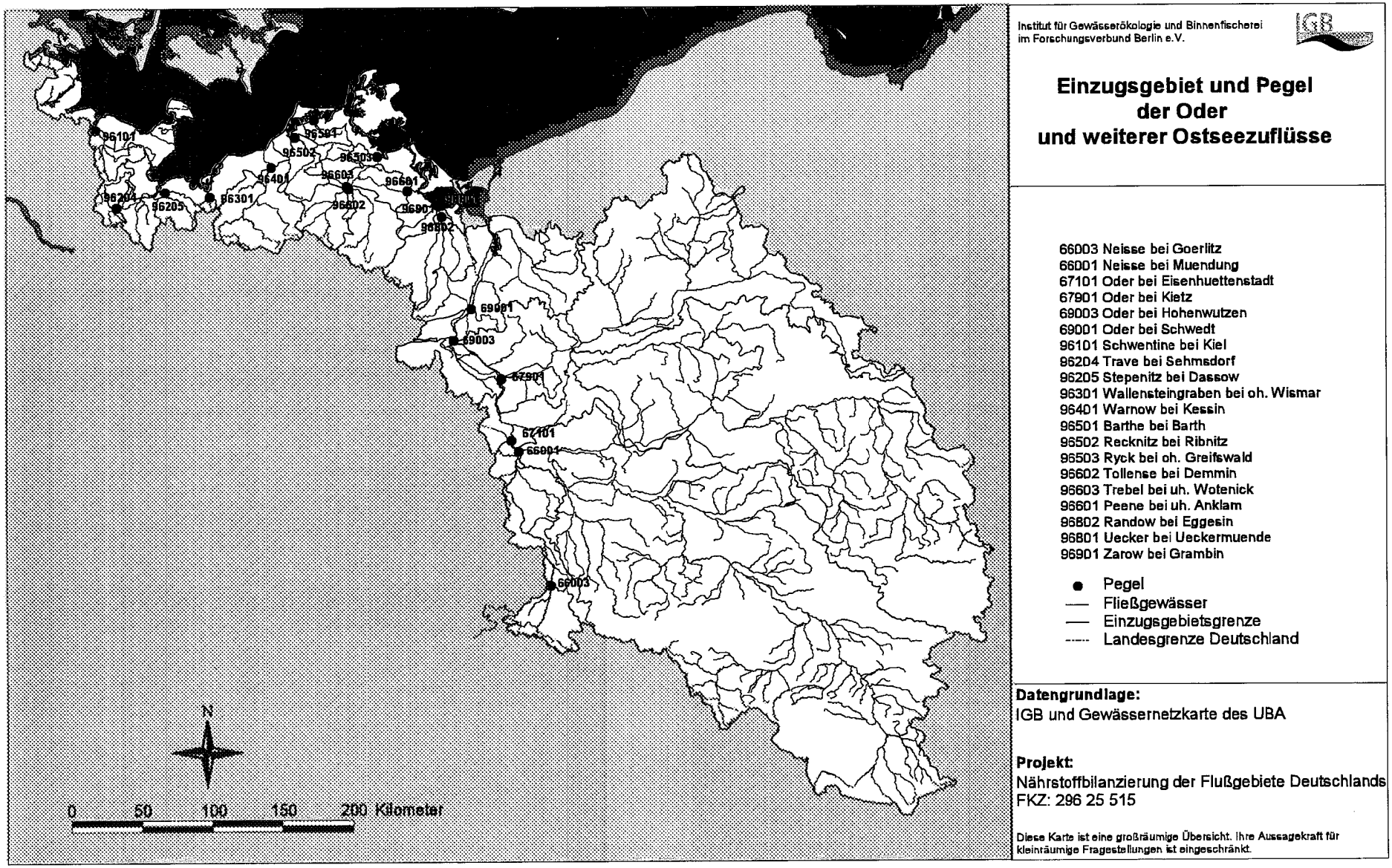
Karte 2.20: Einzugsgebiet und Pegel der Ems und weiterer Nordseezuflüsse.

Oder und weitere Ostseezuflüsse

Zum Bereich Oder und weiterer Ostseezuflüsse wurden sowohl die Oder als auch alle kleineren Flüsse zusammengefaßt, die direkt in die Ostsee münden (siehe Karte 2.21). Die Größe der 20 Einzugsgebiete variiert von 156 bis 112.950 km². Zur Frachtberechnung lagen jedoch nicht für alle Pegel ausreichende Daten vor (vergleiche Tabelle 2.15).

Tabelle 2.15: Pegel, Abfluß- und Gewässergütedaten im Bereich der Oder und weiterer Ostseezuflüsse.

Adr.	Gewässer	Gütepegel	Durchflußpegel	A_{EZG}	U-Faktor	Gütedaten		Täglicher Abfluß	
				[km²]		von	bis	von	bis
66003	Neisse	Goerlitz	Goerlitz	1.621	1,00	1983/95	1991/96		
66001	Neisse	Muendung	Guben 1	4.579	1,08	1983	1995		
67101	Oder	Eisenhuettenstadt	Eisenhuettenstadt	52.033	1,00	1983/94	1992/95	1983	1996
67901	Oder	Kietz	Kietz	53.752	1,00	1983	1995		
69003	Oder	Hohenwutzen	Hohensaaten	110.443	1,00	1983	1994	1983	1995
69001	Oder	Schwedt	Hohensaaten	112.950	1,03	1983	1995	1983	1995
96101	Schwentine	Kiel	Preetz	714	1,56	1991	1994		
96204	Trave	Sehmsdorf	Sehmsdorf	726	1,00	1991	1994		
96205	Stepenitz	Dassow	Boerzow	701	1,59	1983	1995	1983	1995
96301	Wallensteingr.	oh. Wismar	Hohen Viecheln	156	1,48	1984	1995	1933	1994
96401	Warnow	Kessin	Rostock OP	3.140	1,00	1983	1996	1995	1996
96501	Barthe	Barth	Redebas	292	1,36	1983	1995	1985	1995
96502	Recknitz	Ribnitz	Bad Suelze	669	1,50	1983	1995	1983	1995
96503	Ryck	Greifswald		231	7,23	1983	1995	1984	1994
96602	Tollense	Demmin	Klempenow	1.809	1,29	1983	1995	1983	1995
96603	Trebel	Wotenick	Kirch Baggendorf	992	4,96	1983	1995	1983/92	1989/95
96601	Peene	Anklam	Klempenow	5.110	3,64	1983	1995	1983	1995
96802	Randow	Eggesin	Pasewalk	668	2,04	1983	1995	1984	1994
96801	Uecker	Ueckermuende	Pasewalk	2.401	1,67	1983	1995	1983	1995
96901	Zarow	Grambin	Brohm	748	7,38	1983	1995	1983	1995



Karte 2.21: Einzugsgebiet und Pegel der Oder und weiterer Ostseezuflüsse.

3 Methodik

3.1 Emissionsmethode nach MONERIS

Zur Ermittlung der Nährstoffeinträge über verschiedene punktuelle und diffuse Eintragspfade in die Flußgebiete Deutschlands wurde das Modell **MONERIS** (**MO**delling **N**utrient **E**missions in **RI**ver **S**ystems) entwickelt und angewendet. Die Grundlagen für das Modell bilden einerseits Abfluß- und Gütedaten der zu untersuchenden Flußgebiete sowie ein Geographisches Informationssystem (GIS), in das sowohl digitale Karten als auch umfangreiche statistische Informationen integriert wurden (vergleiche Kapitel 2).

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. Die Unterscheidung in Einträge über diese einzelnen Komponenten ist notwendig, da sich ihre Stoffkonzentrationen und die dem Eintrag zugrunde liegenden Prozesse zumeist stark voneinander unterscheiden. Demzufolge sind mindestens vier verschiedene Pfade zu berücksichtigen (vergleiche Abbildung 3.1):

- Nährstoffeinträge in die Gewässer über die direkt auf die Wasseroberfläche eines Gebietes fallenden Niederschläge (atmosphärische Deposition),
- Nährstoffeinträge, die über den Oberflächenabfluß in die Gewässer gelangen,
- Nährstoffeinträge, die an den hypodermischen Abfluß (Interflow) bzw. eine schnelle unterirdische Abflußkomponente gebunden sind und
- Nährstoffeinträge über das Grundwasser (Basisabfluß) bzw. eine langsame unterirdische Abflußkomponente.

Für die an den Oberflächenabfluß und den Interflow gekoppelten Stoffeinträge reicht diese Unterscheidung nicht aus. So muß beim Oberflächenabfluß zwischen den als Abschwemmung realiserten Einträgen von gelösten Stoffen und den durch den Prozeß der Erosion verursachten Einträgen von partikulärer Substanz und daran gebundenen Nähr- und Schadstoffen unterschieden werden. Darüber hinaus ist zu berücksichtigen, daß die an den Oberflächenabfluß gekoppelten Eintragsprozesse von der Beschaffenheit der Fläche selbst abhängen. Dementsprechend müssen neben der Abschwemmung und der Erosion die an den Oberflächenabfluß von versiegelten urbanen Flächen gekoppelten Einträge separat quantifiziert werden.

Hypodermischer Abfluß kann sowohl unter natürlichen Bedingungen als auch infolge menschlicher Aktivitäten entstehen. So sind insbesondere die Einträge über künstlich angelegte Dränagen als ein separater Pfad zu berücksichtigen. Die Quantifizierung der Stoffeinträge sowohl über den natürlichen Interflow als auch die Dränagen ist besonders kompliziert. Einerseits liegen noch keine flächendeckenden Modellergebnisse über den Anteil des Interflows am Gesamtabfluß für die Flußgebiete Deutschlands vor. Andererseits existieren

bisher auch noch keine Angaben und Modelle, die die Ermittlung der Dränflächen in einzelnen Flußgebieten ermöglichen. Während innerhalb dieser Untersuchungen der Versuch unternommen wurde, über verschiedene Ansätze die Dränflächenanteile in den Flußgebieten Deutschlands abzuschätzen und damit die Grundlage für eine regional differenzierte Bestimmung der Nährstoffeinträge über diesen Pfad zu schaffen, mußte auf eine separate Quantifizierung der Einträge über den natürlichen Interflow noch verzichtet werden. Neben den Einträgen aus Dränagen werden alle anderen unterirdischen Pfade in den Einträgen über das Grundwasser zusammengefaßt. Das heißt, der Eintragspfad Grundwasser enthält zu einem vermutlich nicht dominanten aber regional unterschiedlichen Anteil auch die Einträge über den natürlichen Interflow.

Unter Berücksichtigung der Spezifika der einzelnen Eintragspfade sind zum gegenwärtigen Zeitpunkt flußgebietsbezogene Abschätzungen für die folgenden in Abbildung 3.1 schematisch dargestellten Pfade möglich:

- Punktquellen
- Atmosphärische Deposition
- Erosion
- Abschwemmung
- Versiegelte urbane Flächen
- Dränagen
- Grundwasser

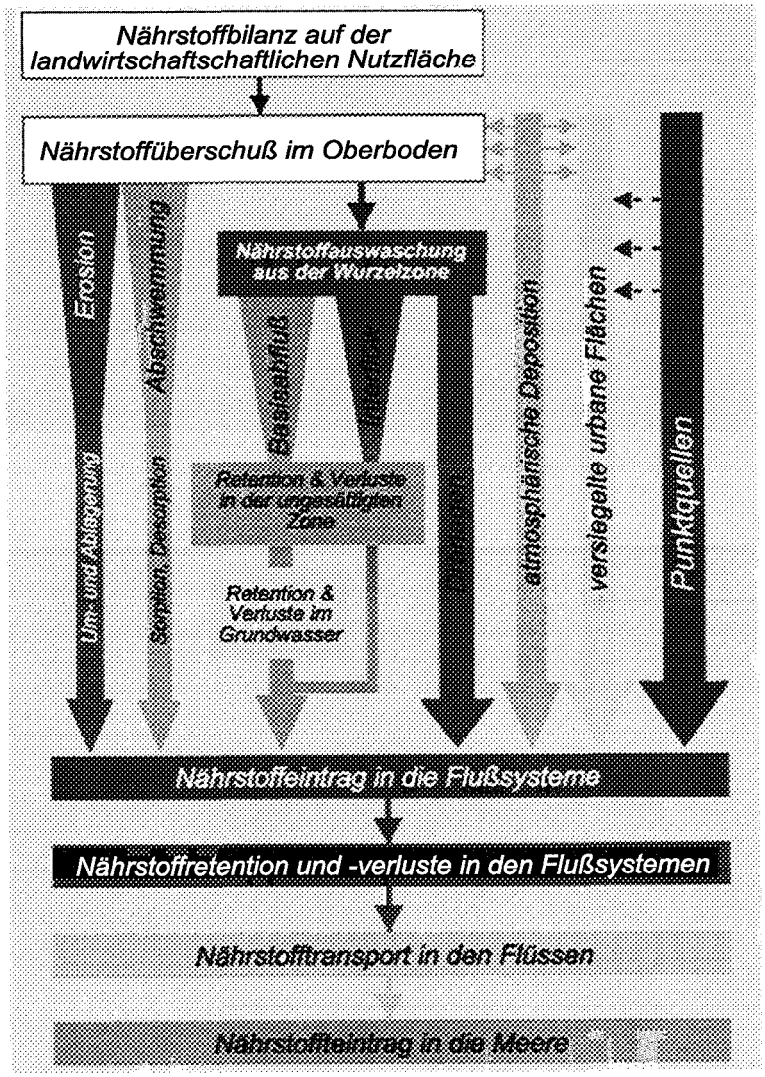


Abbildung 3.1: Pfade und Prozesse von MONERIS.

Auf den diffusen Eintragswegen unterliegen die Stoffe mannigfaltigen Transformations-, Verlust- und Rückhalteprozessen. Um die Nährstoffeinträge in ihrer Abhängigkeit von der Ursache quantifizieren und damit auch vorhersagen zu können, ist die Kenntnis der Transformations- und Rückhalteprozesse notwendig. Dies kann aufgrund des derzeitigen Wissenstandes, der zur Verfügung stehenden Datenbasis und der Größe der zu untersuchenden Gebiete nicht durch detaillierte dynamische Prozeßmodelle erfolgen. Hier wird im folgenden versucht, für die einzelnen Eintragspfade auf der Basis vorhandener Ansätze zur großräumigen Modellierung,

diese zu ergänzen und zu modifizieren und gegebenenfalls neue konzeptionelle Modelle abzuleiten.

WERNER & WODSAK (1994) und BEHRENDT (1996a) sowie BRAUN ET AL. (1991), PRASUHN & BRAUN (1994) und PRASUHN ET AL. (1996) haben bereits den erfolgreichen Versuch unternommen, die Eintragsschätzungen nicht nur für administrative Einheiten, sondern auch für Flußgebiete durchzuführen. Mit Blick auf die zu erwartende Wasserrahmenrichtlinie der Europäischen Union konzentrieren sich die vorliegenden Untersuchungen ebenfalls auf die Strom- und Flußgebiete, wobei Einzugsgebiete ab einer Größe von 1.000 km² ausgewählt worden sind. Dies hat gegenüber vorhergehenden Untersuchungen in Deutschland (z. B. HAMM, 1991) den Vorteil, daß einerseits Meßdaten für diese Flüsse als Basis bzw. zur Kontrolle der Ergebnisse herangezogen werden können und andererseits am Ende ein flächendeckendes Bild der regionalen Unterschiede in bezug auf die Einträge entsteht. Dieses erlaubt bei der Ableitung von weiteren Maßnahmen zur Senkung der Einträge regionale Schwerpunkte zu setzen.

3.1.1 Punktuelle Einträge

3.1.1.1 Nährstoffeinträge aus kommunalen Kläranlagen Deutschlands

Grundlage der Abschätzung der Phosphor- und Stickstoffemissionen aus kommunalen Kläranlagen ist die Ermittlung der notwendigen Eingangsparameter. Für jede erfaßte Abwasserbehandlungsanlage wird deswegen ein Basissatz an Daten erzeugt, auf dem die weiteren Berechnungen aufbauen. Er umfaßt folgende Kenngrößen:

- Auslastung (AU) der Anlage
- Behandelte Einwohnerwerte (EW_{AU})
- Behandelte bzw. angeschlossene Einwohner (E_{KA})
- Behandelte bzw. angeschlossene Einwohnergleichwerte (EGW)
- Behandelte Jahresabwassermengen unterteilt in:
  (1) Häusliches Abwasser (Q_H)
  (2) Industrielles bzw. gewerbliches Abwasser (Q_{GEW})
  (3) Fremdwasser (Q_F)
  (4) Schmutzwasser (Q_T)
  (5) Niederschlagswasser (Q_N)
  (6) Gesamtabwasser (Q_{GES})

Die Berechnung aller genannten Größen basiert auf der Ausbaugröße (EW_{AB}) und zwei Annahmen, die aus der Abwasserstatistik abgeleitet werden können. Sind für einzelne Kläranlagen bestimmte Basisgrößen aus der Literatur bereits explizit erfaßt, so werden diese verwendet und nicht neu berechnet.

Bei der 1. Annahme wird davon ausgegangen, daß der Auslastungsgrad (AU) aller Kläranlagen 75% beträgt. Die Abwasserstatistik 1995 unterstützt diese Annahme. In Tabelle 3.1 sind für alle Kläranlagen Deutschlands die Summen der Ausbaugrößen, der behandelten Einwohnerwerte (EW_{AU}) und die resultierenden Auslastungsgrade für die fünf Größenklassen der AbwV angegeben; sie liegen zwischen 74% und 78%.

Die 2. Annahme betrifft die Aufteilung der angeschlossenen Einwohnerwerte (EW_{AU}) auf die angeschlossenen Einwohner (E_{KA}) und Einwohnergleichwerte (EGW). Es wird angenommen, daß der Anteil der Einwohner von der Höhe der insgesamt behandelten Einwohnerwerte abhängt. Auch diese Annahme bestätigt die Abwasserstatistik 1995. Für die Größenklassen sind in Tabelle 3.1 die angeschlossenen Einwohner und die resultierenden E_{KA}/EW_{AU}–Verhältnisse angegeben. Es zeigt sich ein mit zunehmender Anlagengröße abnehmender Einwohneranteil.

Tabelle 3.1: Abwasserstatistik 1995: Ausbaugröße, Kapazitäten und Auslastungen nach Größenklassen der AbwV (STAT-ABW, 1995).

Größenklasse		EW_{AB}	EW_{AU}	E_{KA}	AU	E_{KA}/EW_{AU}
Von EW	Bis EW	[10^3 EW]	[10^3 EW]	[10^3 E]	[%]	[%]
0	999	1.614	1.252	1.155	78%	92%
1.000	4.999	6.949	5.209	4.283	75%	82%
5.000	9.999	6.184	4.726	3.489	76%	74%
10.000	99.999	57.872	42.832	27.192	74%	63%
100.000	∞	82.692	63.104	36.102	76%	57%

Auf der Basis der getroffenen Annahmen können für jede Kläranlage die Größen EW_{AU}, E_{KA} und EGW für beide Bezugsjahre abgeschätzt werden. Die Berechnung der behandelten Einwohnerwerte (EW_{AU}) erfolgt unter Verwendung der Beziehung:

$$\mathbf{EW_{AU} = AU \cdot EW_{AB}} \qquad \textbf{(3.1)}$$

Ausgehend von EW_{AU} kann in Verbindung mit dem von der Ausbaugrößenklasse abhängigen E/EW_{AU}–Verhältnis aus Tabelle 3.1 die Anzahl der für jede erfaßte Kläranlage angeschlossenen Einwohner bestimmt werden:

$$\mathbf{E_{KA} = EW_{AU} \cdot \left(\frac{E_{KA}}{EW_{AU}}\right)} \qquad \textbf{(3.2)}$$

Auf dem Gebiet der ehemaligen DDR liegen für 1985 zu den meisten Kläranlagen Angaben über die angeschlossenen Einwohner vor. Dort wo sie fehlen, wird zu ihrer Abschätzung nicht das E_{KA}/EW_{AU}-Verhältnis aus Tabelle 3.1 verwendet, sondern nach Größenklassen

differenzierte E_{KA}/EW_{AU}-Mittelwerte, die aus den vorhandenen E_{KA}/EW_{AU}-Angaben der DDR-Kläranlagen abgeleitet werden.

Die Zahl der an die Kläranlage angeschlossenen Einwohnergleichwerte (EGW) ergibt sich aus der Differenz der behandelten Einwohnerwerte und der angeschlossenen Einwohner:

$$\mathbf{EGW = EW_{AU} - E_{KA}} \tag{3.3}$$

Nach Abschätzung der Basisgrößen EW_{AU}, E_{KA} und EGW für jede erfaßte Kläranlage sind zusätzliche Anpassungen vorzunehmen. Diese haben das Ziel, innerhalb eines Bilanzgebietes die auf Basis der Annahmen berechneten mit den entsprechenden statistischen Angaben abzugleichen.

Die Anpassungen erfolgen im Bilanzjahr 1995 sowie 1985 für das Gebiet der alten Bundesländer für die Gebiete der LAWA 3-Steller. Als Vergleichsdaten dienen die Angaben aus den Abwasserstatistiken der Jahre 1987 und 1995. Im einzelnen wird für die Größen EW_{AU} und E_{KA} jeweils die Summe aller innerhalb eines LAWA 3-Stellers gelegenen Kläranlagen ermittelt und anschließend mit den entsprechenden Angaben aus der Abwasserstatistik verglichen. Bei Nichtübereinstimmung werden unter Verwendung der Funktion „Zielwertsuche" des Tabellenkalkulationsprogramms *Microsoft Excel 97* sowohl die Auslastung A als auch das E_{KA}/EW_{AU}-Verhältnis aller im betrachteten LAWA 3-Steller gelegenen Kläranlagen jeweils derart verändert, daß die Werte für EW_{AU} und E_{KA} mit den statistischen Angaben übereinstimmen. Für das Gebiet der ehemaligen DDR erfolgt im Bilanzjahr 1985 die Anpassung auf Bezirksebene entsprechend den vorhandenen abwasserstatistischen Angaben von 1989.

Nachdem an die Statistiken angepaßte Werte für EW_{AU}, E_{KA} und EGW vorliegen, werden für die Abschätzung der Abwassermengen aus der Statistik berechnete spezifische Abwassermengen der einzelnen Bilanzgebiete verwendet. Dabei wird das häusliche Abwasser (Q_H) auf die angeschlossenen Einwohner, das industriell-gewerbliche Abwasser (Q_{GEW}) auf die behandelten Einwohnergleichwerte (EGW) sowie Fremd- und Niederschlagswasser (Q_F, Q_N) auf die angeschlossenen Einwohnerwerte (EW_{AU}) bezogen. Da für die meisten Kläranlagen in den DDR-Bezirken 1985 die behandelten Gesamtabwassermengen angegeben sind, werden Q_F und Q_N jeweils anteilig aus diesen berechnet. Dazu wird jeweils ein Mittelwert für die neuen Bundesländer aus der Abwasserstatistik 1991 von $Q_F/Q_{GES} = 8\%$ und $Q_N/Q_{GES} = 10\%$ verwendet.

An dieser Stelle soll darauf hingewiesen werden, daß alle aus den Abschätzungen resultierenden Werte nur hypothetischen Charakter haben. Jede Kläranlage ist individuell, in Abhängigkeit vom Kanalnetz, der im Einzugsgebiet lebenden Bevölkerung und vorhandenen Industrie- und Gewerbebetrieben geplant und belastet. Die allgemeinen, auf der Statistik

beruhenden Annahmen und Berechnungen können somit nur annähernd die realen Verhältnisse einer Kläranlage abbilden.

Berechnung der Nährstoffemissionen

Die Abschätzung der N- und P-Emissionen aus kommunalen Kläranlagen erfolgt prinzipiell nach drei verschiedenen Methoden, die schematisch in Abbildung 3.2 zusammengefaßt sind.

Welche Abschätzungsmethode bei einer Kläranlage angewendet werden kann, hängt von den jeweils vorhandenen Daten ab. Während Methode 3 unabhängig vom Datenbestand für alle Kläranlagen angewendet werden konnte, können die Nährstoffemissionen nach Methode 1 nur bei vorhandenen Ablaufkonzentrationen, nach Methode 2 nur bei vorhandener ATV-Nährstoffbelastungsstufe berechnet werden. Hinzu kommt die Möglichkeit, daß die N- bzw. P-Fracht einer Kläranlage bereits explizit aus der Literatur erfaßt werden konnte. Für 1985 wird ausschließlich Abschätzungsmethode 3 angewendet.

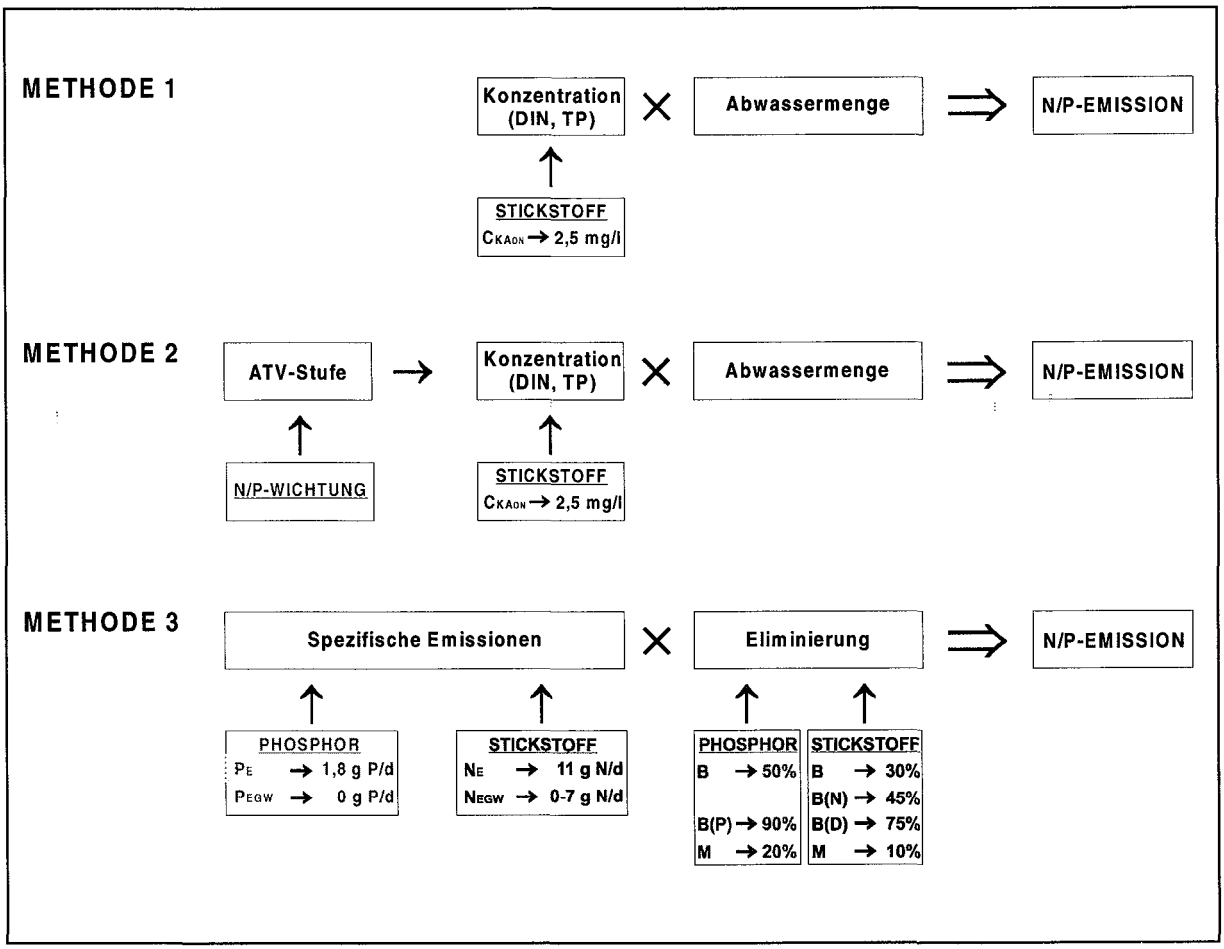


Abbildung 3.2: Schema der Abschätzungsmethoden für kommunale Kläranlagen (Angaben für Methode 3 gelten für 1995; *B: biologisch reinigende Kläranlage; B(P): mit P-Elimination; B(N): mit Nitrifikation; B(D): mit Denitrifikation; M: mechanisch reinigende Kläranlage*).

Methode 1: Ablaufkonzentration

Die Jahresfracht an Gesamtstickstoff und/oder -phosphor einer kommunalen Kläranlage wird auf Basis der entsprechenden Ablaufkonzentrationen in Verbindung mit der behandelten Abwassermenge berechnet.

Beachtet werden muß bei dieser Methode jedoch die Herkunft der verwendeten Daten. Angaben aus der ATV-Literatur entsprechen den Werten der im Rahmen der Eigenkontrolle der Kläranlagenbetreiber durchgeführten Untersuchungen. Bei diesen werden ausschließlich die in den Eigenkontrollverordnungen der Bundesländer vorgeschriebenen Parameter untersucht. Danach werden bei Stickstoff nur die anorganischen Komponenten - Ammonium, Nitrit und Nitrat - erfaßt. Da in dieser Arbeit jedoch die Fracht des Gesamtstickstoffs berechnet werden soll, ist es somit vor der Frachtberechnung notwendig, den angegebenen Konzentrationen einen Anteil für den organischen Stickstoff hinzuzufügen. In der Literatur wird eine mittlere Ablaufkonzentration von $C_{KA_{ON}} = 2$ mg N/l angegeben (SCHLEYPEN, 1995; PÖPEL ET AL., 1996). In dieser Arbeit wurde ein Wert von 2,5 mg N/l verwendet. Er resultiert aus den Jahresmittelwerten der acht Berliner Klärwerke für 1995, die zwischen 1,8 und 4,2 mg N/l liegen (BWB, 1997). Auch der Jahresmittelwert 1995 des Hamburger Klärwerksverbunds liegt bei 2,5 mg N/l (HSE, 1995).

Die für die Frachtabschätzung benötigte Angabe der Gesamtabwassermenge (Q_{GES}) wird den Daten der Einzelerfassung bzw. den Basisberechnungen entnommen.

Methode 2: ATV-Nährstoffbelastungsstufe

Die *ATV* führt sogenannte Kläranlagen-Leistungsvergleiche durch. Darin werden die Ergebnisse der vorgeschriebenen Eigenkontrollmessungen der Ablaufkonzentrationen von anorganischem Stickstoff ($C_{KA_{DIN}}$) und Gesamtphosphor ($C_{KA_{TP}}$) zu der sogenannten „Nährstoffbelastungsstufe" (NBS) zusammengefaßt. Diese charakterisiert in einem Wert die Reinigungsleistung bzw. die Nährstoffemissionen einer Kläranlage.

Bei der Ermittlung der Nährstoffbelastungsstufe geht die *ATV* folgendermaßen vor: Die Jahresmittelwerte der Ablaufkonzentrationen von $C_{KA_{DIN}}$ und $C_{KA_{TP}}$ werden jeweils nach dem in Tabelle 3.2 abgebildeten Schlüssel in die entsprechende Nährstoffbelastungsstufe eingeteilt. Anschließend wird aus den einzelnen Belastungsstufen für Stickstoff und Phosphor das arithmetische Mittel gebildet. Es ergibt sich eine mittlere Nährstoffbelastungsstufe, die im Gegensatz zu den Angaben in Tabelle 3.2 in Folge der Mittelwertbildung auch in halben Stufen angegeben wird (1; 1,5; 2; 2,5; 3; 3,5; 4; 4,5; 5).

Tabelle 3.2: Schlüssel für die ATV-Nährstoffbelastungsstufe (ATV, 1996).

NBS	Restverschmutzung	$C_{KA_{TP}}$	$C_{KA_{DIN}}$
		[mg/l]	[mg/l]
1	Sehr gering	≤ 0,5	≤ 8
2	Gering	0,6 - 1,0	9 – 13
3	Mäßig	1,1 - 2,0	14 – 18
4	Groß	2,1 - 5,0	19 – 35
5	Sehr groß	> 5,0	> 35

Für eine Frachtberechnung aus der mittleren Nährstoffbelastungsstufe ist es notwendig, diese wieder in separate N- und P-Belastungsstufen und somit Konzentrationsangaben umzuwandeln. Die einfache Anwendung von Tabelle 3.2 ist dabei jedoch nicht möglich, weil man dann davon ausgehen würde, daß die separaten Nährstoffbelastungsstufen für Stickstoff und Phosphor identisch mit der mittleren Nährstoffbelastungsstufe sind. Diese Annahme wäre jedoch falsch. Vielmehr kann die mittlere Belastungsstufe verschiedene Kombinationen von N- und P-Stufen bedeuten (z. B. kann die mittlere Belastungsstufe von 3 theoretisch sowohl ein Mittelwert aus 2 und 4, als auch aus 1 und 5 bedeuten).

Für die Ermittlung einzelner Belastungsstufen für Stickstoff und Phosphor wird deshalb das Schema der Tabelle 3.2 so modifiziert, daß die eingesetzten Reinigungsverfahren der Kläranlage, wie folgt berücksichtigt werden:

- Wird in einer Kläranlage eine gezielte *Denitrifikation* betrieben, so ist davon auszugehen, daß durch die erhöhte Stickstoffeliminierung die separate N-Belastungsstufe besser als die angegebene, mittlere Belastungsstufe ist. Aufgrund der rechnerischen Beziehung zum Mittelwert verschlechtert sich gleichzeitig die separate P-Belastungsstufe gegenüber der mittleren Nährstoffbelastungsstufe.
- Eine *Phosphorelimination* hingegen verbessert die Phosphoreliminierung einer Kläranlage. Somit vermindert sich die P-Belastungsstufe gegenüber der mittleren Angabe. Folglich erhöht sich die N-Belastungsstufe.
- Betreibt eine Kläranlage *keine oder beide weitergehenden Reinigungsverfahren*, d. h. kein Abwasserinhaltsstoff wird gegenüber dem anderen vermehrt eliminiert, so werden die mittleren Belastungsstufen beibehalten.

Der Grad der von den genannten Reinigungsverfahren abhängigen Erhöhung bzw. Verminderung der mittleren Nährstoffbelastungsstufe richtet sich nach dessen Wert. Bei den Stufen 2, 3 und 4 erfolgt eine Modifizierung von ± 1, bei den halben Stufen (1,5 bis 4,5) von ± 0,5. Für die Belastungsstufen 1 und 5 erfolgt unabhängig vom Reinigungsverfahren keine Modifizierung.

Tabelle 3.3 zeigt alle resultierenden separaten N- und P-Belastungsstufen in Abhängigkeit vom eingesetzten Reinigungsverfahren und der mittleren Nährstoffbelastungsstufe.

Tabelle 3.3: Modifizierter Schlüssel für die Konzentrationsberechnung aus den ATV-Nährstoffbelastungsstufen (*Bezeichnungen siehe Abbildung 3.2*).

Mittlere NBS	N-Belastungsstufe bei				P-Belastungsstufe bei			
	Nur B(D)	Nur B(P)	B(D)+B(P)	Ohne	Nur B(D)	Nur B(P)	B(D)+B(P)	Ohne
1	1	1	1	1	1	1	1	1
1,5	1	2	1	2	2	1	1	2
2	1	3	2	2	3	1	2	2
2,5	2	3	2	3	3	2	2	3
3	2	4	3	3	4	2	3	3
3,5	3	4	3	4	4	3	3	4
4	3	5	4	4	5	3	4	4
4,5	4	5	4	5	5	4	4	5
5	5	5	5	5	5	5	5	5

Nach Erhalt der separaten Belastungsstufen für Stickstoff und Phosphor ist es notwendig, die Angaben in Konzentrationen umzurechnen. Dazu wurden für die Nährstoffbelastungsstufen 2, 3 und 4 jeweils die mittlere Konzentration der Bereiche aus Tabelle 3.2, für die Stufe 1 jeweils die höchste und für die Stufe 5 die niedrigste Konzentration verwendet. Wie bereits erläutert, muß beim Stickstoff noch ein Konzentrationsanteil von 2,5 mg N/l für die organische Komponente hinzugefügt werden. Abschließend können in Verbindung mit den Abwassermengen die Stickstoff- und Phosphorfrachten der Kläranlagen berechnet werden.

Methode 3: Spezifische Emissionen

Die einer kommunalen Kläranlage zulaufenden Stickstoff- und Phosphorfrachten können aus den jeweils spezifischen Abgaben für jeden angeschlossenen Einwohner und Einwohnergleichwert bestimmt werden. Zusätzlich müssen die Frachten, die aus der Entsorgung der Fäkalschlämme bzw. Abwässer aus Sammelgruben und Kleinkläranlagen resultieren sowie die über das Fremd- und Niederschlagswasser (Q_F, Q_N) in die Kläranlage gelangen, mit berücksichtigt werden. In Verbindung mit den Eliminierungsleistungen der in den einzelnen Anlagen eingesetzten Verfahren kann die emittierte N- und P-Fracht berechnet werden.

Die **einwohnerspezifische Phosphorabgabe (AG_{E_P})** wird nach SCHMOLL (1998) für das Jahr 1995 neu bestimmt. Sie summiert sich aus den folgenden vier Komponenten:

- *Menschliche Ausscheidungen*: Unter der Annahme, daß Nahrungsaufnahme und Ausscheidungen des Menschen im Gleichgewicht stehen, kann die mittlere spezifische P-Abgabe hinreichend genau auf der Grundlage des mittleren Verbrauchs an Nahrungsmitteln bestimmt werden. 1994 standen in Deutschland insgesamt 1,61 g P pro Einwohner und Tag in verzehrbaren Bestandteilen der Lebensmittel auf Ebene des Großhandels zur Verfügung (DGE, 1996). Berücksichtigt man, daß davon ein Anteil

von ca. 15% an Tiere verfüttert wird oder verdirbt (persönliche Mitteilung ULBRICHT, 1997), so nimmt jeder Einwohner am Tag etwa 1,37 g P zu sich. In der „Nationalen Verzehrstudie", in der im Zeitraum von 1985 bis 1989 in den alten Bundesländern eine Erhebung über die durchschnittliche Zufuhr an Lebensmitteln und Nährstoffen bestimmt wurde, wird eine durchschnittliche P-Zufuhr von 1,18 g P/(E·d) angegeben (DGE, 1996). Im Mittel werden folglich etwa 1,28 g P/(E·d) aufgenommen und somit auch ausgeschieden. In der bundesdeutschen Literatur wird seit BERNHARDT (1978) immer wieder der Wert von 1,60 g P/(E·d) zitiert und verwendet (GLEISBERG, 1989; HAMM ET AL., 1991; BEHRENDT, 1994a; ATV, 1997). Der Wert scheint jedoch nach den o. g. Ausführungen, insbesondere den Angaben aus der „Nationalen Verzehrstudie", als nicht gerechtfertigt.

- *Nahrungsmittelreste*: Diese Komponente setzt sich aus zwei Anteilen zusammen. Der erste ist die Differenz zwischen den theoretisch verzehrbaren Bestandteilen an Lebensmitteln von 1,61 g P/(E·d) und den tatsächlich verzehrten Lebensmitteln von 1,28 g P/(E·d). Darin sind v. a. die Mengen an Nahrungsmitteln enthalten, die im Haushalt verderben oder an Tiere verfüttert werden. Geht man davon aus, daß etwa ein Drittel dieser Menge in das häusliche Abwasser gelangt, so ergibt sich eine Menge von 0,11 g P/(E·d). Der zweite zu berücksichtigende Anteil sind die Putz- und Schälverluste. Sie können unter Verwendung der Angaben von HAENEL (1980) über die mittlere Menge der Putz- und Schälverluste jeder Lebensmittelgruppe aus den verzehrbaren Anteilen der einzelnen Lebensmittelgruppen berechnet werden (DGE, 1996). Geht man davon aus, daß ein Drittel der Schäl- und Putzverluste ins Abwasser gelangt, so ergibt sich ein Wert 0,08 g P/(E·d). In der Summe sind für die Nahrungsmittelreste somit 0,19 g P/(E·d) anzusetzen.
- *Wasch- und Reinigungsmittel*: Phosphor liegt in maschinellen Geschirrspül- und Haushaltswaschmitteln in Form von Triphosphaten und Phosphonaten vor. In Deutschland wurden 1996 etwa 50 kt Geschirrspülmittel verkauft, davon waren etwa 29,3 kt pentanatriumtriphosphathaltige Kompaktgeschirrspülmittel, mit einem PO_4-Anteil von etwa 45%. Unter Berücksichtigung des Molmassen-Verhältnisses von P/Pentanatriumtriphosphat = 0,26 ergibt sich für 1996 eine Menge von 3,4 kt P/a (persönliche Mitteilung IKW, 1997). Dies entspricht einer einwohnerspezifischen Belastung von etwa 0,12 g P/(E·d). In Waschmitteln werden so gut wie keine Phosphate mehr eingesetzt, jedoch Phosphonate. Sie haben im Mittel einen Gewichtsanteil von 0,35%. In den 1996 in Deutschland eingesetzten 612 kt Haushaltswaschmitteln sind somit etwa 2,2 kt Phosphonate enthalten. Berücksichtigt man das mittlere Molverhältnis der vier wichtigsten Phosphonate (ATMP, HEDP, EDTMP, DTPMP) von P/Phosphonat = 0,32, so errechnet sich ein Wert von 0,02 g P/(E·d) (IKW, 1997; ALDER ET AL., 1996). Für die Wasch- und Reinigungsmittel ergibt sich für 1996 insgesamt ein Wert von 0,14 g P/(E·d).

- *Wäscheschmutz und Putzwasser*: Dieser Anteil beträgt 0,15 g P/(E·d) und wird von HAMM ET AL. (1991) übernommen.

Die gesamte einwohnerspezifische P-Abgabe für das Jahr 1995 summiert sich somit zu etwa 1,80 g P/(E·d). Zum Vergleich dieser theoretischen Betrachtung können Werte der acht Berliner Klärwerke herangezogen werden, für die für 1995 jeweils tägliche P-Zulaufwerte zur Verfügung stehen. Die gesamte Zulauffracht belief sich auf 2.264 t P/a (BWB, 1997). Bei etwa 3,34 Mio. angeschlossenen Einwohnern ergibt das eine spezifische P-Abgabe von 1,85 g P/(E·d). Dieser Wert stellt eine Obergrenze dar, wenn man eventuelle gewerbliche P-Anteile im Zulauf berücksichtigt. Aus der Hessischen Kläranlagendatenbank errechnet sich aus den Zuläufen ein Wert von etwa 1,70 g P/(E·d). Insgesamt wird somit die Größenordnung der theoretisch berechneten spezifischen P-Abgabe bestätigt.

Für das Bezugsjahr 1985 werden separate P-Abgaben sowohl für das Gebiet der ehemaligen DDR als auch das der alten Bundesländer verwendet. Angaben über den jeweiligen Anteil der Wasch- und Reinigungsmittel werden aus der Literatur übernommen. Die Werte der anderen drei Komponenten werden gegenüber dem Jahr 1995 nicht verändert, um eine bessere Vergleichbarkeit zwischen den beiden Bezugsjahren zu gewährleisten. Einen Überblick über die in der Literatur angegebenen sowie der verwendeten spezifischen P-Abgaben für 1985 und 1995 zeigt Tabelle 3.4.

Tabelle 3.4: Einwohnerspezifische Phosphorabgaben im Überblick (HAMM ET AL., 1991; BEHRENDT, 1994a; ATV, 1997).

AG_{E_P}-Komponente	AG_{E_P} 1985/ABL	AG_{E_P} 1985/NBL	AG_{E_P} 1989/ABL	AG_{E_P} 1989/NBL	AG_{E_P} 1996/D	AG_{E_P} 1985/ABL	AG_{E_P} 1985/NBL	AG_{E_P} 1995/D
	Literaturangaben					Verwendete P-Abgaben		
	[g P/(E·d)]					[g P/(E·d)]		
Menschliche Ausscheidungen	1,60	1,70	1,60	1,74	1,60	1,28	1,28	1,28
Nahrungsmittelreste	0,30		0,30		0,30	0,19	0,19	0,19
Wasch- u. Reinigungsmittel	1,60	2,31	0,45	2,31	0,30	1,60	2,31	0,14
Wäscheschmutz und Putzwasser	-	-	0,15	-	-	0,15	0,15	0,15
Gesamt (gerundet)	**3,5**	**4,0**	**2,5**	**4,1**	**2,2**	**3,3**	**4,0**	**1,8**

Bezüglich der Beibehaltung der Werte für die menschlichen Ausscheidungen in den alten Bundesländern wird davon ausgegangen, daß sich zwischen 1985 und 1995 die Ernährungsgewohnheiten nicht maßgeblich verändert haben, zumal die in der „Nationalen Verzehrstudie" gemachten Angaben sowieso auf Untersuchungen der Jahre 1985 bis 1989 basieren. Bei der Übertragung der Werte auf das Gebiet der ehemaligen DDR wird vorausgesetzt, daß sich das Nahrungsmittelangebot und die Ernährungsgewohnheiten in den beiden deutschen Staaten prinzipiell nicht unterschieden. Zwar gibt BEHRENDT (1994a) für 1985 etwa um 15% höhere Werte für die Summe aus menschlichen Ausscheidungen und

Nahrungsmittelresten an, aber bezogen auf die gesamte Abgabe beträgt diese Differenz nur noch 5% und ist somit vernachlässigbar gering.

Die **einwohnerspezifische Stickstoffabgabe** (AG_{E_N}) resultiert in erster Linie aus den menschlichen Ausscheidungen, v. a. dem Harnstoff. Daher unterliegt sie relativ geringen Schwankungen und wird in der Literatur vergleichsweise einheitlich angegeben. HAMM ET AL. (1991) berechnete aus den Nahrungsmittelverbräuchen eine spezifische Stickstoffabgabe von 12,0 g N/(E·d) und die ATV geht von 11,0 g N/(E·d) aus (ATV, 1997). Für die Berechnungen dieser Arbeit wird ein Wert von 11,0 g N/(E·d) verwendet.

Die Nährstoffeinträge der **industriellen Indirekteinleiter** bzw. spezifische, auf den Einwohnergleichwert bezogene N- und P-Abgaben können nur sehr schwer abgeschätzt werden. Zum einen sind die indirekten N- und P-Einleitungen nicht ausreichend bekannt, zum anderen können vorhandene Angaben nicht verallgemeinert werden. Auf keinen Fall sollten behelfsweise die einwohnerspezifischen Angaben auf die Einwohnergleichwerte übertragen werden, was zu einer erheblichen Überschätzung der Frachten bzw. Emissionen führen würde. Im folgenden kann nach HAMM ET AL. (1991) für den P-Eintrag angenommen werden, daß er gegenüber den durch die häuslichen Abwässer verursachten Eintrag vernachlässigbar gering ist. Das heißt, die EGW-spezifische P-Abgabe wird 0 g P/(EGW·d) angesetzt. Bezüglich Stickstoff kann eine EGW-spezifische Abgabe aus den N-Zulaufdaten der Datensammlung des WAR und der Berliner Kläranlagen in erster Näherung abgeschätzt werden. Ausgehend von der Beziehung:

$$\mathbf{AG_{EW_N} \cdot EW_{AU} = (AG_{E_N} \cdot E_{KA}) + (AG_{EGW_N} \cdot EGW)} \qquad \textbf{(3.4)}$$

mit
- AG_{EW_N} = auf EW bezogene spezifische N-Abgabe [g N/(EW·d)],
- AG_{E_N} = auf E bezogene spezifische N-Abgabe [g N/(E·d)],
- AG_{EGW_N} = auf EGW bezogene spezifische N-Abgabe [g N/(EGW·d)] und
- E_{KA} = angeschlossenen Einwohner.

kann unter Verwendung von Gleichung 3.3 AG_{EGW_N} wie folgt berechnet werden:

$$\mathbf{AG_{EGW_N} = \frac{EW_{AU} \cdot (AG_{EW_N} - AG_{E_N}) + EGW \cdot AG_{E_N}}{EGW}} \qquad \textbf{(3.5)}$$

EW_{AU} ist Bestandteil der Datensammlung, AG_{E_N} ist bekannt und AG_{EW_N} kann für jede Kläranlage aus den N-Zulauffrachten berechnet werden. Die Summe der behandelten EGW werden aus den EGW/EW_{AU}-Verhältnissen der Bundesländer aus der Abwasserstatistik 1995 entnommen. Insgesamt berechnet sich ein Mittel von ca. $AG_{EGW_N} = 7$ g N/(EGW·d). Da dieser Wert nur aus Angaben für Anlagen größer als 100.000 EW (Größenklasse 5) ermittelt wurde, werden für kleinere Anlagen folgende niedrigere AG_{EGW_N}-Werte angenommen:

- Größenklasse 4: AG_{EGW_N} = 5 g N/(EGW· d)
- Größenklasse 3: AG_{EGW_N} = 3 g N/(EGW· d)
- Größenklasse 2: AG_{EGW_N} = 1 g N/(EGW· d)
- Größenklasse 1: AG_{EGW_N} = 0 g N/(EGW· d)

Neben den Einwohnern, die direkt über die Kanalisation mit einer kommunalen Kläranlage verbunden sind, ist es notwendig, zusätzlich die **indirekt entsorgte Bevölkerung** zu berücksichtigen, d. h. die Nährstofffrachten der in den kommunalen Kläranlagen mitbehandelten Fäkalien/Fäkalschlämme bzw. Abwässer aus Sammelgruben und Kleinkläranlagen mit in die Bilanzierung einzubeziehen. Für die Quantifizierung wird von folgenden Annahmen ausgegangen: Ein bestimmter Anteil der Bevölkerung ist nicht an die Kanalisation angeschlossen. Abwässer dieses Teils der Bevölkerung werden in abflußlosen Gruben gesammelt, die entweder dicht sind (Prozentsatz der dichten Gruben in den alten Bundesländern: 1985: 60%; 1995: 80%; bzw. in den neuen Bundesländern: 1985: 20%; 1995: 40%) oder (in der jeweiligen Differenz zu 100%) undicht sind. Das Abwasser der abflußlosen Gruben enthält die volle N- und P-Abgabe (AG_E) und soll zu 100% kommunalen Kläranlagen zugeführt werden. Die Fäkalien der undichten Gruben enthalten nach BERNHARDT (1978) etwa 0,75 g P/(E· d) und 2 g N/(E· d). Sie sollen in den alten Bundesländern 1985 zu 80% und 1995 zu 90% bzw. in den neuen Bundesländern 1985 zu 50% und 1995 zu 70% in kommunale Kläranlagen abgefahren worden sein. Für die Bevölkerung, die zwar an das Kanalsystem aber nicht an kommunale Kläranlagen angeschlossen ist, wird angenommen, daß zwischen Haushalt und Kanal eine Klärgrube bzw. Kleinkläranlage geschaltet ist. Die in diesen gesammelten Fäkalien sollen die gleichen N- und P-Gehalte haben sowie denselben Abfahrbedingungen unterliegen, wie bei den undichten Gruben beschrieben. Auf Basis der getroffenen Annahmen und den entsprechenden, der Abwasserstatistik entnommenen Angaben über die jeweils zu berücksichtigen Einwohner können die N- und P-Zulaufffrachten aus der indirekt entsorgten Bevölkerung für die Gebiete der LAWA 3-Steller bestimmt werden. Sie werden anschließend auf alle Kläranlagen mit einer Ausbaugröße $EW_{AB} \geq 10.000$ EW proportional zur Ausbaugröße verteilt.

Für das der Kläranlage zulaufende Fremdwasser werden mittlere Grundwasserkonzentrationen angenommen. Nach WODSAK & WERNER (1994) können bei Stickstoff $C(Q_F)_N$ = 6 mg N/l und für Phosphor $C(Q_F)_P$ = 40 µg P/l angesetzt werden. Für das in den Anlagen mitbehandelte Niederschlagswasser werden Konzentrationen von $C(Q_N)_N$ = 3 mg N/l und $C(Q_N)_P$ = 1 mg P/l angenommen.

Mit den bisherigen Angaben über spezifische Abgaben und Zulaufkonzentrationen können in Verbindung mit den vorhandenen Kläranlagendaten bzw. mit den abgeschätzten Basisdaten die Phosphor- und Stickstoffzulauffrachten einer Kläranlage berechnet werden. Für die

Berechnung der Emissionen ist es notwendig, die **Eliminationsleistungen** der in den Kläranlagen eingesetzten Verfahren zu kennen.

Für Stickstoff werden nach Tabelle 3.5 für 1985 und 1995 konstante Reinigungsleistungen für die einzelnen Verfahren angenommen. Eine Schwierigkeit ergibt sich bei der Wahl der Werte für Belebungsanlagen, da die N-Eliminierung in erster Linie vom Schlammalter und somit von den zur Verfügung stehenden Beckenvolumina abhängig ist. Darüber liegen jedoch in den erfaßten Kläranlagendaten keine Angaben vor. Anlagen, die nicht ganzjährig nitrifizieren, erreichen eine Eliminierung von 25-30%, ganzjährig nitrifizierende Anlagen etwa 35%, aber auch bis zu 55%, wenn eine teilweise Denitrifikation mit 20% des Belebtschlammbeckenvolumens angenommen wird. Weist somit eine Kläranlage in der Datensammlung die Angabe „Nitrifikation" auf, so wird im Mittel eine Reinigung von 45% angenommen. Bei der gezielten Denitrifikation sind etwa 40% des Belebtschlammbeckens als Denitrifikationszone anzusetzen und es werden N-Eliminierungsleistungen von mindestens 70% erreicht. In den Berliner und Hamburger Anlagen werden im Jahresmittel 77-81% Stickstoff eliminiert (BUWAL, 1996; BWB, 1997; HSE, 1995).

Tabelle 3.5: N-Reinigungsleistungen verschiedener Kläranlagentypen.

Anlagentyp	N-Elimination			Quelle
	1985/NBL	1985/ABL	1995/D	
Abwasserteich (unbelüftet)	50%	50%	50%	WWA ANSBACH (1997)
Abwasserteich (belüftet)	30%	30%	30%	WWA ANSBACH (1997)
Belebungsanlage	30%	30%	30%	BISCHOF (1993), BEHRENDT (1994a), BUWAL (1996)
Belebungsanlage (teilbiologisch)	20%	-	-	BEHRENDT (1994a)
Belebungsanlage (vollbiologisch)	30%	-	-	BEHRENDT (1994a)
Mechanische Anlage	10%	10%	10%	BISCHOF (1993), BEHRENDT (1994a)
Tropf- u. Tauchkörperanlage	25%	25%	25%	BISCHOF (1993), BEHRENDT (1994a), BUWAL (1996)
Pflanzenkläranlage	45%	45%	45%	FELDE ET AL. (1996)
Landbehandlung	80%	-	-	BEHRENDT (1994a)
Nitrifikation	-	45%	45%	BUWAL (1996)
Denitrifikation	-	75%	75%	BUWAL (1996), KRAUTH & BAUMANN (1993)

Bezüglich der Eliminationsleistung bei Phosphor zeigt Tabelle 3.6, daß sie von 1985 zu 1995 deutlich zugenommen hat, z. B. bei den Belebungsanlagen ohne gezielte P-Elimination von 35% auf 50%. Diese Tatsache ist mit den in den letzten Jahren gesunkenen Phosphor-Kläranlagenzuläufen zu erklären. Dadurch sank auch das P/TOC-Zulaufverhältnis, welches der entscheidende Parameter für den Grad der biologischen P-Eliminierung durch Inkorporation von Phosphor in Biomasse ist. Aus niedrigen P/TOC-Verhältnissen resultieren vergleichsweise höhere P-Eliminierungsraten (SIEGRIST & BOLLER, 1996). Für die gezielte weitergehende P-Elimination (chemische Fällung oder biologisch) werden 90% angenommen. Berechnungen aus den Daten der Berliner Kläranlagen und der Hessischen Kläranlagendatenbank liegen zwischen 81% und 97% P-Eliminierung.

Tabelle 3.6: P-Reinigungsleistungen verschiedener Kläranlagentypen.

Anlagentyp	P-Elimination			Quelle
	1985/NBL	1985/ABL	1995/D	
Abwasserteich (unbelüftet)	25%	25%	45%	BERNHARDT (1978), WWA ANSBACH (1997)
Abwasserteich (belüftet)	25%	25%	45%	BERNHARDT (1978), WWA ANSBACH (1997)
Belebungsanlage	20%	35%	50%	BERNHARDT (1978), BEHRENDT (1994a), SIEGRIST & BOLLER (1996), GLEISBERG (1989), ATV (1997)
Belebungsanlage (teilbiologisch)	15%	-	-	BEHRENDT (1994a)
Belebungsanlage (vollbiologisch)	20%	-	-	BEHRENDT (1994a)
Mechanische Anlage	10%	15%	20%	BERNHARDT (1978), BEHRENDT (1994a), SIEGRIST & BOLLER (1996), HAMM (1989), ATV (1997)
Tropf- u. Tauchkörperanlage	15%	30%	45%	BERNHARDT (1978), WERNER & WODSAK (1994), SIEGRIST & BOLLER (1996), GLEISBERG (1989), ATV (1997)
Pflanzenkläranlage	75%	75%	75%	FELDE ET AL. (1996)
Landbehandlung	90%	-	-	BEHRENDT (1994a)
Phosphateliminierung	90%	90%	90%	BEHRENDT (1994a), ATV (1997)
Tuch-/Sandfilt./Mikrosiebung	-	-	95%	ATV (1997)

Unter Verwendung der bisher erläuterten Angaben werden für jede erfaßte Kläranlage die Nährstoffemissionen abgeschätzt. Bei den Berechnungen des Bezugsjahres 1995 werden für bestimmte Anlagen Korrekturen vorgenommen. Sie ergeben sich aus den Anforderungen der Abwasserverordnung (AbwV). Es kann davon ausgegangen werden, daß alle Kläranlagen, die ATV-Nährstoffbelastungsstufen von 1 bis 3 aufweisen, die in der AbwV geforderten Ablaufkonzentrationen für Stickstoff und Phosphor einhalten. Dafür können im Einzelfall in den Kläranlagen auch höhere Eliminationsleistungen als die in den Tabellen 3.5 und 3.6 angegebenen mittleren Leistungen realisiert werden. Tabelle 3.7 zeigt in dieser Studie angenommene, maximal mögliche Eliminierungsleistungen in Abhängigkeit von der N- bzw. P-Belastungsstufe und den in der Kläranlage eingesetzten Reinigungsverfahren.

Die Korrektur wird wie folgt vorgenommen: Für alle Kläranlagen, die den Anforderungen der AbwV unterliegen, wird die aus den bisherigen Abschätzungen nach Methode 3 rechnerisch resultierende Ablaufkonzentrationen für Stickstoff und Phosphor ermittelt. Überschreiten diese den nach AbwV zulässigen Grenzwert, so werden die zur Einhaltung des Grenzwertes theoretisch notwendigen Eliminationsleistungen berechnet und mit den in Tabelle 3.7 angegebenen, maximal möglichen Reinigungsleistungen verglichen. Liegen die berechneten Reinigungsleistungen unterhalb der in Tabelle 3.7 angegebenen Werte, so wird eine erneute Frachtberechnung mit diesen durchgeführt. Im anderen Fall - sind also die theoretisch notwendigen Eliminationsleistungen höher als in Tabelle 3.7 zugelassen - wird die nach Tabelle 3.7 maximal mögliche Reinigungsleistung für eine erneute Frachtberechnung verwendet.

Tabelle 3.7: Maxima für N- und P-Reinigungsleistungen der Korrekturberechnung.

N-/P-Belastungsstufe	Maximale Reinigungsleistung für				
	Stickstoff bei Verfahren			Phosphor bei Verfahren	
	B	B(N)	B(ND)	B	B(P)
1	68%	70%	85%	65%	98%
2 und 3	55%	68%	80%	60%	95%

Verwendete Frachten

Aus den bisherigen Ausführungen folgt, daß für jede Kläranlage mindestens eine, aber auch bis zu vier Frachtangaben vorliegen können. Allen Anlagen ist für 1985 und 1995 jeweils eine N- und P-Fracht nach Methode 3 zugewiesen worden. In Abhängigkeit vom Datenbestand der einzelnen Anlage sind in 1995 zusätzlich Frachten mit den Methoden 1 und/oder 2 berechnet worden. Weiterhin liegen 1995 für 325 Kläranlagen Frachtangaben aus der Literatur vor. Jeder Kläranlage wird im folgenden jeweils nur ein Wert für Stickstoff und Phosphor zugewiesen. Dabei werden explizite Frachtangaben von der *IKSE, IKSD* oder von Betreibern mit höchster Priorität verwendet. Liegen diese nicht vor, so werden die arithmetischen Mittelwerte der jeweils vorhandenen Frachtangaben der Abschätzungen nach den Methoden 1-3 verwendet. Liegt dabei jedoch sowohl eine Angabe nach Methode 1 als auch nach Methode 2 vor, so geht nur das arithmetische Mittel dieser beiden Angaben in die Gesamtmittelwertbildung ein, da beide auf Abschätzungen aus Konzentrationsangaben beruhen.

Flußgebietszuordnung

Die geographische Lage jeder erfaßten Abwasserbehandlungsanlage ist durch Zuordnung zu der Gemeinde (bzw. des Indexes) ihres Standortes festgelegt. Über eine Verknüpfung des Gemeindeindexes mit dem Datensatz von ArcGemeinde kann jede Kläranlage im Geographischen Informationssystems (GIS) als ein Punkt (Label) abgebildet und somit eindeutig einem Flußgebiet zugeordnet werden. Die Punkte repräsentieren jedoch nicht den exakten Standort der Kläranlage, da die aus ArcGemeinde resultierenden Label mehr oder weniger zufällig inmitten des Gemeindegebiets plaziert sind. Da das Gebiet einer Gemeinde – und somit auch ihr Label - in zwei oder mehr Flußgebieten liegen kann, wurde für Kläranlagen mit einer Ausbaugröße von $EW_{AB} \geq 10.000$ EW, deren Standortgemeinde in mehr als einem Einzugsgebiet liegt, eine Überprüfung und gegebenenfalls manuelle Korrektur der Labelposition durchgeführt. Bei den anderen Kläranlagen (d. h. $EW_{AB} < 10.000$ EW) wird in erster Näherung davon ausgegangen, daß die Label aus ArcGemeinde hinreichend genau die Kläranlagenstandorte repräsentieren.

3.1.1.2 Nährstoffeinträge aus kommunalen Kläranlagen des angrenzenden Auslandes

Bei der Ermittlung der Nährstoffeinträge aus kommunalen Kläranlagen des Auslands für die Stromgebiete der Donau, des Rheins und der Elbe wird auf die in Abschnitt 2.2.2 dargestellten Literaturangaben zurückgegriffen. Die Aufteilung der Emissionen auf die einzelnen Flußgebiete, die Flächenanteile im Ausland aufweisen, erfolgt anhand des jeweiligen Anteils der urbanen Fläche (aus CORINE-Landcover) am gesamten, im Ausland gelegenen Stromeinzugsgebiet.

3.1.1.3 Nährstoffeinträge von industriellen Direkteinleitern

Die Nährstoffeinträge industrieller Direkteinleiter aus Deutschland und dem Ausland werden der Literatur entnommen (vergleiche Abschnitt 2.2.3). Liegen Daten bereits für einzelne Flußgebiete vor, so werden diese direkt übernommen. Sind nur summarische Angaben für großräumige Gebiete verfügbar (z. B. für ABL, NBL oder die Stromgebiete im Ausland), so erfolgt die Aufteilung der Emissionen auf die einzelnen Flußgebiete anhand der Verteilung der urbanen Fläche nach CORINE-Landcover.

3.1.2 Diffuse Einträge

Die berücksichtigten Pfade für die diffusen Nährstoffeinträge (vergleiche Abbildung 3.1) entsprechen weitestgehend denen, die bereits von WERNER ET AL. (1991) sowie WERNER & WODSAK (1994) für die alten und neuen Bundesländer verwendet wurden. Da sich aber die Methodik zumindest bei einigen Pfaden deutlich unterscheidet und auch einige unsicher zu schätzende Pfade nicht berücksichtigt werden (wie z. B. landwirtschaftliche Direktein-träge), ist es für eine Ermittlung der bisherigen Veränderungen der Eintragsgrößen und damit der Effektivität von eingeleiteten Maßnahmen unerläßlich, daß die gleiche Methodik nicht nur für den Zeitraum um 1995, sondern auch für den vorhergehenden Zeitraum um 1985 angewandt wird.

Die Erarbeitung der Methodik erfolgte zunächst speziell für die beiden Nährstoffe Stickstoff und Phosphor. Da sich das Verhalten von Phosphor und Stickstoff in der Umwelt stark unterscheidet, sind die Methoden nicht immer für beide Stoffe gleich. Generell können die Methoden aber auch für andere Stoffe, wie z. B. Schwermetalle eingesetzt werden, wenn die für diese Stoffe notwendigen Modellkoeffizienten ermittelt werden können und das Verhalten der Stoffe in der Umwelt dem von Stickstoff oder Phosphor ähnelt.

Ausgangspunkt der Eintragsmodellierung für jedes Einzugsgebiet ist die modellhafte Beschreibung der Wasserbilanz:

$$Q = Q_{GW} + Q_{DR} + Q_{RO} + Q_{URB} + Q_{AD} \quad (3.6)$$

mit
- Q = mittlerer Abfluß [m³/s],
- Q_{GW} = Basisabfluß [m³/s],
- Q_{DR} = Dränageabfluß [m³/s],
- Q_{RO} = Oberflächenabfluß von nichtversiegelten Flächen [m³/s],
- Q_{URB} = Abfluß von versiegelten Flächen [m³/s] und
- Q_{AD} = atmosphärischer Zufluß, der sich aus der Bilanz des direkten Niederschlages auf die Gewässerfläche und aus der Verdunstung von diesen Flächen ergibt [m³/s].

Die einzelnen Komponenten dieser Wasserbilanz werden mit Ausnahme des Basisabflusses als mittlere Werte für jeweils einen Zeitraum von fünf Jahren mittels empirischer Gleichungen aus den Niederschlägen berechnet. Dies ist notwendig, weil die Berechnungsansätze sich teilweise nur für längere Zeiträume eignen und mit einem Zeitraum von fünf Jahren die in hydrologischen und Klimareihen vorkommenden Periodizitäten von fünf Jahren und weniger ausgeschlossen werden sollen, um so die Fehler sowohl bei den Messungen als auch den Modellen zu reduzieren.

Der Basisabfluß Q_{GW} wird für jedes Flußgebiet aus der Differenz zwischen dem gemessenen Abfluß und den Werten der anderen Abflußkomponenten berechnet. Für Zwischengebiete wird der Abfluß aus den Abflußdifferenzen der jeweiligen Pegelgebiete ermittelt. Bei dieser Vorgehensweise werden Fehler bei den Abflußmessungen auf den Abfluß des Zwischengebietes übertragen, so daß teilweise sogar negative Abflußwerte bzw. aus der Bilanzrechnung negative Werte für den Basisabfluß vorkommen können. In den Fällen, in denen aus den Bilanzrechnungen sehr hohe positive oder negative Abweichungen des berechneten Basisabflusses von der Sickerwasserhöhe (berechnet nach WENDLAND ET AL. (1993); siehe Abschnitt 3.1.2.6) festgestellt wurden, wurden die Basisabflüsse der Zwischengebiete so korrigiert, daß die Abflußbilanz zwischen den Pegelgebieten möglichst gering beeinflußt wird und die Abweichungen von den gemessenen Abflüssen bei den jeweiligen unterhalb liegenden Pegel kleiner als 10% sind.

3.1.2.1 Quantifizierung der Nährstoffüberschüsse auf der landwirtschaftlichen Nutzfläche und deren langzeitige Veränderung

Der überwiegende Teil der diffusen Nährstoffeinträge wird durch die Landwirtschaft verursacht. Demzufolge müssen die Modelle zur Quantifizierung der Nährstoffeinträge in die Flüsse diese landwirtschaftlichen Aktivitäten in geeigneter Weise berücksichtigen. Einer der Hauptfaktoren, der über die Größe der Nährstoffbelastungen aus diffusen Quellen in den Flußgebieten bestimmt, ist der jährliche Überschuß von Nährstoffen auf der landwirtschaftlichen Nutzfläche. Da eine wesentliche Aufgabe der Untersuchungen in der regionalen Differenzierung der Nährstoffeinträge auf einzelne Flußgebiete besteht, ist es

notwendig, auch die Nährstoffüberschüsse zu regionalisieren. Diese Aufgabe wurde im Rahmen eines Unterauftrages von der *Gesellschaft für Boden- und Gewässerschutz e. V.* bearbeitet. Die Beschreibung von Datengrundlagen und Methodik sowie der Ergebnisse zu den Quantifizierungen der Nährstoffüberschüsse ist so umfangreich, daß auf eine ausführliche Darstellung im Rahmen dieses Berichtes verzichtet wird. Der bereits von BACH ET AL. (1998) fertiggestellte Bericht für die Teilaufgabe „Regional differenzierte Bilanzierung der Stickstoff- und Phosphorüberschüsse der Landwirtschaft in den Gemeinden/Kreisen in Deutschland" liegt diesem Bericht vollständig als Anlage I bei. Die Karten 3.1 und 3.2 geben für das Jahr 1995 einen zusammenfassenden Überblick über die Stickstoff- und Phosphorüberschüsse auf der landwirtschaftlichen Fläche.

Die von BACH ET AL. (1998) regional differenzierten Nährstoffüberschüsse auf der landwirtschaftlichen Nutzfläche wurden mit den Flußgebietsgrenzen verschnitten und so die mittleren Überschüsse in den einzelnen Flußgebieten für diese Bezugsjahre ermittelt.

Neben der regionalen Differenzierung der Nährstoffüberschüsse ist für die Quantifizierung der Veränderungen der Nährstoffeinträge in die Flußgebiete auch eine Ermittlung der zeitlichen Veränderung der Nährstoffüberschüsse auf der landwirtschaftlichen Nutzfläche notwendig. Diese Aufgabe wurde zum Teil von BACH ET AL. (1998) durchgeführt. Dabei mußte jedoch auf eine regionale Differenzierung infolge fehlender Datengrundlagen verzichtet werden, so daß lediglich die Veränderungen der Nährstoffüberschüsse in den alten Bundesländern von 1970 bis 1995 und für das gesamte Bundesgebiet für den Zeitraum 1990 bis 1995 ermittelt werden konnten. Auf dieser Grundlage wurden unter Berücksichtigung der landwirtschafltichen Nutzfläche in den alten und neuen Bundesländern die jährlichen Überschüsse in den neuen Bundesländern für 1990 bis 1995 berechnet. Die Ergebnisse dieser langzeitigen Veränderungen der Stickstoffüberschüsse seit 1970 bzw. 1990 sind in den Tabellen 3.8 und 3.9 aufgeführt (grau unterlegte Bereiche).

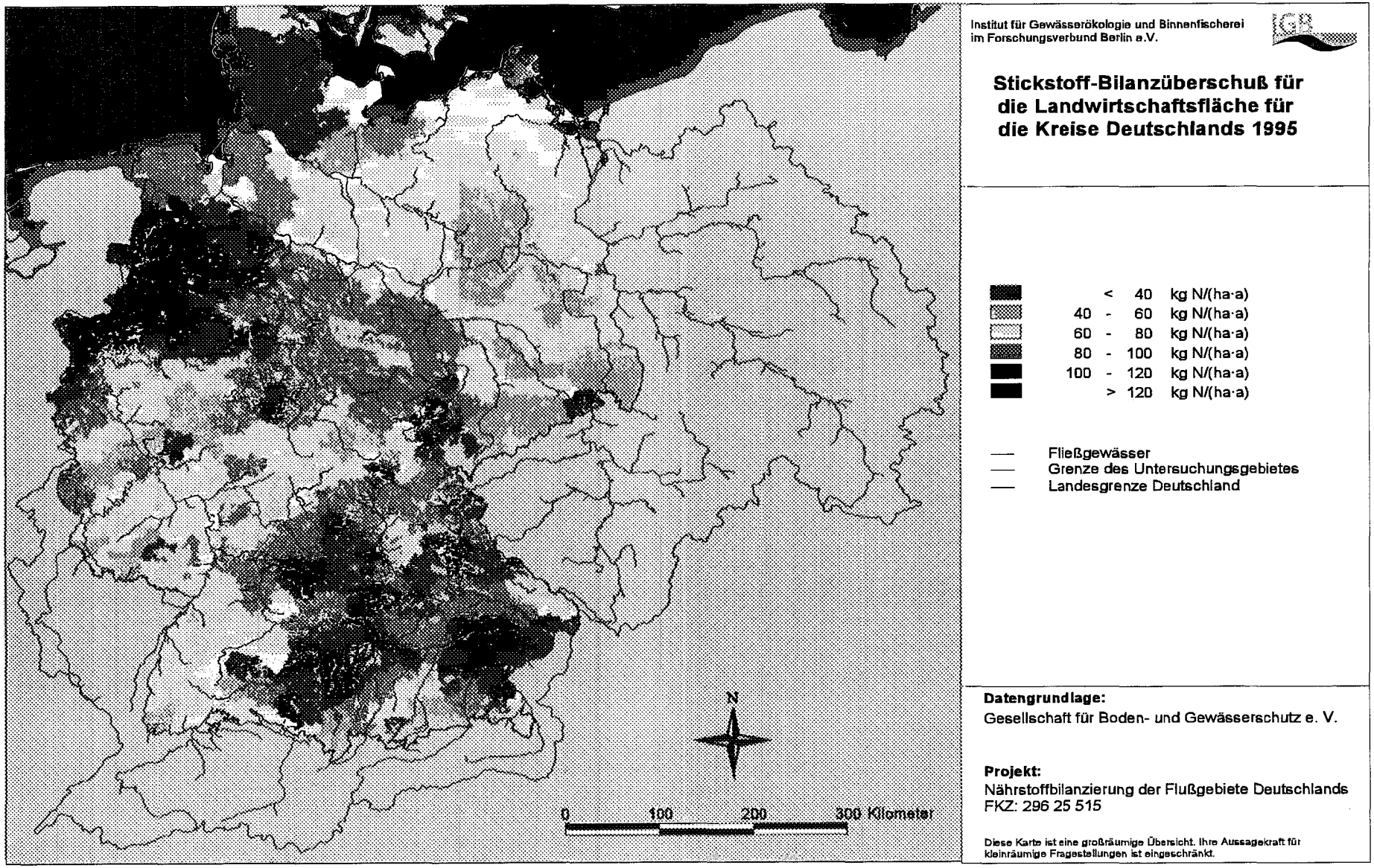
Wie im Abschnitt 3.1.2.6 noch gezeigt wird, ist der betrachtete Zeitraum für die Veränderungen der Nährstoffüberschüsse von 1970 bzw. 1990 beginnend noch zu gering. Um die Zeitreihen der Nährstoffüberschüsse über die Jahre 1990 bzw. 1970 hinaus zu verlängern, wurden die Ergebnisse von BEHRENDT (1988) zu den Veränderungen der Nährstoffüberschüsse in den alten und neuen Bundesländern sowie in den Niederlanden und Dänemark von 1948 bis 1985 herangezogen. Die von BEHRENDT (1988) genutzte Methodik unterscheidet sich dabei kaum von der von BACH ET AL. (1998) beschriebenen, allerdings wurden etwas andere Koeffizienten für die Nährstoffentzüge und die Nährstoffgehalte in den tierischen Exkrementen genutzt (siehe BEHRENDT, 1988). Für die alten Bundesländer ist für den Zeitraum 1970 bis 1985 ein direkter Vergleich der von BACH ET AL. (1998) und BEHRENDT (1988) ermittelten Nährstoffüberschüsse möglich. Diesen Vergleich zeigen die Abbildungen 3.3 und 3.4. Es ist ersichtlich, daß die geschätzten Überschüsse für Phosphor im gesamten Zeitraum von 1970 bis 1985 sowie für Stickstoff von 1970 bis 1976 nahezu

identisch sind. Von 1976 bis 1985 werden von BACH ET AL.(1998) um ca. 10% höhere Stickstoffüberschüsse berechnet. Aufgrund der guten Übereinstimmung zwischen den beiden berechneten Nährstoffüberschüssen werden die angegebenen Werte von BEHRENDT (1988) für die Stickstoff- und Phosphorüberschüsse in den alten Bundesländern vor 1970 genutzt, um die Reihe von BACH ET AL. (1998) über das Jahr 1970 hinaus in die Vergangenheit zu verlängern.

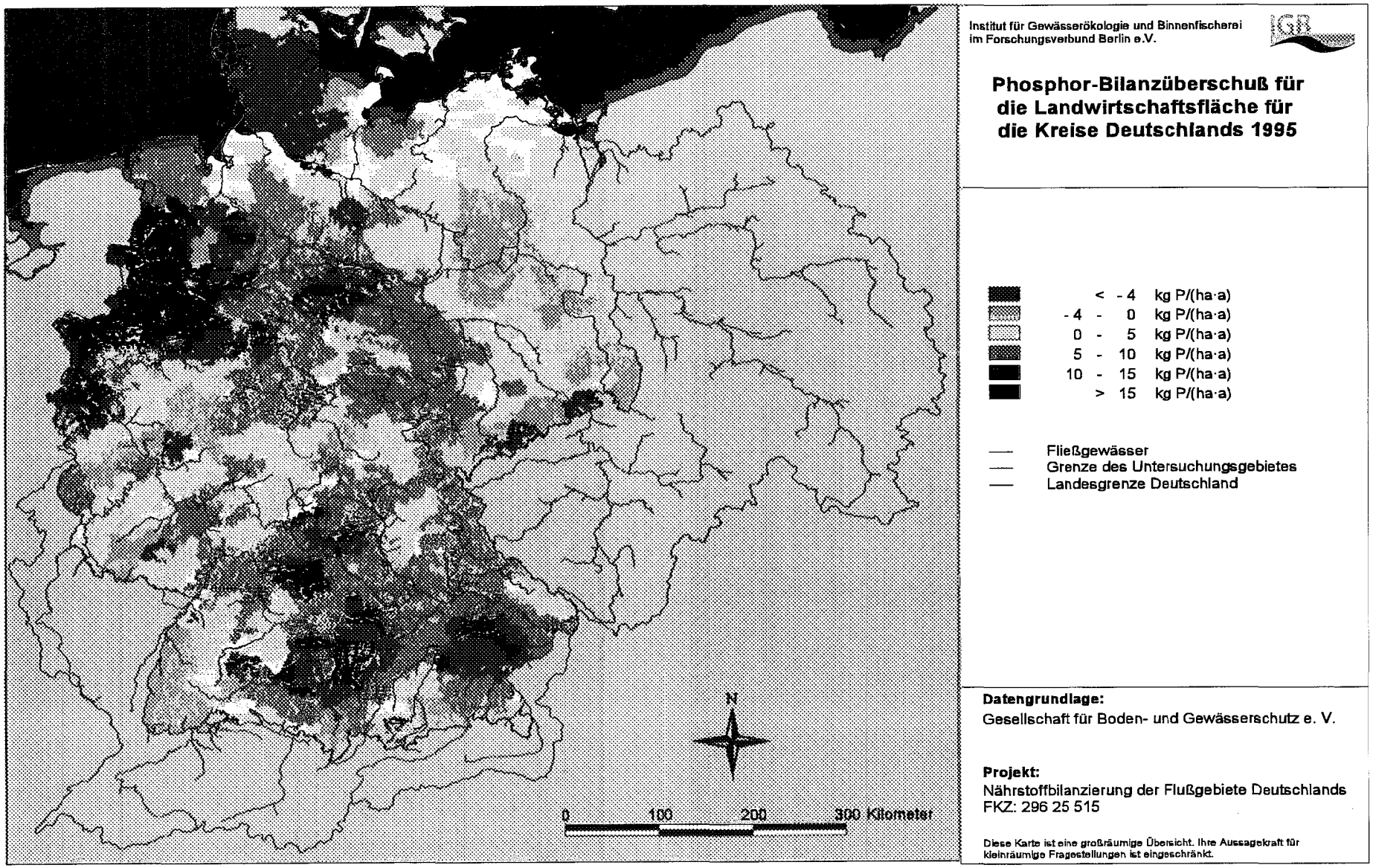
Bezüglich der neuen Bundesländer ist ein sehr starker Bruch in den Reihen der Nährstoffüberschüsse zwischen den Jahren 1989 und 1990 feststellbar (vergleiche Abbildungen 3.3 und 3.4). Dies ist jedoch nicht auf methodische Unterschiede, sondern auf die sehr drastischen Veränderungen in der Landwirtschaft der neuen Bundesländer seit der Wende im Jahr 1989 zurückzuführen. Sowohl der Einsatz von Düngemitteln als auch die Tierbestände haben sich in dieser Zeit sehr stark verringert. Bei den Untersuchungen zur Langzeitveränderung der Nährstoffüberschüsse in den neuen Bundesländern wurde deshalb von einem unmittelbaren Rückgang der Überschüsse von einem Niveau von 101 auf 38 kg N/(ha·a) und von 22 auf –4 kg P/(ha·a) ausgegangen und die Reihe von BEHRENDT (1988) genutzt, um die Überschüsse nach BACH ET AL.(1998) von 1990 an in die Vergangenheit zu verlängern.

In der Abbildung 3.5 sowie den Tabellen 3.8 und 3.9 sind die bei den folgenden Untersuchungen als Eingangsdaten genutzten langzeitigen Veränderungen der Stickstoffüberschüsse dargestellt. Zusätzlich enthält die Tabelle 3.8 und die Abbildung 3.5 die Werte der Stickstoffüberschüsse, die sich als Mittelwerte von 10, 20 bzw. 30 Vorjahren ergeben. Diese Mittelwerte sind notwendig, um bei den Berechnungen des Zusammenhanges zwischen den Grundwasserkonzentrationen und den sich aus den Stickstoffüberschüssen berechnenden Konzentrationen im Sickerwasser die Dauer des Aufenthaltes in der ungesättigten Zone und im Grundwasser und damit die Geschichte der Überschüsse berücksichtigen zu können.

Bei Phosphor, der bis zu einer Sättigung des Oberbodens überwiegend in den obersten Bodenschichten akkumuliert wird, werden die von 1948 vorliegenden P-Überschüsse genutzt, um die in der Abbildung 3.6 und Tabelle 3.9 dargestellten P-Akkumulationen im Oberboden und damit später den P-Gehalt der Böden und ihre zeitliche Veränderung näherungsweise abzuschätzen.



Karte 3.1: Stickstoff-Bilanzüberschuß für die Landwirtschaftsfläche für die Kreise Deutschlands 1995.



Karte 3.2: Phosphor-Bilanzüberschuß für die Landwirtschaftsfläche für die Kreise Deutschlands 1995.

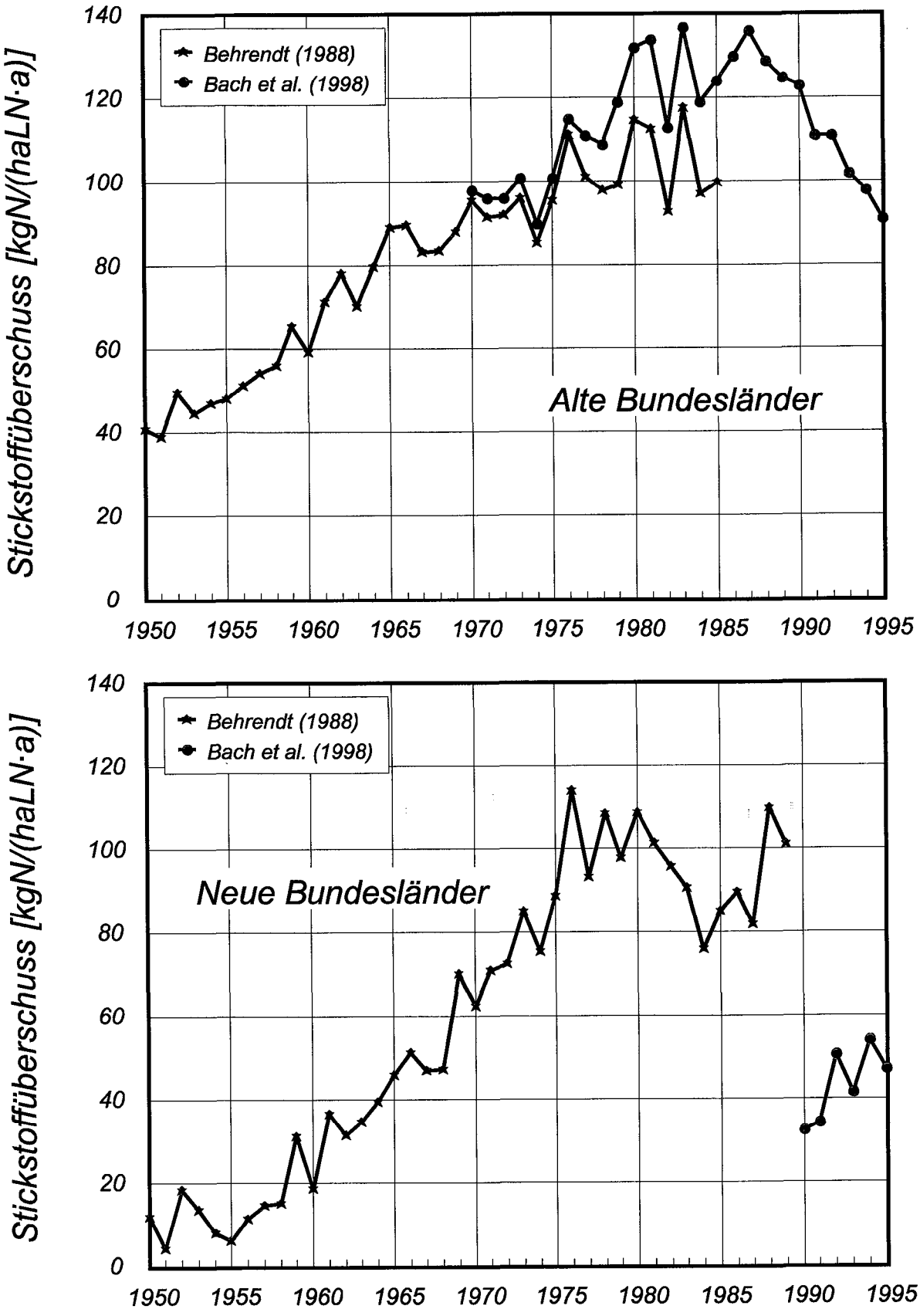


Abbildung 3.3: Langzeitveränderungen in den Stickstoffüberschüssen auf der landwirtschaftlichen Nutzfläche in den alten und neuen Bundesländern von 1950 bis 1995 (nach BACH

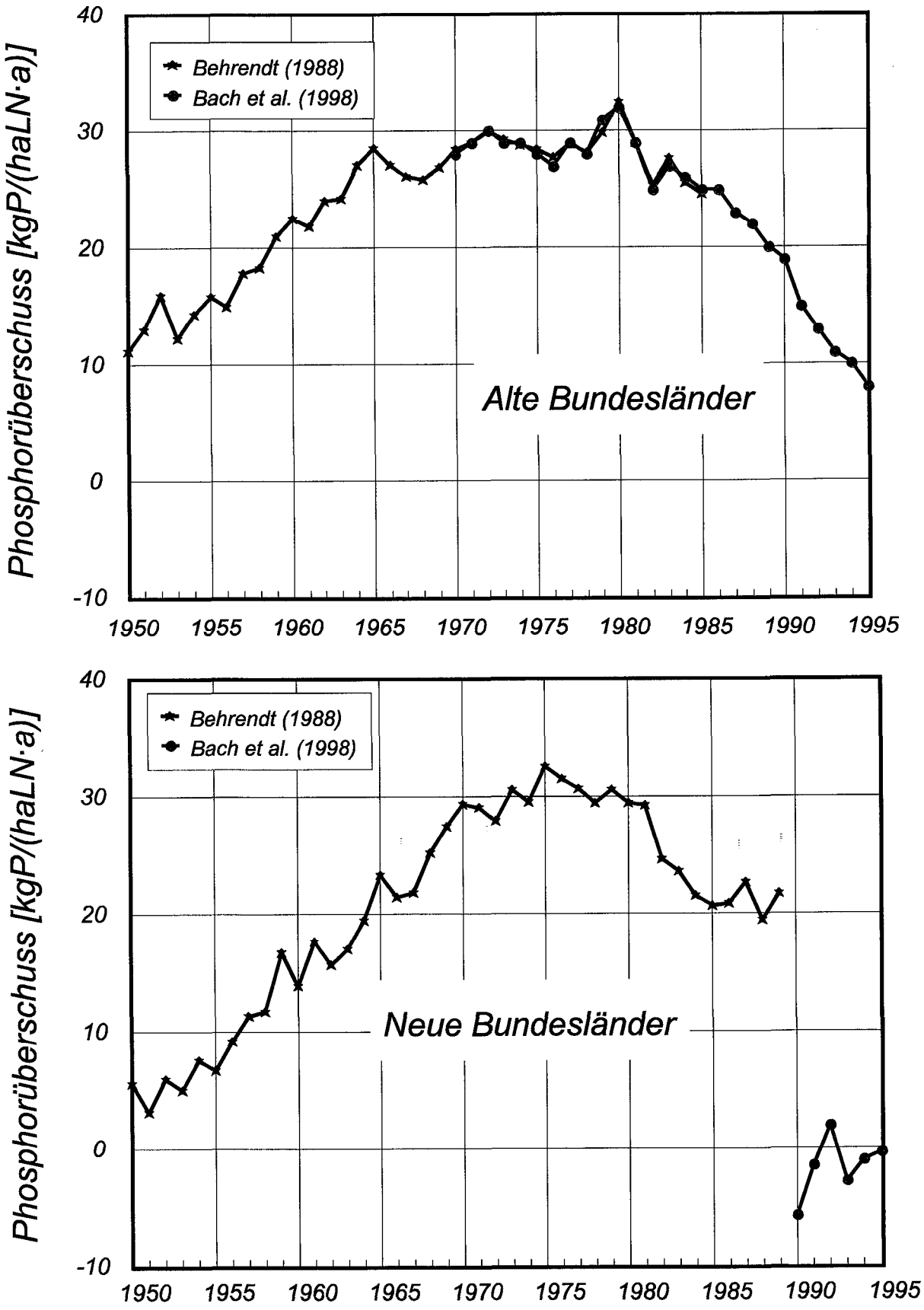


Abbildung 3.4: Langzeitveränderungen in den Phosphorüberschüssen auf der landwirtschaftlichen Nutzfläche in den alten und neuen Bundesländern von 1950 bis 1995 (nach BACH ET AL., 1998; BEHRENDT, 1988).

Tabelle 3.8: Langzeitige Veränderungen der Stickstoffüberschüsse auf der landwirtschaftlichen Nutzfläche in den alten und neuen Bundesländern nach BACH ET AL. (1998) (grau unterlegt) und BEHRENDT (1988) sowie jeweilige Mittel der 10, 20 und 30 Vorjahre.

Jahr	N-Überschuß in den neuen Bundesländern				N-Überschuß in den alten Bundesländern			
	Jahreswert	Mittel der 10 Vorjahre	Mittel der 20 Vorjahre	Mittel der 30 Vorjahre	Jahreswert	Mittel der 10 Vorjahre	Mittel der 20 Vorjahre	Mittel der 30 Vorjahre
	[kg N/(ha·a)]				[kg N/(ha·a)]			
1950	12				41			
1951	4				39			
1952	19				50			
1953	14				45			
1954	8	11	10	10	47	42	28	22
1955	6	10	10	10	48	43	30	23
1956	11	11	10	10	51	45	32	25
1957	15	11	11	10	54	46	34	26
1958	15	12	11	11	56	47	36	28
1959	31	14	12	11	66	50	39	30
1960	19	14	12	12	59	52	42	31
1961	37	17	14	12	71	55	45	33
1962	32	19	15	13	78	58	48	35
1963	35	21	16	14	70	60	50	37
1964	40	24	17	15	80	63	53	40
1965	46	28	19	16	89	68	55	42
1966	51	32	21	18	92	72	58	45
1967	47	35	23	19	85	75	60	48
1968	47	38	25	20	86	78	63	50
1969	70	42	28	22	90	80	65	53
1970	63	47	30	24	98	84	68	56
1971	71	50	34	26	96	86	71	59
1972	73	54	37	28	96	88	73	61
1973	85	59	40	30	101	91	76	64
1974	76	63	43	33	90	92	78	66
1975	89	67	48	35	101	93	80	68
1976	114	74	53	39	115	96	84	71
1977	94	78	57	41	111	98	87	73
1978	109	84	61	45	109	101	89	75
1979	98	87	65	48	119	104	92	78
1980	109	92	69	51	132	107	95	81
1981	101	95	72	54	134	111	99	84
1982	96	97	76	57	113	113	100	86
1983	91	98	78	59	157	116	104	89
1984	76	98	80	62	119	119	106	92
1985	85	97	82	64	124	121	107	94
1986	90	95	84	67	130	123	109	97
1987	82	94	86	69	136	125	112	99
1988	110	94	89	72	129	127	114	102
1989	101	94	91	75	125	128	116	104
1990	39	87	89	75	123	127	117	106
1991	35	80	88	75	111	125	118	107
1992	50	76	86	76	111	125	119	108
1993	42	71	84	76	102	121	119	109
1994	55	69	83	76	98	119	119	110
1995	48	65	81	77	91	116	118	110

Tabelle 3.9: Langzeitige Veränderungen der Phosphorüberschüsse und Phosphorakkumulation seit 1948 auf der landwirtschaftlichen Nutzfläche in den alten und neuen Bundesländern nach BACH ET AL. (1998) (grau unterlegt) und BEHRENDT (1988).

Jahr	Neue Bundesländer		Alte Bundesländer	
	P-Überschuß	P-Akkumulation	P-Überschuss	P-Akkumulation
	[kg P/(ha·a)]		[kg P/(ha·a)]	
1950	6	15	11	32
1951	3	18	13	45
1952	6	24	16	61
1953	5	29	12	74
1954	8	37	14	88
1955	7	43	16	104
1956	9	53	15	119
1957	11	64	18	137
1958	12	76	18	155
1959	17	92	21	176
1960	14	106	22	198
1961	18	124	22	220
1962	16	140	24	244
1963	17	157	24	269
1964	19	176	27	296
1965	23	200	29	324
1966	21	221	27	351
1967	22	243	26	377
1968	25	268	26	403
1969	28	296	27	430
1970	29	325	28	458
1971	29	354	29	487
1972	28	382	30	517
1973	31	413	29	546
1974	30	442	29	575
1975	33	475	28	603
1976	32	507	27	630
1977	31	537	29	659
1978	30	567	28	687
1979	31	597	31	718
1980	30	627	32	750
1981	29	656	29	779
1982	25	681	25	804
1983	24	704	27	831
1984	22	726	26	857
1985	21	747	25	882
1986	21	768	25	907
1987	23	790	23	930
1988	20	810	22	952
1989	22	832	20	972
1990	-4	826	19	991
1991	-1	825	15	1.006
1992	2	827	13	1.019
1993	-3	824	11	1.030
1994	-1	823	10	1.040
1995	-0	823	8	1.048

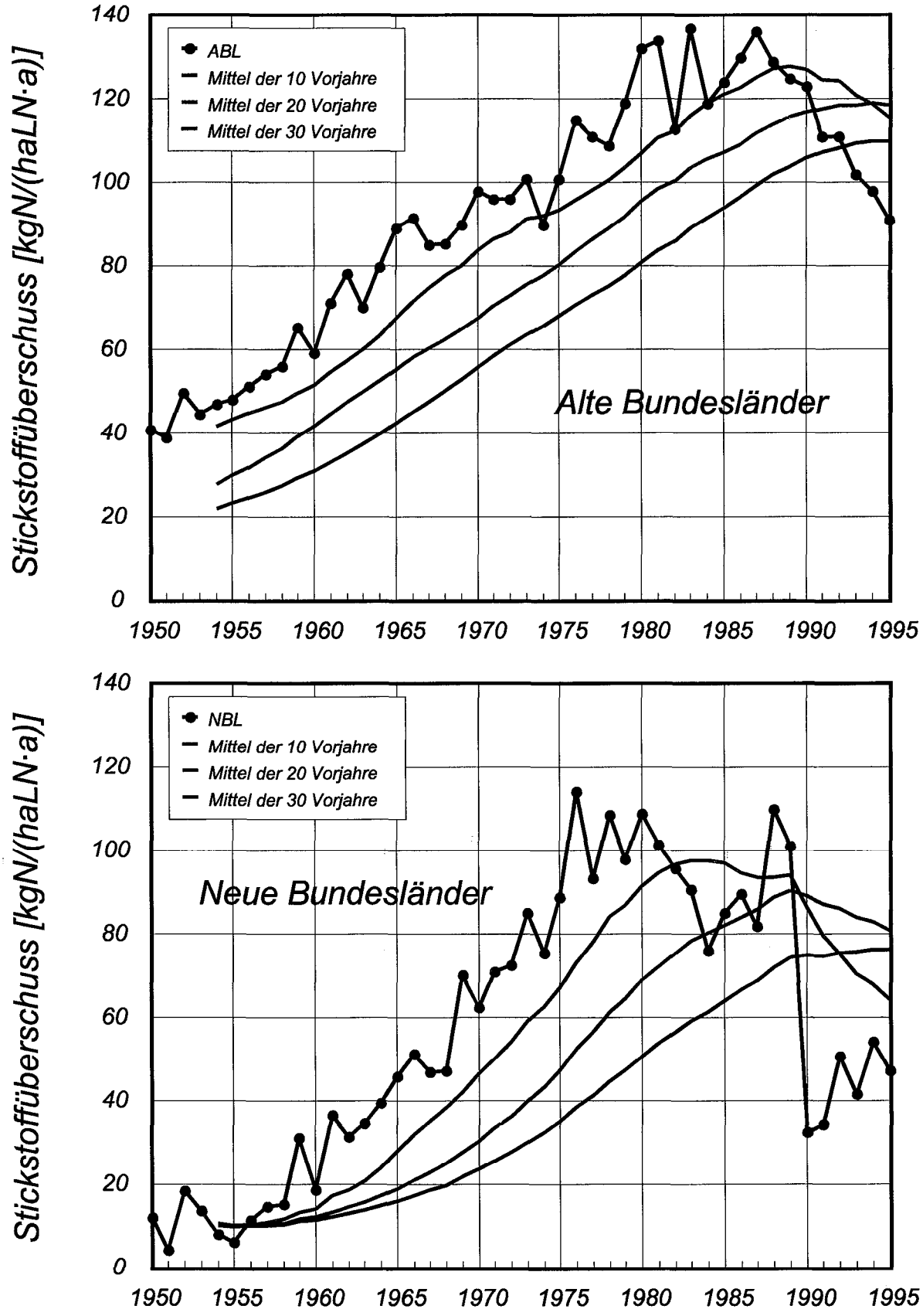


Abbildung 3.5: Langzeitveränderungen in den Stickstoffüberschüssen auf der landwirtschaftlichen Nutzfläche in den alten und neuen Bundesländern von 1950 bis 1995 sowie Mittel der jeweils 10, 20 und 30 Vorjahre (nach BACH ET AL., 1998; BEHRENDT, 1988).

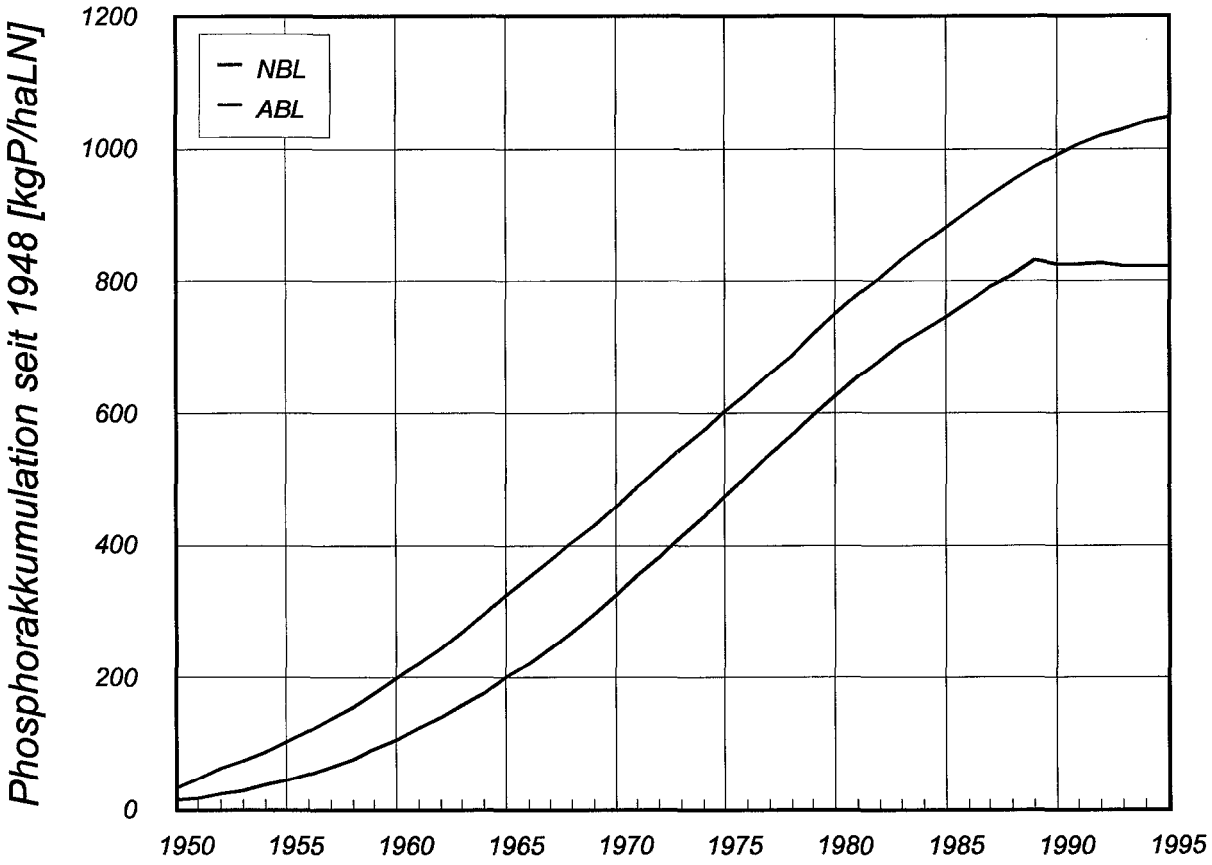


Abbildung 3.6: Phosphorakkumulation seit 1948 auf der landwirtschaftlichen Nutzfläche in den alten und neuen Bundesländern.

3.1.2.2 Direkteintrag in die Gewässer durch atmosphärische Deposition

Basis für die Ermittlung der direkten Einträge in die Gewässer infolge atmosphärischer Deposition ist die Kenntnis der Gewässerfläche eines Einzugsgebietes, die an das Flußsystem angeschlossen ist. Die Ermittlung dieser Wasserfläche ist problematisch, da einerseits in der Bodenbedeckungskarte nach CORINE-Landcover nur die größeren Stand- und Fließgewässer erfaßt sind und andererseits die in der Gemeindestatistik ausgewiesene Gewässerfläche auch kleinere Wasserflächen enthält, die überhaupt nicht an ein Fließgewässer angekoppelt sind. Zwischen beiden Angaben bestehen, wie die Abbildung 3.7 zeigt, insbesondere in den Flußgebieten große Unterschiede, die nach der Bodenbedeckungskarte einen Anteil der Wasserfläche von weniger als 1% haben.

Berechnet man die Gewässerfläche auf Basis der Angaben der Gemeindestatistik werden diese vermutlich überschätzt. Außerdem sind zum gegenwärtigen Zeitpunkt diese Angaben nicht für die Flußgebiete außerhalb Deutschlands verfügbar.

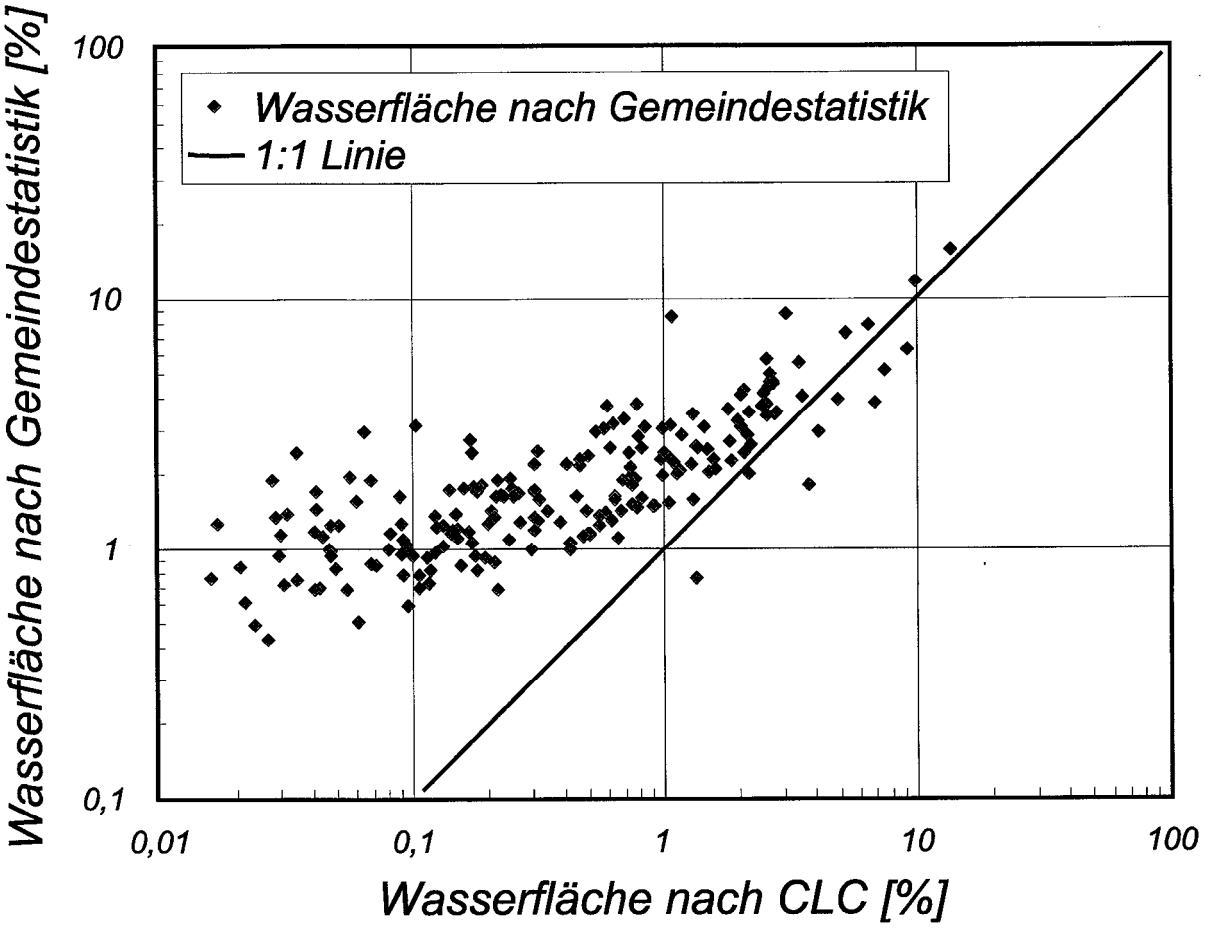


Abbildung 3.7: Zusammenhang zwischen dem Wasserflächenanteil in den Flußgebieten ermittelt auf Basis der Gemeindestatistik und von CORINE-Landcover (CLC).

Mit den Angaben nach der Bodenbedeckungskarte werden die Einträge unterschätzt, weil insbesondere die Gewässerfläche nur für die Flüsse mit einer Breite von mehr als einhundert Meter erfaßt wurde. Versuche, die Wasserflächenangaben über eine Kopplung der Gewässernetzkarte mit der Bodenbedeckungskarte zu korrigieren, scheiterten, da die Gewässernetzkarte insbesondere die Flüsse erster und teilweise auch zweiter Ordnung (nach STRAHLER, 1957) nicht enthält. Dies zeigt ein durchgeführter Vergleich einer hochaufgelösten Gewässernetzkarte für das Einzugsgebiet der Spree (Maßstab 1:25.000) mit der deutschlandweit vorliegenden Gewässernetz-karte (UEBE ET AL., 1998). Auch zeigt die für die einzelnen Flußgebiete aus der Gewässernetzkarte des *UBA* abgeleitete Gewässernetzdichte nur eine geringe Variation auch für solche Gebiete, in denen man insbesondere durch Grabenentwässerung große Gewässernetzdichten (z. B. untere Teile von Weser und Ems sowie die Küstengebiete zur Nordsee) angenommen werden mußten.

Das Problem einer genaueren Bestimmung der Gewässerflächen ist nicht nur im Zusammenhang mit den Nährstoffeinträgen über atmosphärische Deposition sondern auch bei der Quantifizierung der Nährstoffrückhalte in den Gewässern selbst von Interesse und muß deshalb in nachfolgenden Untersuchungen stärker beachtet werden. In dieser Studie wurde zur

Quantifizierung der Gewässerfläche folgendermaßen vorgegangen. Zunächst wurde die Gewässerfläche nach CORINE-Landcover bestimmt. Für die Gesamtwasserfläche wurden zusätzlich die Fließgewässer berücksichtigt, die aus Ergebnissen von Flußanalysen nach BILLEN ET AL. (1995) von BEHRENDT & OPITZ (1999) abgeleitet wurden. Danach kann man näherungsweise davon ausgehen, daß die Wasserfläche der Fließgewässer von der Einzugsgebietsgröße abhängt:

$$A_W = A_{WSEE} + A_{WFGW} = A_{WCLC} + 0{,}001 \cdot A_{EZG}^{1{,}185} \qquad (3.7)$$

mit A_W = gesamte Wasserfläche in einem Flußsystem [km²],
A_{WSEE} = ermittelte Wasserfläche für die Standgewässer nach der Bodenbedeckungskarte [km²],
A_{WFGW} = Fläche der Fließgewässer [km²],
A_{WCLC} = Wasserfläche nach der Bodenbedeckungskarte [km²] und
A_{EZG} = Einzugsgebietsfläche [km²].

Auf der Basis der Gleichung 3.7 wurde für alle auch außerhalb Deutschlands liegenden Flußgebiete die Wasserfläche bestimmt. Für die innerhalb Deutschlands liegenden Flußgebiete wurden zusätzlich die Ergebnisse der Gemeindestatistik berücksichtigt, indem die Wasserfläche aus dem Mittelwert nach Gleichung 3.7 und der Gemeindestatistik berechnet wurde.

Die Berechnung der Nährstoffeinträge über die atmosphärische Deposition erfolgt durch Multiplikation der mittleren Werten der Summe der NO_x-N- und NH_4-N-Deposition sowie der P-Deposition mit der mittleren Gewässerfläche in jedem Einzugsgebiet. Die verwendeten Depositionsraten werden im folgenden erläutert.

Phosphor

Die Phosphordeposition wird nach wie vor nur sehr selten gemessen und es liegen kaum flächendeckende Angaben zur P-Deposition in den Flußgebieten Deutschlands vor. Angaben über die gesamte Phosphordeposition (Naß- und Trockendeposition) sind aus der Literatur kaum bekannt. Die veröffentlichten Meßergebnisse beziehen sich fast ausschließlich auf die P-Konzentration im Niederschlagswasser bzw. die Naßdepositionsrate. Angaben über die P-Depositionsrate variieren zwischen 0,04 und 1,5 kg P/(ha·a) (RIGLER, 1974; GOLTERMANN, 1976; WAGNER & WOHLAND, 1976; BERNHARDT, 1978; AHL, 1979; FIEDLER ET AL., 1985; FIRK & GEGENMANTEL, 1986; PAULIUKEVICIUS ET AL., 1988). Eine ausführliche Literaturübersicht zur P-Deposition im Niederschlag geben KLEIN & WASSMANN (1986). Danach kann die jährliche P-Depositionsrate zwischen 0,04 und 6,64 kg P/(ha·a) betragen. Bei eigenen Untersuchungen der Autoren im Einzugsgebiet des Tegeler Sees (Berlin) lag die P-Deposition im Mittel bei 0,77 kg P/(ha·a). Auf der Basis der von ZIERATH (1981) gemessenen Phosphatgehalte im Niederschlagswasser kann man für das Gebiet der NBL bei mittleren jährlichen Niederschlägen von ca. 660 mm (DYCK, 1980) Naßdepositionsraten

zwischen 0,1 und 0,7 kg P/(ha·a) abschätzen. Dieser berechnete Bereich der möglichen Naßdepositionsrate ist vergleichbar mit den für das Masurische Seengebiet von GOSZCYNSKA (1983) gemessenen Naßdepositionsraten von 0,1 bis 0,8 kg P/(ha·a). Aus dem Vergleich mit Naßdepositionsraten für andere nicht urbane Gebiete kommt GOSZCYNSKA (1983) zu dem Schluß, daß das von ihr ermittelte Niveau der Naßdeposition im Masurischen Seengebiet (Mittelwert: 0,17 kg P/(ha·a)) gering ist.

Nach HILLBRICHT-ILKOWSKA (1988) ist die durch Staub verursachte Phosphortrockendeposition (Sedimentation) im Gebiet der Masurischen Seen zwei- bis dreimal größer als die Naßdeposition. Nach GRANT & LEWIS (1982) liegt der Anteil der Trockendeposition an der Gesamtdeposition für Staubpartikel bei ungefähr 87%, für gelösten anorganischen Phosphor bei 75% und für gelösten organischen Phosphor bei 56%.

GOSZCYNSKA (1985) bestimmte als möglichen Bereich der TP-Trockendeposition im Gebiet der Masurischen Seen 0,2 bis 0,8 kg P/(ha·a) (Mittelwert: 0,4 kg P/(ha·a)). Für die gesamte P-Trockendeposition ermittelten GRANT & LEWIS (1982) in 3.000 m Höhe und fern von Ballungszentren noch einen mittleren Wert von 0,32 kg P/(ha·a). Für den Balaton geben HORVATH ET AL. (1981; zitiert bei KLEIN & WASSMANN, 1986) eine Trockendeposition von 0,08 kg P/(ha·a) an. Nur geringfügig größer (0,11-0,12 kg P/(ha·a)) ist die Trockendeposition nach MALISSA ET AL. (1984) für das Gebiet um den Neusiedler See. In und um Ballungszentren der Industrie und der Bevölkerung wurden von NOVOTNY & CHESTERS (1981) TP-Trockendepositionsraten zwischen 1,8 und 11,0 kg P/(ha·a) ermittelt.

Die gesamte P-Depositionsrate dürfte somit - je nach Flächennutzung des betreffenden Gebietes - zwischen 0,3 und 3,0 kg P/(ha·a) betragen, wobei man für Ballungszentren von Werten größer 2 kg P/(ha·a) ausgehen kann.

Bei den folgenden Berechnungen wird eine P-Deposition von 0,7 kg P/(ha·a) für den Zeitraum 1983-87 als mittlerer Wert für die neuen Bundesländer zugrunde gelegt (Naßdeposition: 0,3 kg P/(ha·a); Trockendeposition: 0,4 kg P/(ha·a)). Für die ABL wird von WERNER ET AL. (1991) von einer P-Deposition von 0,4 kg P/(ha·a) für die zweite Hälfte der achtziger Jahre ausgegangen.

Bezüglich der zeitlichen Änderung der P-Deposition muß von der Änderung der Hauptquellen der P-Emissionen ausgegangen werden. Hauptquelle der anthropogen verursachten P-Emissionen in die Luft ist einerseits die Verbrennung von Kohle und andererseits die Winderosion. Deshalb wird zur Abschätzung der zeitlichen Änderung der P-Deposition die Entwicklung der Staubemissionen in Deutschland zugrunde gelegt. Auf der Basis der Angaben der Statistischen Jahrbücher Deutschlands kann man einen Rückgang der Staubemissionen von 1985 bis 1995 um 30% für die alten Bundesländer und um mehr als 90% für die neuen Bundesländer feststellen. Geht man davon aus, daß sich die spezifischen Staubemissionen in den alten und neuen Bundesländern heute nicht mehr unterscheiden, der

Anteil der inländischen Staubemissionen an der Staubdepositionen bei 50% liegt und sich die P-Deposition aus einem Grundwert und einem staubabhängigen Anteil zusammensetzt, so kann man für das Jahr 1995 eine P-Depostion von 0,37 kg P/(ha·a) ermitteln.

Stickstoff

Für die Berechnung des direkten Eintrages von Stickstoff durch atmosphärische Deposition konnten die Modellergebnisse genutzt werden, die vom *DNMI* im Rahmen des EMEP-Programmes für die Jahre 1985 und 1996 berechnet wurden (TSYRO, 1998a, b; BARTNICKI ET AL. 1998). Die EMEP-Daten standen in Form von Rasterkarten mit einer Kantenlänge von 150 km für das Jahr 1985 und von 50 km für das Jahr 1996 als NO_x-N- und NH_4-N-Deposition in kg N/(ha·a) zur Verfügung (vergleiche Karte 2.12). Die EMEP-Rasterkarten wurden mit den Grenzen der untersuchten Einzugsgebiete verschnitten und so die mittlere NO_x-N- und NH_4-N-Deposition in jedem Einzugsgebiet ermittelt. Für den Zeitraum 1983-1987 kann man für die alten Bundesländer eine mittlere Stickstoffdeposition von 24 kg N/(ha·a) berechnen, was mit dem von WERNER ET AL. (1991) angegebenen Wert identisch ist. Für die NBL errechnet sich ein Wert von 22 kg N/(ha·a) der nur geringfügig über der bei BEHRENDT ET AL. (1994) angegebenen Stickstoffdeposition von 19,5 kg N/(ha·a) für 1985 liegt.

3.1.2.3 Nährstoffeinträge durch Abschwemmung

Zur Berechnung des Oberflächenabflusses wird auf einen vereinfachten Ansatz nach LIEBSCHER & KELLER (1979) zurückgegriffen. Hierbei wird der Oberflächenabfluß und der mittlere gesamte Jahresabfluß über den mittleren Jahresniederschlag, den mittleren Niederschlag im Sommerhalbjahr und den mittleren Niederschlag im Winterhalbjahr abgeleitet. Die zur Berechnung des Gesamtabflusses benutzte Regression (siehe Gleichung 3.8) beruht auf 30-jährigen Niederschlags- und Abflußregistrierungen in 144 gleichmäßig über das Bundesgebiet verteilten Einzugsgebieten. LIEBSCHER & KELLER (1979) geben für den folgenden empirischen Zusammenhang einen mittleren Fehler von 27 mm/a und einen Korrelationskoeffizienten von r = 0,965 an:

$$q_G = 0{,}86 \cdot N_J - 111{,}6 \cdot \frac{N_{SO}}{N_{WI}} - 241{,}4 \qquad (3.8)$$

mit q_G = mittlerer jährlicher spezifischer Gesamtabfluß [mm/(m²·a)],
N_J = mittlerer Jahresniederschlag [mm/(m²·a)],
N_{SO} = mittlerer Niederschlag im Sommerhalbjahr [mm/(m²·a)] und
N_{WI} = mittlerer Niederschlag im Winterhalbjahr [mm/(m²·a)].

Der Oberflächenabfluß wird durch die folgende Potenzfunktion berechnet (siehe Gleichung 3.9), die auf den US SOIL CONSERVATION SERVICE (1972) zurückgeht und auch vom DVWK (1984) vorgeschlagen wird:

$$q_{RO} = q_G \cdot 2 \cdot 10^{-6} \cdot (N_J - 500)^{1,65} \quad (3.9)$$

mit q_{RO} = spezifischer Oberflächenabfluß [mm/(m²·a)].

Aus den monatlichen Niederschlagsmittelwerten werden die durchschnittlichen Sommer-, Winter- und Jahresmittelwerte der Stationen für die Untersuchungsperioden berechnet. Diese werden nach der Quadranten-Interpolation des Modells ARC/EGMO (BECKER & PFÜTZNER, 1987) auf die Fläche interpoliert. Daraufhin wird in dem GIS ARC/INFO nach dem oben beschriebenen Verfahren der Oberflächenabfluß rasterbezogen (3x3 km²) berechnet. Diese Rasterkarte wird mit den Pegeleinzugsgebieten verschnitten, um den mittleren Oberflächenabfluß eines jeden Pegelgebietes zu erhalten. Diese Berechnungen werden für beide Untersuchungszeiträume durchgeführt.

Für die Ermittlung des gesamten Oberflächenabflusses von unversiegelten Flächen in einem Flußgebiet wird davon ausgegangen, daß diese Abflußkomponente nicht in Wäldern und Feuchtgebieten, sowie nicht bei Gewässern und Abbauland (z. B. Tagebau) vorkommt. Dann kann man mittels der für jedes Flußgebiet berechneten Flächengrößen der landwirtschaftlichen Nutzfläche und der offenen Flächen (Gebirgsflächen und Flächen mit natürlicher Vegetation) den gesamten Oberflächenabfluß von unversiegelten Flächen - wie folgt - errechnen:

$$Q_{RO} = q_{RO} \cdot (A_{LN} + A_{OF}) \cdot 1000 \quad (3.10)$$

mit Q_{RO} = Jahressumme des Oberflächenabflusses [m³/a],
A_{LN} = landwirtschaftliche Nutzfläche [km²] und
A_{OF} = offene Flächen [km²].

Bei den weiteren Betrachtungen wird davon ausgegangen, daß der gesamte ermittelte Oberflächenabfluß in das Flußsystem eines Einzugsgebietes gelangt.

In dem Pfad Abschwemmung werden nur die gelösten Nährstoffkomponenten, die mit dem Oberflächenabfluß in das Gewässer gelangen, betrachtet. Bei der Berechnung der mittleren Nährstoffkonzentration im Oberflächenabfluß bzw. der Nährstofffracht wird davon ausgegangen, daß sich diese für jedes Flußgebeiet flächengewichtet aus den Konzentrationen der für den Oberflächenabfluß relevanten Flächennutzungen ermitteln läßt. Dabei ist es erforderlich, die landwirtschaftliche Fläche in Ackerland und Grünland aufzuteilen. Für die flächengewichtete Konzentration von Stickstoff und Phosphor im Oberflächenabfluß gilt dann:

$$C_{RO_{N,P}} = \frac{C_{ROACKER_{N,P}} \cdot A_{ACKER} + C_{ROGRÜN_{N,P}} \cdot A_{GRÜN} + C_{ROOF_{N,P}} \cdot A_{OF}}{A_{ACKER} + A_{GRÜN} + A_{OF}} \quad (3.11)$$

mit $C_{RO_{N,P}}$ = mittlere flächengewichtete Nährstoffkonzentration des Oberflächenabflusses [mg/l],
A_{ACKER} = Fläche des Ackerlandes [km²],
$A_{GRÜN}$ = Fläche des Grünlandes [km²],
A_{OF} = offene Fläche [km²],

$C_{ROACKER_{N,P}}$ = Nährstoffkonzentrationen im Oberflächenabfluß von Ackerland [mg/l],
$C_{ROGRÜN_{N,P}}$ = Nährstoffkonzentrationen im Oberflächenabfluß von Grünland [mg/l] und
$C_{ROOF_{N,P}}$ = Nährstoffkonzentrationen im Oberflächenabfluß von offenen Flächen [mg/l].

Tabelle 3.10: Zur Ermittlung der Abschwemmungseinträge verwendete Nährstoffkonzentrationen für Ackerland, Grünland und offene Flächen.

Nutzung	Stickstoff	Phosphor
	[g N/m³]	[g P/m³]
Ackerland	$0{,}3+N_{DEP}/N_J$	0,8
Grünland	N_{DEP}/N_J	0,2
Offene Flächen	N_{DEP}/N_J	0,05

Der Nährstoffeintrag, der über Abschwemmung in die Gewässer gelangt, ist dann:

$$\mathbf{ERO_{N,P} = \frac{C_{RO_{N,P}} \cdot Q_{RO}}{1000}} \qquad \textbf{(3.12)}$$

mit $ERO_{N,P}$ = Nährstoffeintrag über Abschwemmung [kg/a].

Für die Berechnung der Abschwemmungsfracht wurden die in der Tabelle 3.10 angegebenen Nährstoffkonzentrationen einheitlich für alle Flußgebiete verwendet.

Die in der Tabelle 3.10 angegebenen Nährstoffkonzentrationen leiten sich aus folgenden Überlegungen ab.

Phosphor

Bereits von WERNER ET AL. (1991) wurde festgestellt, daß die aus landwirtschaftlich genutzten Oberböden extrahierbare gelöste P-Konzentration in einem Bereich von 0,8 und 1 g P/m³ liegt. BRAUN ET AL. (1991) nehmen für das schweizerische Rheineinzugsgebiet unterhalb der Seen an, daß die gelöste P-Konzentration im Oberflächenabfluß bei 0,5 g P/m³ für Ackerland und 2 g P/m³ für Grasland liegt. Diese Ergebnisse konnten aus umfangreichen Untersuchungen zum P-Gehalt und zur P-Sorptionskapzität von Böden im nordostdeutschen Flachland prinzipiell bestätigt werden (PÖTHIG & BEHRENDT, 1999). Aus diesen Untersuchungen kann abgeleitet werden, daß die wasserextrahierbare P- Konzentration, wie die Abbildung 3.8 zeigt, sehr stark von der Phosphorsättigung des Bodens abhängt. Geht man davon aus, daß bei Ackernutzung die oberste Bodenschicht im Durchschnitt eine P-Sättigung von 90 bis 95% aufweist, so kann man nach der in Abbildung 3.8 enthaltenen Gleichung in der Bodenlösung eine P-Konzentration von ca. 1 g P/m³ erwarten. GELBRECHT ET AL. (1996) konnten nachweisen, daß insbesondere bei Starkregenereignissen auf gefrorenen Boden und in Pfützen auf Ackerland solche Konzentrationen durchaus üblich sind. Bei 80-prozentiger

Sättigung sinkt der Wert der wasserlöslichen P-Konzentration bereits auf 0,2 g P/m³ und liegt unterhalb von 50% Sättigung bereits nur noch in einen Bereich um 0,05 g P/m³.

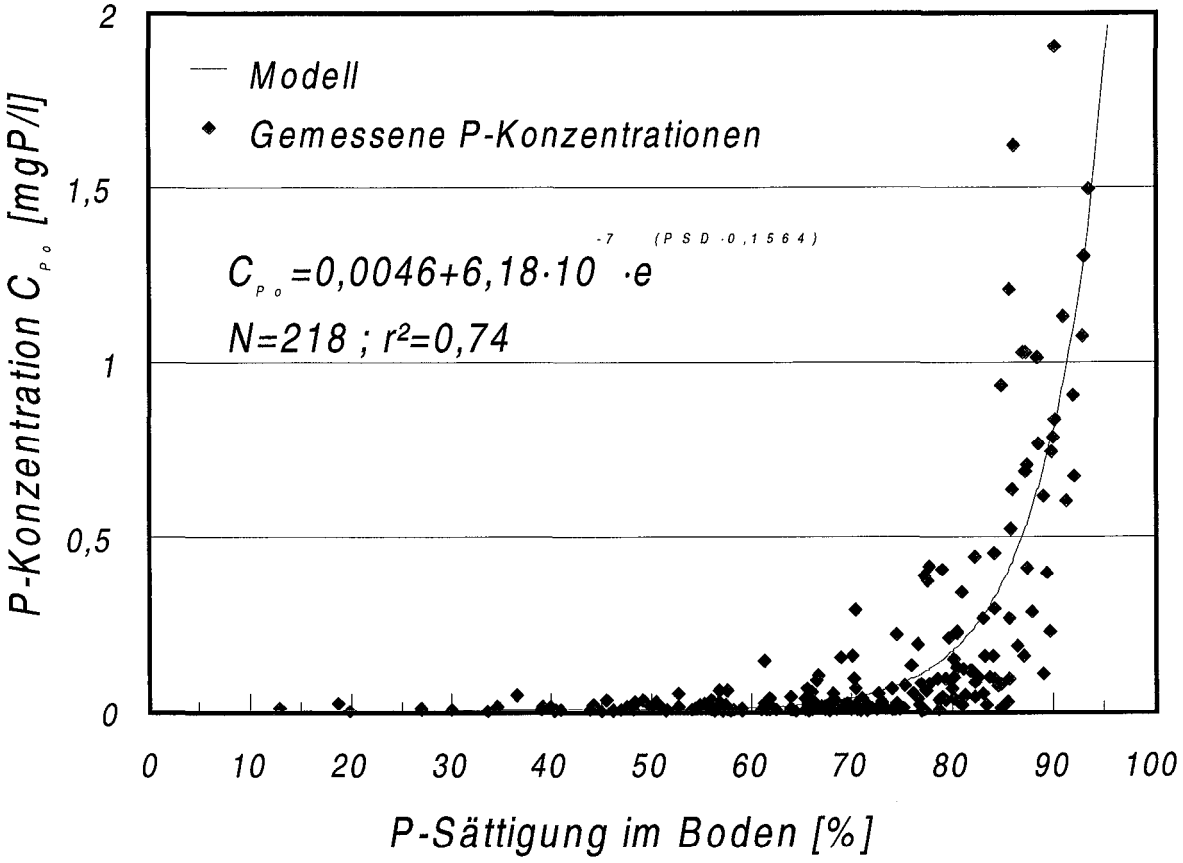


Abbildung 3.8: Abhängigkeit der Konzentration an wasserextrahierbarem Phosphor von der P-Sättigung des Bodens.

Die in der Tabelle 3.10 angenommenen Werte für die gelöste P-Konzentration im Oberflächenabfluß von Ackerland, Grünland und offenen natürlichen Flächen stützen sich auf die Annahme, daß bei Ackerland eine mittlere P-Sättigung der obersten Bodenschicht von 90% vorliegt. Für Grünland wird diese P-Sättigung infolge der geringeren P-Akkumulation nur mit 70% angesetzt und für die natürlichen offenen Flächen wird davon ausgegangen, daß die P-Sättigung im Oberboden bei lediglich 50% liegt.

Da die gelöste P-Konzentration im Oberboden insbesondere im Bereich oberhalb einer Sättigung von 60% sehr stark zunimmt, müßten den Abschätzungen eigentlich detailliertere, flächendifferenzierte Angaben zu den P-Sättigungen im Oberboden zugrundeliegen. Dies setzt jedoch die Kenntnis der flächendifferenzierten P-Akkumulation in den letzten 40 bis 50 Jahren bzw. des P-Gehaltes des Bodens ebenso voraus, wie eine regionalisierte Abschätzung der P-Sorptionskapazität. Die für eine solche Differenzierung notwendigen Daten sind aber insbesondere bezüglich der Bodenparameter (Fe-Gehalt, Ca-Gehalt) zur Zeit noch nicht verfügbar.

Stickstoff

BRAUN ET AL. (1991) gehen von gelösten Stickstoffkonzentrationen von 2 g N/m³ sowohl für Ackerland als auch für Grünland aus. WERNER ET AL. (1991) nehmen an, daß die N-Konzentration im abgeschwemmten Wasser von Ackerböden kleiner ist als für Phosphor (0,3 g N/m³). Dabei wird jedoch nicht der bereits im Niederschlag enthaltene Stickstoff in Form von NO_x-N und NH_4–N berücksichtigt. Bei den Abschätzungen der Stickstoffeinträge über Abschwemmung werden deshalb sowohl für die landwirtschaftliche Fläche als auch die natürlichen offenen Flächen die sich aus den N-Depositionen ergebenden N-Konzentrationen als Konzentrationswert für den Oberflächenabfluß zum Ansatz gebracht. Zusätzlich wird für die Ackerböden die aus den Ackerböden abgeschwemmte N-Konzentration berücksichtigt.

Einträge von Hochgebirgsflächen infolge Schnee- und Gletscherschmelze

Bei der Bilanzierung der Wasserbilanzen treten bei den Flüssen (Oberrhein, Aare, Lech, Isar, Inn, Saalach, Tiroler Achen, Salzach), die in den Hochlagen der Alpen entspringen, Probleme auf, weil der Gesamtabfluß nicht allein durch die in Gleichung 3.8 aufgeführten Abflußkomponenten erklärt werden kann. Dies liegt darin begründet, daß bei diesen Flußgebieten zusätzliche Abflüsse durch Schnee- und Gletscherschmelze auftreten, die mittels der Gleichung 3.9 des US SOIL CONSERVATION SERVICE (1972) nicht als Oberflächenabfluß berücksichtigt werden. Analysiert man die Differenz zwischen Gesamtabfluß und den anderen Abflußkomponenten, so kann man die schnee- bzw. gletscherbürtige Abflußspende mit folgendem Ansatz näherungsweise beschreiben:

$$q_{SG} = 4 \cdot (N_J - 850)^{0,45} \qquad (3.13)$$

mit q_{SG} = schnee- bzw. gletscherbürtiger spezifischer Abfluß [mm/(m²·a)].

Der schneebürtige Gesamtabfluß von den Hochgebirgsflächen ergibt sich dann aus dem Produkt der mittels Bodenbedeckungskarte ermittelten Gebirgsflächen (Gletscher- und Felsflächen sowie Strauchvegetation) und der spezifischen Abflußspende nach Gleichung 3.13.

Bezüglich der Nährstoffkonzentrationen wird davon ausgegangen, daß die Werte im Vergleich zu anderen Abflußkomponenten sehr gering sind und bei 0,01 g P/m³ für Phosphor und 0,1 g N/m³ für Stickstoff liegen.

Die Nährstoffeinträge von den Hochgebirgsflächen werden aus dem Produkt von schneebürtigen Abfluß und den Nährstoffkonzentrationen errechnet.

3.1.2.4 Nährstoffeinträge durch Erosion

Im Rahmen dieses Projekts dienen Informationen zu bereits vorliegenden Bodenabträgen als Grundlage, um durch weiterführende, gebietsspezifische Analysen die erosionsbedingten Boden- und Nährstoffeinträge in die Fließgewässer zu quantifizieren.

Aufbereitung der Bodenabtragskarten

Zur Berechnung der Bodenabträge innerhalb der Flußgebiete lag für Deutschland eine Rasterkarte der Schwarzbracheabträge nach ABAG vom *Fraunhofer Institut für Umweltchemie und Ökotoxikologie* (persönliche Mitteilung KLEIN) vor . Zusätzlich konnte für die ausländischen Anteile der Flußgebiete (außer Tschechien und Polen) auf eine europäische Bodenabtragskarte vom selben Institut zurückgegriffen werden. Beide Karten wurden zunächst in die Lambert-Projektion transformiert und in eine einheitliche Karte mit einer Rasterweite von 1 km überführt.

Da es sich bei den Werten um Schwarzbracheabträge (C-Faktor = 1) handelt, mußte in einem weiteren Bearbeitungsschritt der C-Faktor aus den statistischen Angaben der Gemeinden zu den Kulturarten berechnet werden. Die Zuordnung der C-Faktoren zu den unterschiedlichen Kulturarten erfolgte in Anlehnung an DEUMLICH & FRIELINGHAUS 1994 (siehe Tabelle 3.11).

Anschließend wurde die Abtragskarte mit den nun gemeindeweise vorliegenden C-Faktoren innerhalb Deutschlands gemäß der ABAG-Vorschrift multipliziert.

Da mit dieser Vorgehensweise Unsicherheiten verbunden waren (z. B. Ungenauigkeiten bei der Zuordnung der statistischen Gemeindeangaben an den Vektordatensatz ArcGemeinde), wurden die Bodenabtragswerte von DEUMLICH & FRIELINGHAUS 1994 für die NBL und die Bodenabträge von GÜNDRA ET AL. 1995 für Baden-Württemberg als Referenzwerte für eine Anpassung benutzt.

Tabelle 3.11: C-Faktoren der Kulturarten.

Kultur	C-Faktoren
Brache	1,000
Winterweizen	0,092
Wintergerste	0,080
Winterroggen	0,042
Sommergerste	0,047
Hafer	0,047
Winterraps	0,114
Kartoffeln	0,205
Zuckerrüben	0,218
Silomais	0,338

Dazu wurden die Bodenabtragswerte der jeweiligen Abtragskarten zunächst auf Kreisbasis aggregiert. Die unter Berücksichtigung des C-Faktors berechneten Bodenabtragswerte des *Fraunhofer Instituts für Umweltchemie und Ökotoxikologie* wurden dann in zwei Stufen mit Hilfe einer nichtlinearen Regression angepaßt. Der Zusammenhang zwischen den berechneten Bodenabtragswerten und den Referenzwerten ist in Abbildung 3.9 dargestellt.

Auf der Basis der angepaßten Bodenabtragskarte (siehe Karte 3.3) wurden für die jeweiligen Flußgebiete die mittleren Abtragswerte bestimmt. Im Mittel ergibt sich für Deutschland ein Bodenabtrag auf Ackerflächen von 3,8 t/(ha·a). In einem weiteren Bearbeitungschritt wurde eine neue Abtragskarte entwickelt, bei der die angepaßten Bodenabträge nur für die Bundesländer benutzt wurden, für die keine Referenzbodenabträge vorlagen. Diese Karte bildet die Grundlage für alle späteren Berechnungen (siehe Karte 3.4). Für Flächen, die der natürlichen Erosion unterliegen (Gebirgsflächen, Felsflächen), wurde ein Pauschalwert von 2,0 t/(ha·a) angenommen.

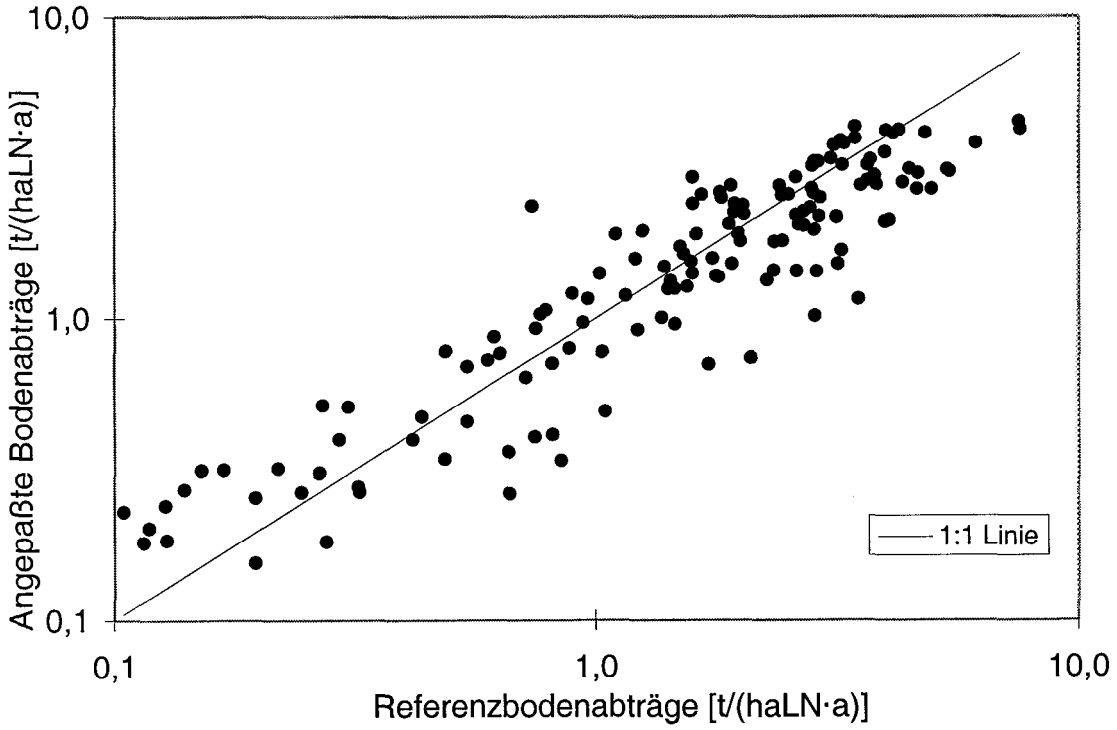


Abbildung 3.9: Zusammenhang zwischen Abtragswerten nach DEUMLICH & FRIELINGHAUS (1994) und GÜNDRA ET AL. (1995) und den angepaßten Bodenabtragswerten (aggregiert auf Kreise).

Ableitung eines GIS-gestützten Modells für den Sedimenteintrag in die Flüsse

Um von den langjährigen, mittleren on-site Bodenabträgen nach ABAG auf die Sedimenteinträge schließen zu können, muß zuvor das Sedimenteintragsverhältnis (Sediment Delivery Ratio, SDR) des Einzugsgebietes ermittelt werden (WALLING, 1983; 1996). Grundsätzlich hängt dieses Verhältnis sowohl von der räumlichen Ausprägung eines Einzugsgebietes als auch von der hydrologischen Situation des betrachteten Zeitraumes ab.

Bisher wurde dieses Verhältnis mit der Sedimenteintragsgleichung nach AUERSWALD (1992) berechnet, die aus Beziehungen zwischen der gesamten Schwebstofffracht bayerischer Flüsse und den nach ABAG berechneten Bodenabträgen abgeleitet wurde:

$$SED = 700 + 8{,}5 \cdot A_{EZG} \cdot BA^{0{,}5} \qquad (3.14)$$

mit SED = Sedimenteintrag [t/a],
A_{EZG} = Einzugsgebietsfläche [km^2] und
BA = Bodenabtrag [t/(ha LN·a)].

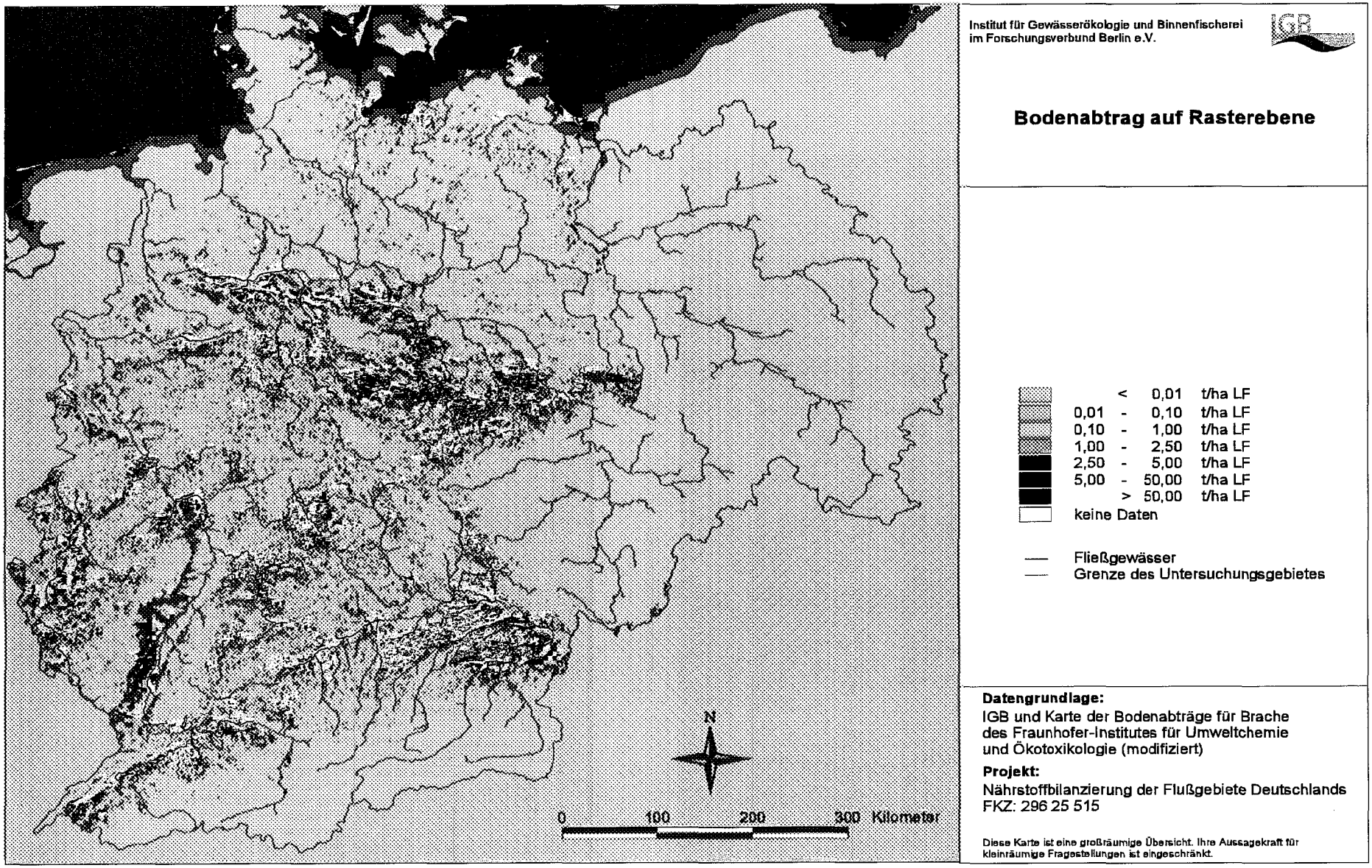
Es zeigte sich jedoch, daß die Anwendbarkeit der Gleichung 3.14 zumindest für Gebiete des Nordostdeutschen Tieflandes in Frage gestellt werden muß, da der Sedimenteintrag nur eine Funktion der Einzugsgebietsgröße und des Bodenabtrags ist. Bei Bodenabträgen kleiner 0,44 t/(ha LN·a) (dies entspricht 75% aller von DEUMLICH & FRIELINGHAUS (1994) untersuchten Gebiete) und bei Einzugsgebieten von 18 km^2 ist der errechnete Sedimenteintrag größer als der gesamte Bodenabtrag des Gebietes (HUBER & BEHRENDT, 1997).

Aufgrund dieser Tatsache wurde versucht, innerhalb dieses Projektes eine einheitliche Methode zu entwickeln, die auf alle Flußgebiete übertragbar ist. Für die Modellierung des Sedimenteintragspotentials in Fließgewässer wurde eine GIS-gestützte Methode entwickelt, durch die eine Lokalisierung und Quantifizierung der Flächen, welche zu einem Bodeneintrag in Gewässer beitragen, möglich ist. Da die GIS-gestützte Methode digitale Datensätze (Gewässernetz, Landnutzungs-, Boden- und Höheninformationen) in einer Auflösung von mindestens 1:25.000 erfordert, konnte sie bisher nur auf 23 Teilgebiete innerhalb der Spree und sechs Einzugsgebiete der Salza angewendet werden. (vergleiche Karte 3.5).

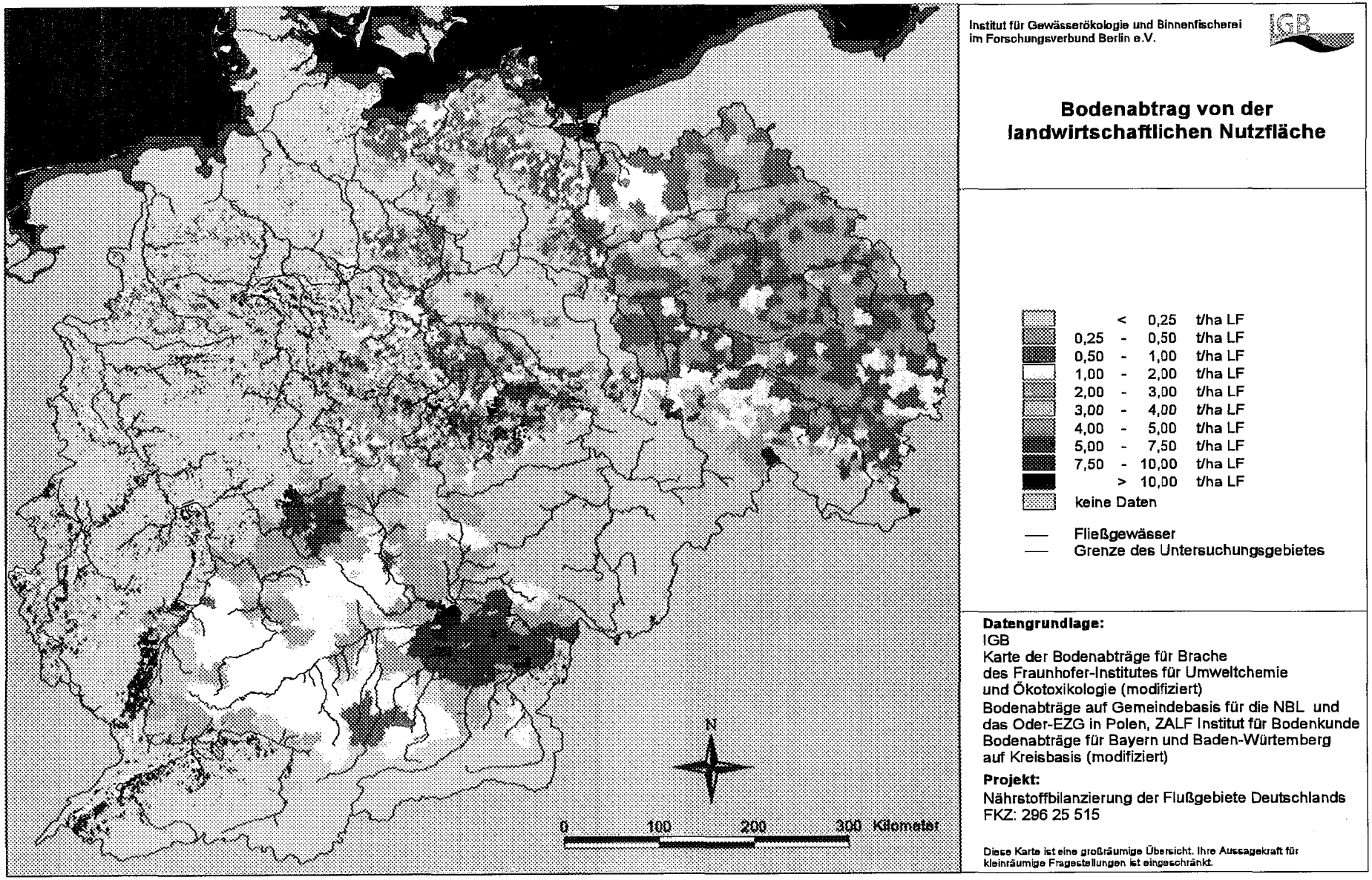
Auf der Basis einer digitalen Reliefanalyse wurden jene Rasterflächen herausgefiltert, die in einer Entfernung von 30 m zu einem Fließgewässer liegen, eine landwirtschaftliche Nutzung und eine Neigung von größer als 1% aufweisen. Für diese Rasterflächen wurden anschließend die Einzugsgebiete ("source areas") mittels der GIS-Funktion WATERSHED ermittelt. Es kann also davon ausgegangen werden, daß von diesen Flächen im Falle eines erosiven Ereignisses auch die Möglichkeit des Übertritts von erodiertem Bodenmaterial in das angrenzende Gewässer besteht. Das flächenbezogene Sediment-Eintragsverhältnis wird bei dieser Vorgehensweise als Anteil der Summe der "source areas" an der Einzugsgebietsfläche definiert. Dieses Verhältnis soll im folgenden als SAR_{GIS} (Sediment Area Ratio) bezeichnet werden und wird nach Gleichung 3.15 berechnet:

$$SAR_{GIS} = \frac{\sum A_{SOURCE}}{A_{EZG}} \qquad (3.15)$$

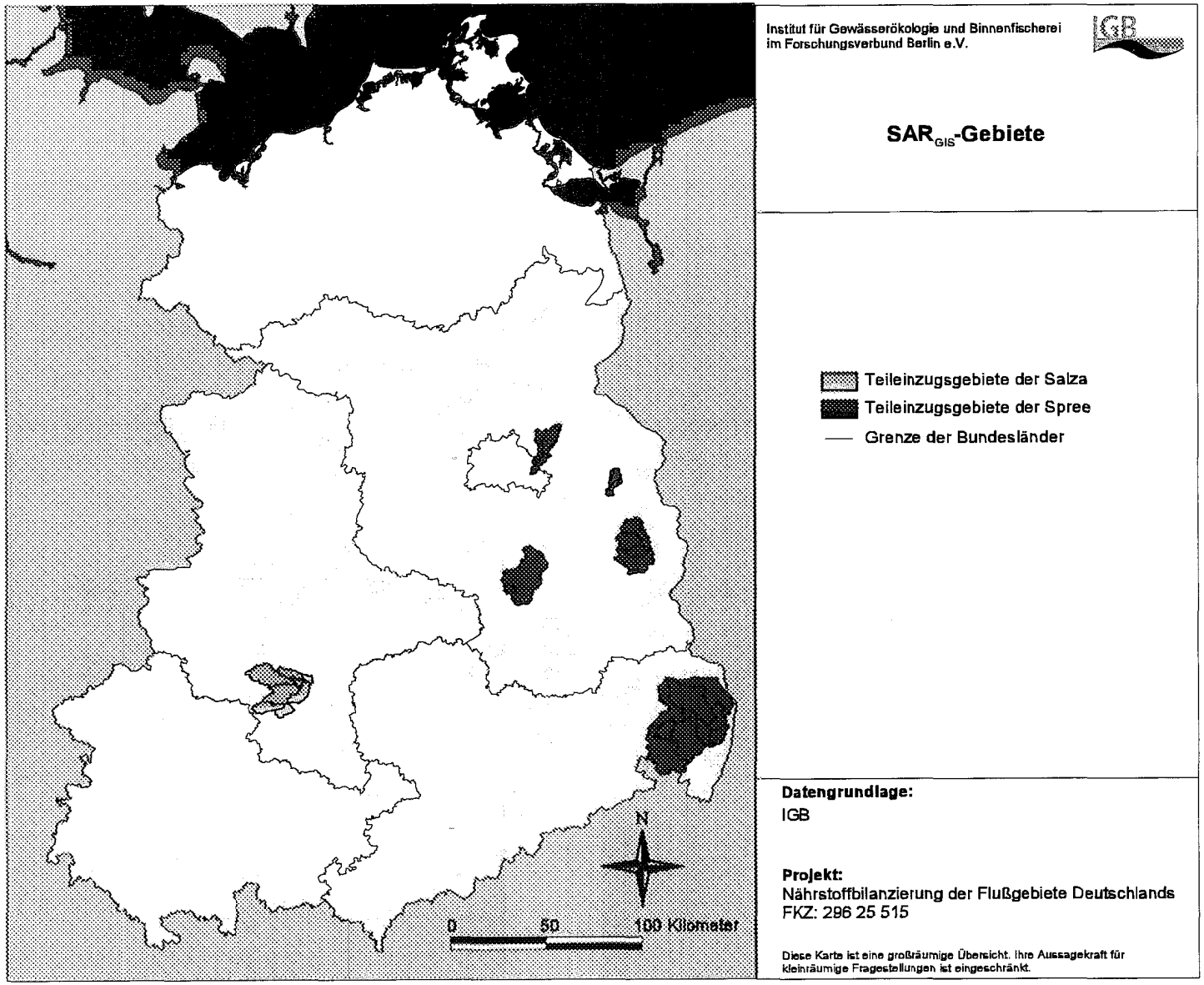
mit SAR_{GIS} = Flächenverhältnis der source areas,
A_{SOURCE} = für Bodeneintrag in die Gewässer sensitive Flächen [km^2] und
A_{EZG} = Fläche des Einzugsgebietes [km^2].



Karte 3.3: Bodenabtrag auf Rasterebene.



Karte 3.4: Bodenabtrag auf der landwirtschaftlichen Nutzfläche



Karte 3.5: SAR$_{GIS}$-Gebiete.

Um eine Übertragung auch auf andere Flußgebiete zu gewährleisten, ist es notwendig, die vorgestellte Methode zu modifizieren. Dazu wurden Zusammenhänge zwischen dem SAR_{GIS} und einfach zu bestimmenden Einzugsgebietsmerkmalen bzw. Parametern aus den flächendeckend für Deutschland vorliegenden gröberen digitalen Datenbeständen für die 23 Spree-Einzugsgebiete und sechs Salza-Einzugsgebiete erfaßt.

Mittels einer stufenweisen, nichtlinearen multiplen Regression konnten jene Parameter ermittelt werden, die den größten Einfluß auf das SAR_{GIS} haben. Die Ergebnisse der GIS-gestützten Reliefanalyse und die verschiedenen Parameter sind in Tabelle 3.12 dargestellt.

Tabelle 3.12: Vergleich zwischen SAR_{GIS} und verschiedenen Parametern der Einzugsgebiete für die 23 Teilgebiete (TG) der Spree und der Salza.

Einzugsgebiet	A_{EZG}	SAR_{GIS}	Hangneigung (SL)	A_{ACKER}
	[km²]	[%]	[%]	[%]
Obere Dahme	433	2	0,68	42
Moosegraben	21	2	0,49	70
Trebitzer Fließ	55	2	0,54	27
Lieberoser Fließ	156	3	0,43	22
Dehmnitzer Fließ TG2	17	6	0,34	53
Dehmnitzer Fließ	67	7	0,27	55
Oelse	117	7	0,54	43
Erpe	183	8	0,35	63
Zochegraben	42	11	0,26	74
Friedländer Fließ	86	14	0,36	55
Obere Spree	297	15	2,43	44
Weißer Schoeps	380	15	0,74	57
Schwarzer Schoeps	789	15	0,85	53
Dehmnitzer Fließ TG1	8	20	0,37	91
Spree uh. Schoeps	1.626	20	1,37	58
Spree oh. Schoeps	838	25	1,84	63
Weißer Schoeps TG1	144	27	1,35	80
Salza TG3	168	29	2,50	60
Pfaffendorfer Wasser	69	30	1,29	77
Salza TG7	243	31	1,35	74
Albrechtsbach	84	32	2,46	81
SalzaTG5	66	33	1,32	55
Salza	568	33	1,58	72
Albrechtsbach TG1	2	37	5,02	41
Schwarzer Schoeps TG1	80	39	1,62	85
Salza TG6	69	42	0,73	84
Lobauer Wasser	274	44	1,86	85
Albrechtsbach TG2	2	54	3,52	87
Salza TG1	49	57	1,50	89

Als Ergebnis dieser Regression wurden das Gefälle (aus USGS-DHM, vergleiche Abschnitt 2.1) und der Anteil der Ackerfläche, als die Parameter bestimmt, die den größten Teil der Varianz erklärten. Dabei steht der Parameter "Hangneigung" für den Einfluß der Geomorphologie, also sich nur langfristig verändernder Verhältnisse, und der Parameter "Ackerfläche" für den Einfluß der gebietsspezifischen, sich relativ kurzfristig verändernden Landnutzungsverhältnisse auf das Bodeneintragspotenial eines Einzugsgebietes.

Mit Hilfe einer mehrparametrigen Ausgleichsrechnung (Methode der kleinsten Abstandsquadrate) wurden anschließend die Koeffizienten für Gleichung 3.16 bestimmt:

$$\mathbf{SAR_{MOD} = 0{,}05 \cdot (SL - 0{,}25)^{0{,}3} \cdot A_{ACKER}^{1{,}5}} \qquad \textbf{(3.16)}$$

mit SAR_{MOD} = Sediment Area Ratio [%],
SL = Hangneigung nach USGS-DHM [%] und
A_{ACKER} = Anteil der Ackerfläche nach CORINE-Landcover [%].

In Abbildung 3.10 ist der Zusammenhang zwischen dem GIS-gestützten SAR_{GIS} und den nach Gleichung 3.16 aus den Einzugsgebietsparametern geschätzten SAR_{MOD} dargestellt. Die Werte streuen nur gering um die 1:1 Gerade.

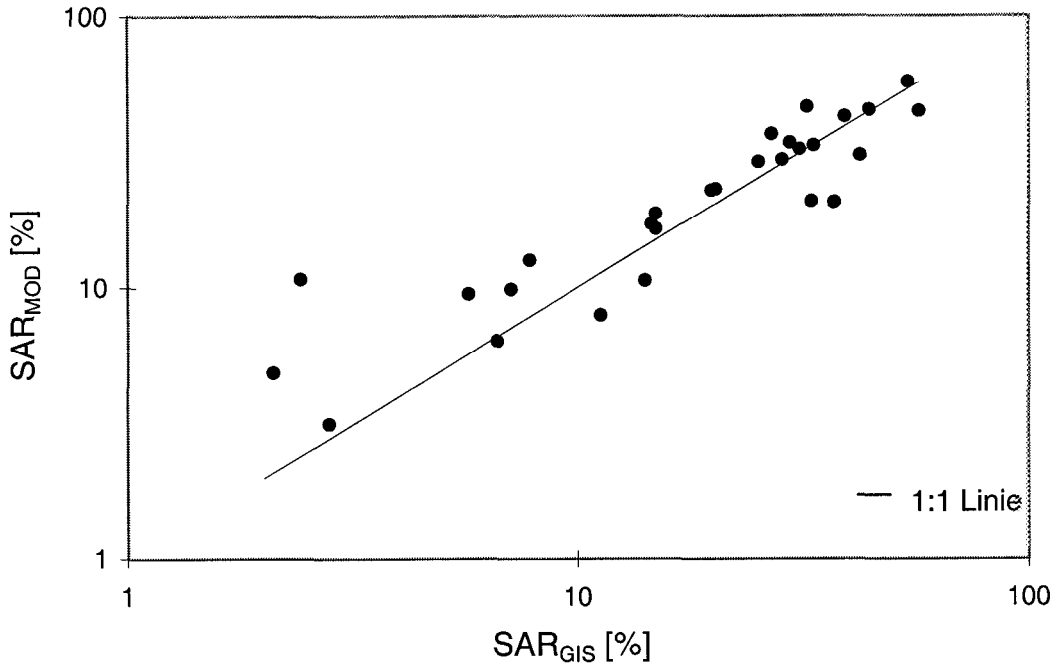


Abbildung 3.10: Vergleich zwischen SAR_{GIS} und dem SAR_{MOD}.

Eichung des Sediment-Delivery-Ratio-Modells an gemessenen Schwebstofffrachten

Zur Überführung des SAR-Modells, welches bis jetzt nur das Eintragspotential in Form eines Flächenverhältnisses der bodeneintragsensitiven Flächen zur Gesamtfläche des Einzugsgebietes aber nicht die absolute Höhe des Eintrages quantifiziert, wurden neben den oben beschriebenen Bodenabträgen auch die langjährigen täglichen Abflüsse und Schwebstoffkonzentrationen herangezogen. Für insgesamt 23 Meßstationen in Bayern und Baden-Württemberg standen hierfür Werte zur Verfügung (vergleiche Abschnitt 2.3). Die Größe der Einzugsgebiete dieser Pegel liegt zwischen 318 und 77.086 km^2. Für 17 dieser Meßstellen lagen Zeitreihen vor, die mehr als 20 Jahre umfassen (vergleiche Tabelle 2.9).

Dies erwies sich insofern als notwendig, da sich die Bodenabträge nach ABAG auf einen ebenso großen Zeitraum beziehen. Eine Überblick über die Lage der Pegel sowie deren Einzugsgebiete, die für die Eichung herangezogen wurden, gibt Karte 2.15.

Für die Eichung konnten allerdings nicht die Gesamtschwebstofffrachten benutzt werden, da darin ein nicht zu unterschätzender Anteil an autochthonem Material und durch Punktquellen eingetragene Partikel beinhaltet ist. Setzt man den Bodenabtrag zu der Gesamtfracht in Beziehung, würde man den Sedimenteintrag infolge Bodenerosion überschätzen. In diesem Zusammenhang muß daraufhingewiesen werden, daß die übliche Vorgehensweise zur Bestimmung eines Sediment Delivery Ratio in Frage gestellt werden muß, da dabei zur Ermittlung eines SDR die gesamte Schwebstofffracht zu den nach ABAG ermittelten Bodenabträgen in Beziehung gesetzt wird, wie dies beispielsweise bei der Sedimenteintragsgleichung (siehe Gleichung 3.14) nach AUERSWALD (1992) der Fall ist.

Deshalb wurde in der vorliegenden Untersuchung versucht, aus Abhängigkeiten zwischen täglichen Abflüssen und Schwebstoffkonzentrationen bzw. -frachten einen kritischen Wert für den Abfluß abzuleiten, bei dem es in einem Einzugsgebiet wahrscheinlich zu Oberflächenabfluß und damit einhergehend zum Bodeneintrag in ein Fließgewässer kommen kann. Zunächst wurden die täglichen Werte der vorliegenden Abflüsse zu Abflußklassen zusammengefaßt und für die jeweilige Abflußklasse die mittlere Schwebstoffkonzentration bzw. -fracht berechnet. Zur Ableitung eines kritischen Abflußwertes wurden anschließend sowohl die Konzentrationen als auch die Frachten gegen den Abfluß aufgetragen (siehe Beispiel in Abbildung 3.11).

Es zeigte sich, daß in allen Fällen der Zusammenhang zwischen Abfluß und Konzentration bzw. Fracht nicht linear ist.

Für die Fracht ließ sich im unteren Bereich der Abflußklassen ein linearer Anstieg feststellen. Ab einer bestimmten Abflußklasse jedoch wurde die Steigung des ebenfalls linearen Zusammenhangs sprunghaft größer. Um den Abflußwert (d. h. den kritischen Abfluß) zu bestimmen, ab dem dieser Anstieg in der Steigung auftritt, wurde sowohl für den unteren als

auch für den oberen Bereich die lineare Ausgleichsgerade bestimmt. Anschließend wurde der kritische Abflußwert durch die Berechnung des Schnittpunkts beider Geraden ermittelt.

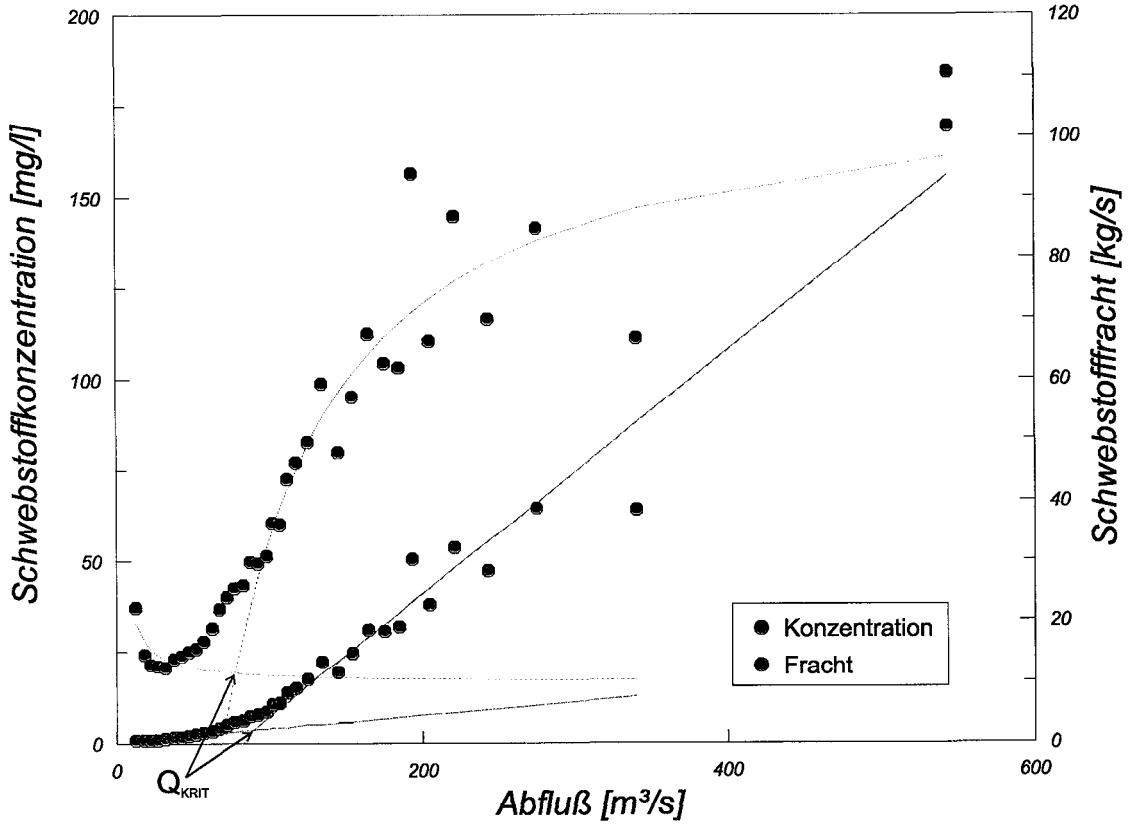


Abbildung 3.11: Vorgehensweise zur Bestimmung des kritischen Abflußwertes für die Erosion am Beispiel der Regnitz bei Pettstadt.

Der Verlauf der Konzentrationskurven wies demgegenüber für den unteren Bereich der Abflußklassen entweder die Form einer Verdünnungskurve oder die Form einer Sättigungskurve auf. Im oberen Bereich der Abflußklassen hatten die Konzentrationskurven immer die Form einer Sättigungsfunktion. Zur Bestimmung des kritischen Abflußwertes aus den Konzentrationen wurden sowohl im unteren als auch im oberen Bereich jeweils eine Funktion angepaßt und der Schnittpunkt beider Funktionen berechnet.

Die Ergebnisse der Analyse zur Bestimmung des kritischen Abflusses (Q_{KRIT}), der als Mittelwert des kritischen Abflusses aus der Fracht und des kritischen Abflusses aus der Konzentration berechnet wurde, sind in Tabelle 3.13 dargestellt.

Die kritische Jahresfracht ($L_{KRIT_{AFS}}$) für alle Abflüsse größer dem kritischen Schwellenwert konnte anschließend als Integral zwischen der Regressionsgerade für die unteren und der Regressionsgerade für die oberen Abflußklassenbereiche bestimmt werden (vergleiche Abbildung 3.12). Die Basisfracht ($L_{BASIS_{AFS}}$) wurde anschließend als Differenz zwischen der gesamten Fracht und der kritischen Fracht berechnet. Unter Basisfracht soll in diesem

Zusammenhang die Fracht verstanden werden, die vor allem durch autochthones Material (z. B. Phytoplankton) und Punktquellen verursacht wird. Die Berechnung der kritischen Fracht aus dem Integral der beiden Regressionsgeraden scheint auch deshalb berechtigt zu sein, da bei Abflüssen größer Q_{KRIT} auch der Anteil des Basisabflußes am Gesamtabfluß und somit auch der Anteil der Basisfracht an der Gesamtfracht ansteigt. Daher erhält man bei dieser Vorgehensweise näherungsweise die Nettofracht, die zum größten Teil nur noch aus Bodeneinträgen infolge Oberflächenabfluß realisiert wird.

Tabelle 3.13: Mittlere und kritische Abflußwerte sowie Frachtkomponenten für die untersuchten Einzugsgebiete.

Gewässer	A_{EZG}	MQ	Q_{KRIT}	$L_{J_{AFS}}$	$L_{BASIS_{AFS}}$	$L_{KRIT_{AFS}}$
	[km²]	[m³/s]	[m³/s]	[kt/a]	[kt/a]	[kt/a]
Große Vils	318	3	5	6	3	4
Itz	365	4	4	8	2	6
Traun	378	12	36	37	16	21
Glonn	392	3	6	6	3	3
Gr. Laber	406	2	3	3	2	1
Wiesent	664	7	12	6	4	2
Altmühl	684	4	11	3	3	0
Ilz	762	16	32	31	26	5
Saalach	940	36	90	237	150	87
Mindel	951	12	26	17	12	5
Iller	953	46	140	151	96	55
Aisch	954	5	16	12	7	5
Rott	1.053	9	20	27	17	10
Woernitz	1.578	11	33	16	9	6
Rednitz	1.845	9	13	11	6	5
Regen	2.658	39	62	29	21	8
Regnitz	3.870	24	51	26	21	5
Saalzach	6.644	244	548	1.349	680	668
Regnitz	7.005	50	83	70	41	29
Isar	8.839	173	356	200	157	43
Neckar	12.710	138	350	422	161	260
Main	21.505	165	349	268	160	108
Donau	77.086	1.436	2.900	3.423	2.378	1.044

Für die Eichung des SAR-Modells wurden zunächst die Parameter für die Einzugsgebiete bestimmt und der mittlere Bodenabtrag aus der Abtragskarte mit dem GIS berechnet.

Darauf aufbauend wurde der potentielle Sedimenteintrag quantifiziert nach

$$\mathbf{SED_{POT} = BA \cdot SAR_{MOD}} \qquad \mathbf{(3.17)}$$

mit SED_{POT} = potentieller Sedimenteintrag [t/(ha LN·a)].

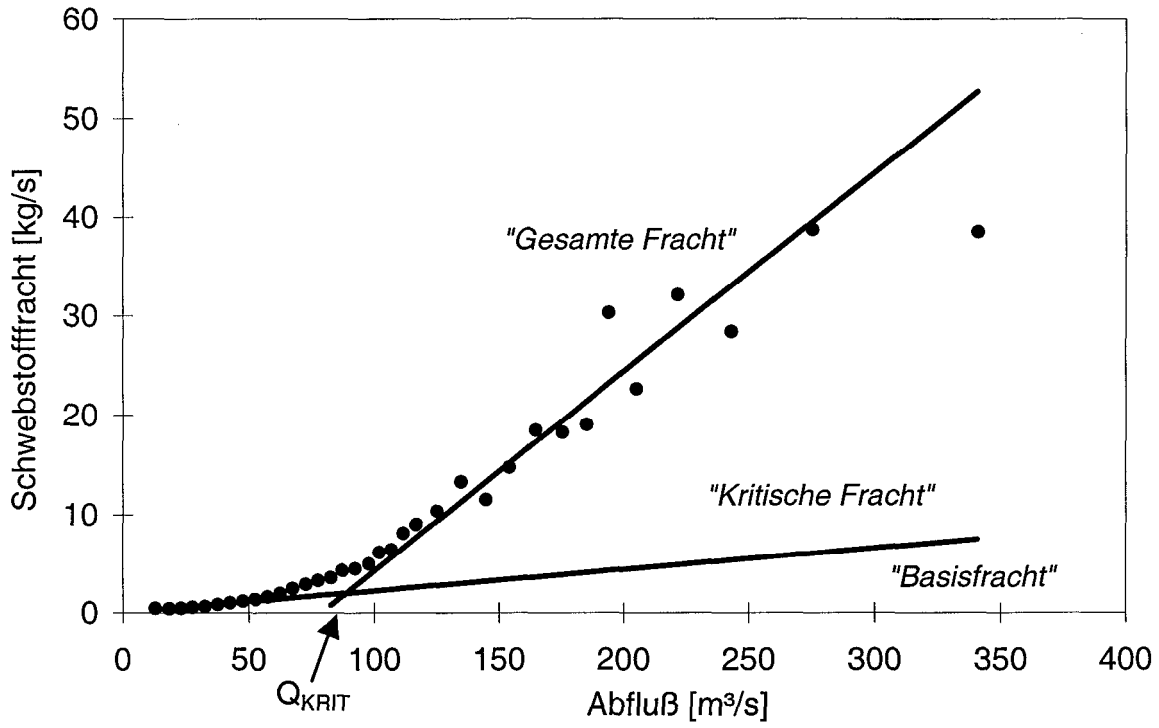


Abbildung 3.12: Darstellung der verschiedenen Frachtkomponenten am Beispiel der Regnitz bei Pettstadt.

Die so berechneten Sedimenteinträge wurden dann mit den kritischen Jahresfrachten verglichen. Mit Hilfe einer linearen Ausgleichsrechnung (Summe der Abstandsquadrate minimal) wurde der Koeffizient von SAR_{MOD} an den kritischen Frachten geeicht. Abbildung 3.13 zeigt das Ergebnis der Anpassung.

Es wird nochmals darauf hingewiesen, daß nur die Konstante des Modells geeicht wurde, alle anderen Modellkoeffizienten blieben unverändert. Für alle Flußgebiete des Projekts werden die Sediment Delivery Ratios nach Gleichung 3.18 bestimmt:

$$\mathbf{SDR = 0{,}24 \cdot SAR_{MOD} = 0{,}012 \cdot (SL - 0{,}25)^{0{,}3} \cdot A_{ACKER}^{\ 1{,}5}} \qquad \mathbf{(3.18)}$$

mit
- SDR = Sediment Delivery Ratio [%],
- SAR_{MOD} = Sediment Area Ratio [%],
- SL = Hangneigung nach USGS-DHM [%] und
- A_{ACKER} = Anteil der Ackerfläche nach CORINE-Landcover [%].

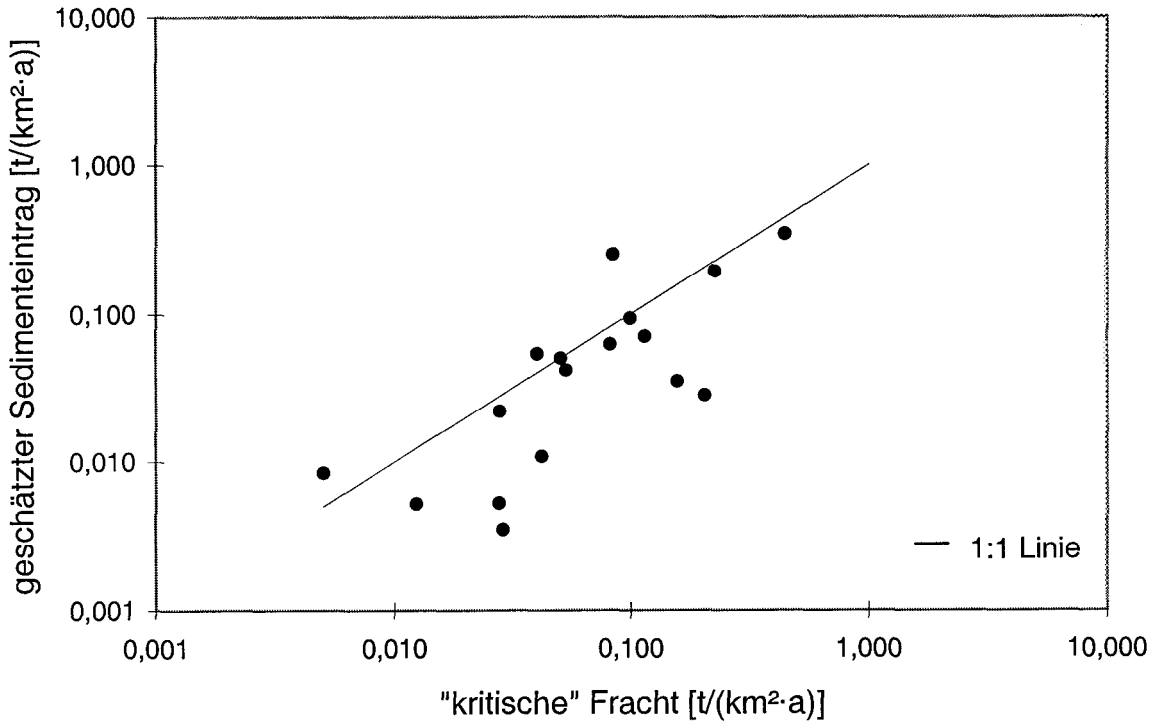


Abbildung 3.13: Vergleich der kritischen Frachten und geschätzten Sedimenteinträge.

Berücksichtigung der zeitlichen Variabilität des Sedimenteintrags

Da zur Eichung des SDR-Modells nur die langjährigen Zeitreihen genutzt werden konnten, ist es notwendig noch einen Wichtungsfaktor für die beiden Betrachtungszeiträume einzuführen. Dies ist erforderlich, da der Sedimenttransport eine hohe zeitliche Variabilität aufweist. Beispielsweise wird in den meisten Flüssen die gesamte Schwebstofffracht nur von wenigen erosiven (Stark-)Niederschlägen und den damit gekoppelten Oberflächenabfluß- und Hochwasserereignissen dominiert. Die tatsächliche Schwebstofffracht eines Flußgebietes hängt also neben dem sich nur langfristig verändernden geomorphologischen Eintragspotential noch von einer sich zeitlich stark ändernden hydrologischen Komponente ab.

Um diese Tatsache zu berücksichtigen und die beiden Betrachtungszeiträume entsprechend den Niederschlagsverhältnissen wichten zu können, wurde die Anzahl der Starkniederschläge nach ROGLER & SCHWERDTMANN (1981) berechnet:

$$\mathbf{Z_{NE} = 0{,}8 + 0{,}0197 \cdot N_J} \qquad \textbf{(3.19)}$$

mit Z_{NE} = Anzahl der Starkregenereignisse pro Jahr und
N_J = Jahresniederschlag [mm].

Die Wichtungsfaktoren für die 2 Betrachtungszeiträume können dann wie folgt berechnet werden:

$$Z_{NE83-97} = 0{,}8 + 0{,}0197 \cdot N_{J83-97} \tag{3.20}$$

$$Z_{NE93-97} = 0{,}8 + 0{,}0197 \cdot N_{J93-97} \tag{3.21}$$

$$WF_{83-87} = \frac{Z_{NE83-87}}{Z_{NE83-97}} \tag{3.22}$$

$$WF_{93-97} = \frac{Z_{NE93-97}}{Z_{NE83-97}} \tag{3.23}$$

mit WF = Wichtungsfaktor für den Beobachtungszeitraum.

Der Sedimenteintrag infolge Erosion läßt sich insgesamt für die Pegeleinzugsgebiete nach Gleichung 3.24 berechnen:

$$SED = BA \cdot SDR \cdot WF \tag{3.24}$$

mit
- SED = Sedimenteintrag innerhalb eines Beobachtungszeitraumes [t/a],
- BA = Bodenabtrag [t/a],
- SDR = an der Schwebstofffracht geeichtes Sedimenteintragsverhältnis [%] und
- WF = Wichtungsfaktor für den Beobachtungszeitraum.

Bestimmung des Anreicherungsverhältnisses (Enrichment Ratio)

Nachdem die Grundlage zur Abschätzung der Bodeneinträge in Fließgewässer geschaffen ist, soll die Modellierung der Phosphor- und Stickstoffeinträge infolge Erosion erläutert werden. Die an Erosion gekoppelten Nährstoffeinträge können nicht direkt über den Bodeneintrag und den Nährstoffgehalt des Oberbodens berechnet werden (AUERSWALD, 1989a). Da der Transport des erodierten Bodenmaterials ein selektiver Prozeß ist, reichern sich die feineren Kornfraktionen an (WERNER ET AL., 1991). Dementsprechend kommt es auch zu einer Nährstoffanreicherung, da die Nährstoffe im Oberboden überwiegend an die Tonfraktion gebunden sind (SCHEFFER & SCHACHTSCHABEL, 1989). Dieser Prozeß wirkt umso selektiver, je geringer der Bodenabtrag ist und läßt sich nach AUERSWALD (1989a, b) mit Gleichung 3.25 aus dem langjährigen mittleren Bodenabtrag berechnen:

$$ER = 2{,}53 \cdot BA^{-0{,}21} \tag{3.25}$$

mit
- ER = Anreicherungsverhältnis und
- BA = Bodenabtrag [t/(ha·a)].

Erste Testrechnungen mit Gleichung 3.25 zeigten eine deutliche Unterschätzung im Vergleich zu den gemessenen Phosphor- und Stickstofffrachten. Deshalb wurde versucht, anhand der mittleren P-Gehalte der Schwebstoffe und der P-Gehalte des Oberbodens das Anreicherungsverhältnis direkt zu berechnen. Das Anreicherungsverhältnis für ein Flußgebiet

berechnet sich als Quotient zwischen dem P-Gehalt im Schwebstoff und P-Gehalt im Oberboden. Das Anreicherungsverhältnis wurde nach Gleichung 3.26 bestimmt:

$$\mathbf{ER} = \frac{\mathbf{P_{AFS}}}{\mathbf{P_{ACKER}}} \qquad \textbf{(3.26)}$$

mit P_{AFS} = P-Gehalt der Schwebstoffe [mg/kg] und
P_{ACKER} = P-Gehalt im Oberboden des Ackers [mg/kg].

Berechnung des P-Gehaltes im Schwebstoff

Zur Berechnung des Anreicherungsfaktor wurde zunächst der mittlere Phosphorgehalt der Schwebstoffe ermittelt. Dafür standen 14-tägige Abfluß-, Schwebstoff-, PO_4-P- und TP-Meßdaten aus den Routinemeßprogrammen zur Verfügung.

Für die Berechnung wurde nur auf Teileinzugsgebiete der Donau zurückgegriffen, da man bei diesen davon ausgehen kann, daß der Anteil des autochthonen Materials eher gering ist. Für die Berechnung des P-Gehalts in den Schwebstoffen wurden des weiteren nur Daten für den Zeitraum 1993-1997 benutzt, um den Einfluß der partikulären Phosphoreinträge durch Punktquellen so gering wie möglich zu halten. Darüber hinaus sollte dieser Einfluß dadurch weitestgehend ausgeschlossen werden, indem nur Abflüsse Berücksichtigung fanden, die den nach Tabelle 3.13 berechneten kritischen Schwellenwert überschreiten.

Daher wurden zunächst die partikulären Phosphorfrachten (als Differenz zwischen der TP- und der PO_4-P-Fracht) und die Schwebstofffrachten für die Tage berechnet, an denen der gemessene Abfluß den berechneten kritischen Abfluß übersteigt. Anschließend wurde der mittlere P-Gehalt der Schwebstoffe berechnet, indem die partikuläre Phosphorfracht durch die Schwebstofffracht geteilt wurde. In Tabelle 3.14 sind die jeweiligen P-Gehalte der Schwebstoffe für die Flußgebiete der Donau dargestellt.

Berechnung des P-Gehaltes im Oberboden

Zur Berechnung des P-Gehaltes im Oberboden für die beiden Untersuchungszeiträume wurden auf Basis der statistischen Angaben zu den Mineraldüngergaben, der Tierbestände und der Ernteentzüge die jährlichen P-Überschüsse und deren kummulative Werte für die einzelnen Bundesländer für einen Zeitraum von 1955 bis 1996 berechnet (vergleiche Abschnitt 3.1.2.1). Als problematisch erwies sich in diesem Zusammenhang die Festlegung des P-Gehaltes ("Startwert") von Ackerflächen für das Jahr 1955, um anhand der in Abschnitt 3.1.2.1 berechneten Akkumulation die aktuellen P-Gehalte für die beiden Untersuchungszeiträume zu quantifizieren. Da sich in der Literatur keine Angaben bezüglich eines mittleren P-Gehaltes von Ackerflächen für das Jahr 1955 fanden, wurde für die Berechnung des "Startwerts" folgende Vorgehensweise gewählt.

Für das Jahr 1975 geben WERNER ET AL. (1991) einen mittleren P-Gehalt 565 mg/kg für Ackerböden der alten Bundesländer an. Dieser Wert wurde auch für die Ackerböden der neuen Bundesländer angenommen.

Anhand des Mittelwerts der P-Überschüsse der einzelnen Bundesländer für das Jahr 1975 und des Wertes für das Jahr 1975 von WERNER ET AL. (1991) konnte auf den Startwert zurückgerechnet werden. Der Startwert für das Jahr 1955 wurde mit 364 mg/kg festgesetzt. Um diesen Startwert zusätzlich noch räumlich differenziert für die Flußgebiete berechnen zu können, aber die relevanten Bodenparameter, wie insbesondere Eisen- und Calciumkonzentration nicht zur Verfügung standen, wird angenommen, daß der P-Gehalt eines Bodens neben anderen Parametern auch vom Tongehalt abhängt. In der BÜK ist der Tongehalt für die verschiedenen Bodentypen enthalten, wodurch bereits eine digitale, räumlich differenzierte Grundlage vorhanden ist. Dem aus der BÜK für die Ackerfläche ermittelten mittleren Tongehalt von 21% wurde der mittlere P-Gehalt des Jahres 1995 von 364 mg/kg zugeordnet.

Um den P-Gehalt des Ackerbodens für das Jahr 1955 (Startwert) für jedes Flußgebiet zu berechnen, wurde folgendes Phosphor-Ton-Modell angewandt:

$$\mathbf{P_{ACKER55} = 10{,}2 \cdot TG_{ACKER} + 150} \qquad \textbf{(3.27)}$$

mit $P_{ACKER55}$ = P-Gehalt des Ackerbodens für das Jahr 1955 [kg/ha] und
TG_{ACKER} = mittlerer Tongehalt des Ackerbodens [%].

Die jeweiligen P-Gehalte des Ackerbodens für die beiden Untersuchungszeiträume wurden anschließend anhand der vorliegenden P-Akkumulationen der einzelnen Bundesländer (siehe Abschnitt 3.1.2.1) und des räumlich differenzierten Grundgehaltes nach den Gleichungen 3.28 und 3.29 berechnet.

$$\mathbf{P_{ACKER85} = P_{ACKER55} + P_{AKKU55-85}} \qquad \textbf{(3.28)}$$

$$\mathbf{P_{ACKER95} = P_{ACKER55} + P_{AKKU55-95}} \qquad \textbf{(3.29)}$$

mit P_{AKKU} = P-Akkumulation im Ackerboden [kg/ha]

Für Flächen, die keine nennenswerten Bodenbildungsprozesse aufweisen (Gebirgsflächen, Felsflächen), wird ein P-Gehalt von 150 mg/kg angenommen.

Der P-Gehalt des Oberbodens im Einzugsgebiet berechnet sich für den jeweiligen Untersuchungszeitraum nach Gleichung 3.30:

$$\mathbf{P_{BODEN} = A_{ACKER} \cdot P_{ACKER} + A_{GEB} \cdot P_{GEB}} \qquad \textbf{(3.30)}$$

mit P_{BODEN} = mittlerer Phosphorgehalt des Oberbodens [kg],
A_{ACKER} = Ackerfläche [ha],

A_{GEB} = Gebirgsfläche [ha] und
P_{GEB} = mittlerer Phosphorgehalt von Böden der Gebirgsflächen [kg].

Diese P-Gehalte für den Ackerboden stellen die Ausgangsbasis für die Quantifizierung des P-Eintrags infolge Erosion dar.

Berechnung des N-Gehaltes im Oberboden

Für die Quantifizierung der N-Einträge infolge Erosion wurde für beide Untersuchungszeiträume auf die Angaben zu den N-Gehalten von Ackerböden in der BÜK zurückgegriffen. Für die Flächen, die keine nennenswerten Bodenbildungsprozesse aufweisen, wird ein N-Gehalt von 250 mg/kg angenommen.

Der N-Gehalt des Oberbodens im Einzugsgebiet berechnet sich für den jeweiligen Untersuchungszeitraum nach Gleichung 3.31:

$$N_{BODEN} = A_{ACKER} \cdot N_{ACKER} + A_{GEB} \cdot N_{GEB} \qquad (3.31)$$

mit N_{BODEN} = mittlerer Stickstoffgehalt des Oberbodens [kg],
A_{ACKER} = Ackerfläche [ha],
A_{GEB} = Gebirgsfläche [ha] und
N_{GEB} = mittlerer Stickstoffgehalt von Böden der Gebirgsflächen [kg].

Ableitung eines Enrichment-Ratio-Modells (ER-Modell)

In Tabelle 3.14 sind die P-Gehalte der Schwebstoffe, des Oberbodens und die daraus errechneten Enrichment Ratios für die Teilgebiete der Donau dargestellt.

Wie bereits erwähnt, ist es nicht sinnvoll, auf diese Weise auch Anreicherungsfaktoren für Flußgebiete zu berechnen, die einen hohen Anteil an Punktquellen bzw. autochthonen Materials aufweisen. Zur Ableitung eines ER-Modells, welches sich auf diese Flußgebiete übertragen läßt, wurden verschiedene Parameter für die Modellerstellung geprüft.

Mittels einer nichtlinearen Regression wurde die spezifische Schwebstofffracht als derjenige Parameter bestimmt, der die Variation des Enrichment Ratio (ER) am besten erklärt. Folgendes Modell wurde für die Berechnung der Enrichment Ratios abgeleitet:

$$ER_P = 18 \cdot l_{AFS}^{-0,47} \qquad (3.32)$$

mit ER_P = Anreicherungsverhältnis für Phosphor und
l_{AFS} = spezifische Schwebstofffracht [t/(km²·a)].

Der Zusammenhang zwischen den berechneten ER und der spezifischen Schwebstofffracht ist in Abbildung 3.14 dargestellt.

Tabelle 3.14: Berechnete Enrichment Ratios, P-Gehalte des Schwebstoffs und des Oberbodens für den Zeitraum 1993-97 für die untersuchten Einzugsgebiete der Donau.

Adresse	Vorflut	Meßstelle	A_{EZG}	l_{AFS}	$P_{ACKER\ 1995}$	P_{AFS}	ER_P
			[km²]	[t/(km²·a)]	[mg/kg]	[mg/kg]	
11402	Iller	Wiblingen	2.211	85	669	1.900	2,84
11404	Iller	Kempten	973	179	694	1.500	2,16
11501	Donau	Boefinger Halde	7.938	28	730	3.800	5,20
11702	Donau	Dillingen	11.210	19	714	3.500	4,90
11802	Woernitz	Ronheim	1.566	7	838	7.600	9,06
11901	Donau	Schaefstall	15.007	13	730	2.500	3,43
12303	Lech	Fuessen	1.369	227	666	500	0,75
13401	Altmuehl	Groegling	2.884	5	776	5.100	6,57
14302	Naab	Unterkoeblitz	2.037	4	587	10.700	18,23
14402	Schwarzach	Warnbach	820	4	616	6.600	10,71
14601	Vils	Dietldorf	1.190	6	643	5.900	9,17
14902	Naab	Heitzenhofen	5.446	5	617	8.200	13,28
15202	Regen	Regenstauf	2.630	6	622	6.000	9,65
15901	Donau	Deggendorf	38.083	13	688	3.000	4,36
16502	Isar	Baierbrunn	2.794	6	654	2.500	3,82
16601	Amper	Moosburg	3.212	6	631	3.900	6,18
16902	Isar	Plattling	8.932	7	631	4.600	7,29
17202	Vils	Grafenmuehle	1.441	15	632	3.500	5,54
17301	Donau	Passau	49.568	8	676	4.000	5,92
17402	Ilz	Kalteneck	729	6	642	3.500	5,45
18101	Inn	Kirchdorf	10.215	63	717	1.300	1,81
18402	Alz	Seebruck	1.211	3	622	5.300	8,53
18404	Tiroler Achen	Staudach	925	139	819	1.900	2,32
18603	Saalach	Freilassing	1.212	139	615	1.500	2,44
18802	Rott	Ruhstorf	1.052	21	664	4.100	6,17
18902	Inn	Passau-Ingling	26.243	82	641	1.000	1,56
19101	Donau	Jochenstein	77.104	42	671	1.700	2,53

Für Stickstoff ist davon auszugehen, daß das Anreicherungsverhältnis nicht vollständig mit dem von Phosphor identisch ist. Eine Ableitung eines stickstoffspezifischen Anreicherungsverhältnisses auf der Basis von Meßwerten zum Stickstoffgehalt der abfiltrierbaren Stoffe und der N-Gehalte der Böden ist jedoch wegen des Fehlens dieser Meßwerte nicht möglich. Deshalb wurde Anreicherungsverhältnis für Stickstoff indirekt über das Verhältnis des N/P-Verhältnisses der Böden zu dem N/P-Verhältnis des Erosionseintrages in die Gewässer von bereits bekannten Untersuchungen in Flußgebieten bestimmt. Die Basis dafür bilden die Angaben der N/P-Verhältnisse des Erosionseintrages von 17 Flußgebieten des Lockergesteinsbereiches (WERNER & WODSAK, 1994) und die hier bereits abgeleiteten N/P-Verhältnisse in den Böden dieser Flußgebiete. Demnach liegt das mittlere Ratio der beiden N/P-Verhältnisse bei 2,35.

Damit gilt für das Modell für die Berechnung des Anreicherungsverhältnisses von Stickstoff:

$$\mathbf{ER_N = 7{,}7 \cdot I_{AFS}^{-0{,}47}} \qquad \textbf{(3.33)}$$

mit ER_N = Anreicherungsverhältnis für Stickstoff.

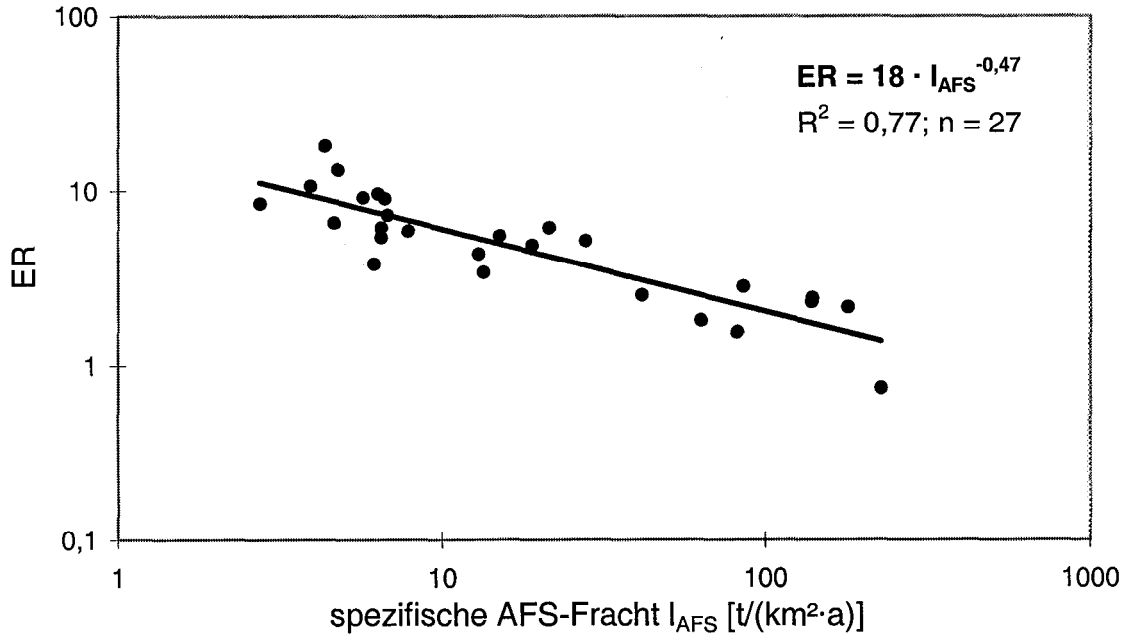


Abbildung 3.14: Zusammenhang zwischen den berechneten Enrichment Ratios und der spezifischen Schwebstofffracht.

Berechnung der Nährstoffeinträge

Ausgehend von der Annahme, daß Gleichung 3.32 auf alle Flußgebiete Deutschlands übertragen werden kann, berechnet sich der Nährstoffeintrag infolge Erosion nach den Gleichungen 3.34 und 3.35:

$$\mathbf{EER_P = P_{BODEN} \cdot ER_P \cdot SED} \qquad \textbf{(3.34)}$$

$$\mathbf{EER_N = N_{BODEN} \cdot ER_N \cdot SED} \qquad \textbf{(3.35)}$$

mit $EER_{N,P}$ = Nährstoffeintrag durch Erosion [t/a].

3.1.2.5 Nährstoffeinträge durch Dränage

Zur Quantifizierung der Einträge von Stickstoff und Phosphor, die über den Eintragspfad von Dränen in die Oberflächengewässer gelangen, wird in Anlehnung an vorausgegangene Abschätzungen (WERNER ET AL., 1991; BEHRENDT ET AL., 1994) eine Methode angewandt, die auf der Basis der Dränflächengröße, der Dränspende und der mittleren Nährstoffkonzentrationen der Dränwässer eine Berechnung der Austräge ermöglicht (siehe Abbildung 3.15).

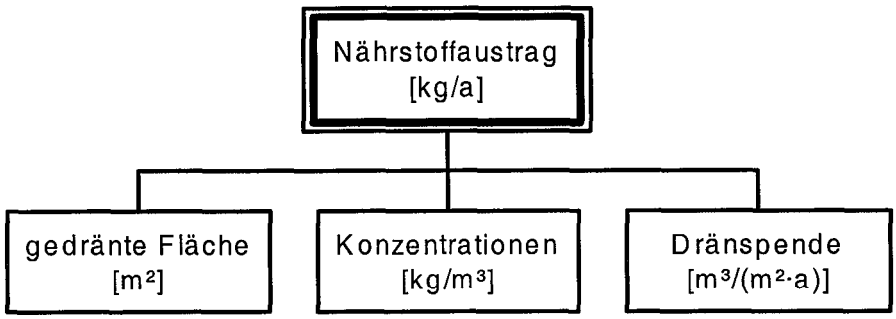


Abbildung 3.15: Schematische Darstellung zur Abschätzung der Nährstoffausträge von Dränen.

Der Nährstoffeintrag aus Dränagen wird für jedes untersuchte Flußgebiet nach der Ermittlung der Dränflächen, der Dränspende und der mittleren Nährstoffkonzentrationen aus dem Produkt dieser drei Faktoren berechnet.

Dränflächen

Zur Abschätzung der Dränflächengröße der Flußgebiete Deutschlands wurden aufgrund unterschiedlicher Datengrundlagen getrennte Ansätze für die alten und neuen Bundes-länder herangezogen.

Für die **neuen Bundesländer** standen Angaben der Statistischen Jahr-bücher der DDR (vergleiche Abschnitt 2.1.) über den Dränumfang der ehemaligen Bezirke zur Verfügung. Die Daten der Statistischen Jahrbücher der DDR geben einen Überblick über den Dränumfang, lassen jedoch aufgrund fehlender Lageangaben keine flußgebietsspezifischen Aussagen über den Dränflächenanteil an der landwirtschaftlichen Nutzfläche zu. Eingehender läßt sich der Dränumfang der Flußgebiete in den neuen Bundesländern über Unterlagen der ehemaligen Meliorationsbetriebe der DDR (vergleiche Abschnitt 2.1) ableiten. Diesbezüglich wurden auf der Basis von Übersichtskarten (vergleiche Abschnitt 2.1) die Dränflächen einiger Gebiete digital erfaßt.

Die Karte 2.9 gibt einen Überblick über die Verteilung der Dränflächen der ausgewählten Testgebiete. Der Dränumfang und der Anteil der Dränung an der landwirtschaftlichen Nutzfläche in den erfaßten Testgebieten sind in Tabelle 3.15 aufgeführt.

Tabelle 3.15: Anteil der Dränflächen (A_{DR}) an der landwirtschaftlichen Nutzfläche (A_{LN}) der untersuchten Einzugsgebiete der Wasser- und Bodenverbände in den neuen Bundesländern.

Wasser- und Bodenverband	A_{LN}	A_{DR}	A_{DR}/A_{LN}
	[km²]	[km²]	[%]
Böse Sieben / Weida	654	30	4,6
Uckerseen	557	39	7,0
Oderbruch	543	42	7,7
Mittlere Uecker / Randow	346	28	8,1
Obere Dahme / Berste	323	30	9,2
Dosse / Jäglitz	546	56	10,3
Kleine Elster / Pulsnitz	231	38	16,4
Jeetze	525	97	18,5
Mittlere Peene	730	145	19,9
Barthe / Küste	503	108	21,5
Ryck / Ziese	542	129	23,8
Obere Warnow	262	64	24,4
Boize / Sude / Schaale	650	161	24,8
Thüringer Talsperre Weida[1]	226	65	28,7
Untere Warnow / Küste	615	179	29,1
Seege / Aland	639	186	29,2
Warnow / Beke	280	84	30,0
Torgau	177	107	60,5

[1] Thüringer Talsperrenverwaltung, Tambach-Dietharz

Für den gesamten Bereich der neuen Bundesländer standen raumbezogene Daten über gedränte Flächen nicht lückenlos zur Verfügung. Es wurde daher, unter Einbeziehung der Bodenstandorttypen der MMK, deren Verteilung für die neuen Bundesländer flächendeckend und digital vorliegt, von den erfaßten Teilgebieten ausgehend eine Übertragung auf das Gesamtgebiet vorgenommen. Der Bodenstandorttyp stellt die mittlere Gliederungsstufe der MMK dar, in der vergleichbare Standortregionaltypen (unterste Gliederungsstufe) nach charakteristischen Substrat- und Bodenwasserverhältnissen zusammengefaßt werden. Die Ableitung der Dränflächen über den indirekten Weg der Bodenstandorttypen wurde gewählt, da die Bodenstandorttypen aufgrund ihrer Wasserverhältnisse Aussagen über den Vernässungsgrad und damit auch über den Dränbedarf zulassen.

Der Dränumfang der Flußgebiete im Bereich der neuen Bundesländer wurde über eine Gewichtung der Bodenstandorttypen abgeschätzt. Dazu wurde zunächst die Dränflächenkarte mit der MMK mittels dem GIS ARC/INFO verschnitten, wodurch die Bodenstandorttypen der gedränten Flächen und der Einzugsgebiete ermittelt werden konnten. In der Tabelle 3.16 sind die Bodenstandorttypen der Dränflächen und der Einzugsgebiete der Wasser- und Bodenverbände aufgeführt, anhand derer deutlich wird, daß zum überwiegenden Teil (im Mittel 78%) vernäßte Bodenstandorte gedränt wurden. Darunter stellen die staunassen Tieflehm- und Lehmstandorte mit ca. 41% den größten Anteil der gedränten Flächen dar.

Tabelle 3.16: Anteil der Bodenstandortgruppen an der landwirtschaftlichen Nutzfläche (LN) der Einzugsgebiete der Wasser- und Bodenverbände und der erfaßten Dränflächen (DR) in den neuen Bundesländern.

Wasser- und Bodenverband		Bodenstandorttypen					
		Vernässungs-freie Standorte	Auen-standorte	Moor-standorte	Vernäßte Löß-standorte	Staunasse Tieflehm und Lehm-standorte	Grundwasser-sandstandorte
		[%]	[%]	[%]	[%]	[%]	[%]
Mittlere Peene	LN	39,3	0,0	16,1	0,0	39,3	5,3
	DR	24,9	0,0	10,2	0,0	58,9	6,0
Mittlere Uecker / Randow	LN	55,0	0,0	24,6	0,0	8,5	11,9
	DR	24,4	0,0	44,6	0,0	18,7	12,3
Barthe / Küste	LN	18,6	0,0	14,5	0,0	57,0	9,9
	DR	14,8	0,0	12,6	0,0	65,0	7,6
Ryck / Ziese	LN	30,5	0,0	15,3	0,0	37,4	16,8
	DR	29,1	0,0	16,4	0,0	36,5	18,0
Uckerseen	LN	53,3	0,0	9,9	0,0	34,8	1,9
	DR	28,7	0,0	9,8	0,0	57,7	3,9
Untere Warnow / Küste	LN	13,5	0,0	13,6	0,0	48,4	24,6
	DR	8,5	0,0	15,9	0,0	53,3	22,3
Warnow / Beke	LN	30,2	0,0	18,2	0,0	44,2	7,3
	DR	24,4	0,0	15,5	0,0	51,6	8,5
Boize / Sude / Schaale	LN	32,1	0,0	11,3	0,0	34,4	22,2
	DR	19,8	0,0	5,0	0,0	54,1	21,1
Obere Warnow	LN	46,1	0,0	12,1	0,0	39,4	2,4
	DR	32,6	0,0	13,0	0,0	54,1	0,2
Böse Sieben / Weida	LN	71,1	1,3	0,0	24,0	3,7	0,0
	DR	48,8	2,7	0,0	24,0	14,6	0,0
Oderbruch	LN	14,2	77,6	2,2	0,0	0,0	6,1
	DR	4,9	88,8	1,6	0,0	0,0	4,7
Obere Dahme / Berste	LN	37,8	0,2	9,6	0,0	20,7	31,7
	DR	15,7	0,4	8,5	0,0	31,4	44,1
Dosse / Jäglitz	LN	50,6	0,3	18,8	0,0	4,8	25,6
	DR	32,1	0,1	29,1	0,0	10,7	28,0
Kleine Elster / Pulsnitz	LN	20,7	1,1	2,4	0,0	22,3	53,5
	DR	10,3	0,9	2,7	0,0	32,5	53,5
Jeetze	LN	35,4	1,1	11,3	0,0	43,5	8,7
	DR	17,3	2,4	15,4	0,0	55,5	9,5
Seege / Aland	LN	6,7	36,3	1,0	0,0	40,2	15,8
	DR	5,7	17,2	0,9	0,0	64,3	12,0
Torgau	LN	18,1	17,8	0,0	0,0	21,6	42,5
	DR	16,9	12,5	0,0	0,0	27,4	43,2
Thüringer Talsperre Weida	LN	46,4	9,4	0,0	11,5	32,8	0,0
	DR	31,2	9,9	0,0	9,5	49,5	0,0
Mittelwert	DR	21,7	7,5	11,2	1,9	40,9	16,4
	LN	34,4	8,1	10,1	2,0	29,6	15,9

Die Gewichtung der Bodenstandorttypen wurde schließlich mittels linearer Ausgleichsrechnung mit der Bedingung, daß die Summe der Abstandsquadrate minimal ist, vorgenommen. Es wurde untersucht, in welchem Maße die verschiedenen Bodenstandorttypen der erfaßten Einzugsgebiete den jeweiligen Dränflächenanteil beeinflussen. Für die Berechnung wurden die Daten von insgesamt 15 Wasser- und Bodenverbänden einbezogen. Die Verbände Böse Sieben/Weida und Uckerseen wurden aufgrund ihrer extrem niedrigen Dränanteile aus der Berechnung herausgenommen, da hier davon auszugehen ist, daß die vorhandenen Daten nicht die gesamte Dränung wiedergeben. Der Verband Torgau wurde ebenfalls nicht berücksichtigt, da er mit einem Dränflächenanteil an der landwirtschaftlichen Nutzfläche von 60% im Vergleich zu den anderen Verbänden, deren Anteile zwischen 10 bis 30% liegen, einen extrem hohen Anteil aufweist, somit als Einzelfall anzusehen ist und nicht für eine Übertragung auf das Gesamtgebiet geeignet erscheint. Die mittels linearer Ausgleichsrechnung ermittelten Wichtungsfaktoren für die zu Gruppen zusammengefaßten Bodenstandorttypen zeigen, daß den staunassen Tieflehm- und Lehmstandorten, gefolgt von den Auen-, Moor- und Grundwassersandstandorten die größte Bedeutung hinsichtlich der Frage der Dränstandorte beizumessen ist (siehe Tabelle 3.17).

Tabelle 3.17: Wichtungsfaktoren für die Bodenstandortgruppen.

Bodenstandortgruppe	Wichtungsfaktoren
Vernässungsfreie Standorte	0,0000
Moorstandorte	0,1059
Auenstandorte	0,1158
Staunasse Tieflehm-und Lehmstandorte	0,5045
Grundwassersandstandorte	0,0902

Unter Verwendung der Wichtungsfaktoren läßt sich nun der Dränumfang für den Bereich der neuen Bundesländer nach Gleichung 3.36 berechnen:

$$A_{DR} = (A_{MO} \cdot 0{,}1059) + (A_{AU} \cdot 0{,}1158) + (A_{STL} \cdot 0{,}5045) + (A_{GWS} \cdot 0{,}0902) \qquad (3.36)$$

mit: A_{DR} = gedränte Flächen [km²],
A_{MO} = Fläche der Moorstandorte [km²],
A_{AU} = Fläche der Auenstandorte [km²],
A_{STL} = Fläche der staunassen Tieflehm- und Lehmstandorte[km²] und
A_{GWS} = Fläche der Grundwassersandstandorte [km²].

Zum Vergleich wurden anhand der Wichtungsfaktoren für die Einzugsgebiete der Wasser- und Bodenverbände die Dränflächenanteile berechnet und anschließend den aus der digitalen Erfassung ermittelten Anteilen gegenübergestellt (siehe Abbildung 3.16). Die in der Abbildung 3.16 dargestellte relative Abweichung zwischen den berechneten und den „tatsächlichen" Dränflächenanteilen ist mit im Mittel 20% relativ gering, so daß die Anwendung des Modells für eine flächendeckende Abschätzung des Dränanteils in den NBL gerechtfertigt ist. Man muß jedoch beachten, daß der Dränumfang nicht allein aus den natürlichen Gegebenheiten abgeleitet werden kann. Zusätzlich üben auch anthropogene

Faktoren einen nicht zu unterschätzenden Einfluß aus. Diesbezüglich spielen vor allem finanzielle Rahmenbedingungen und auch die angestrebten Nutzungsvorstellungen in der Region eine Rolle.

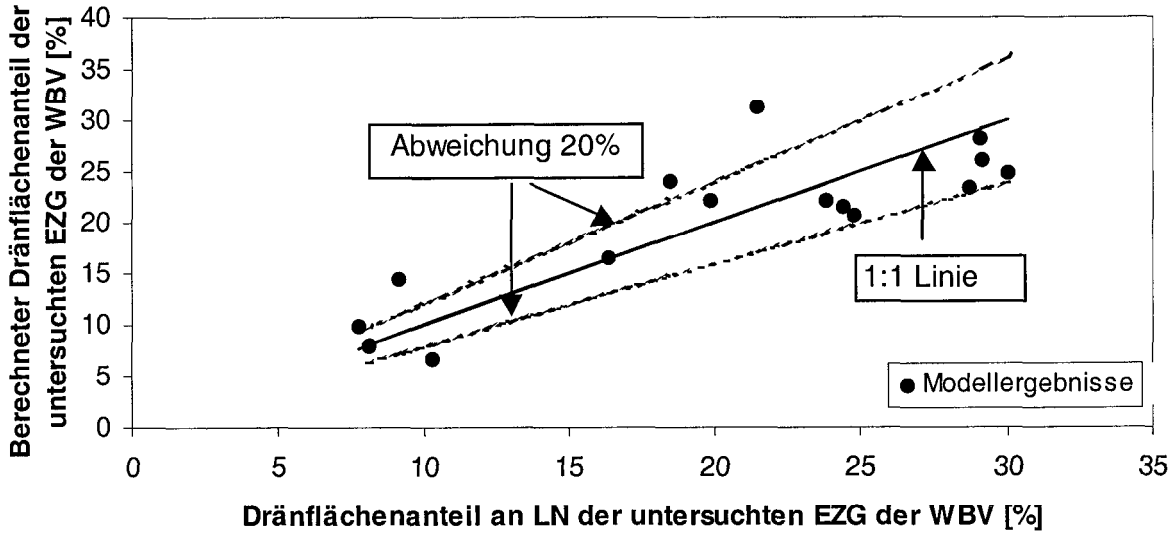


Abbildung 3.16: Zusammenhang zwischen tatsächlichem und berechnetem Dränflächenanteil an der landwirtschaftlichen Nutzfläche (LN) der Einzugsgebiete (EZG) der Wasser- und Bodenverbände (WBV).

In den **alten Bundesländern** sind weder bei den entsprechenden Behörden noch bei Forschungseinrichtungen Dränflächenkataster, Karten oder ähnliche Datenquellen abrufbar, aus denen Angaben zum Anteil gedränter Flächen für größere Gebiete entnommen werden könnten. Daraufhin wurden von BACH ET AL. (1998) Umfragen bei Landwirtschaftsverwaltungen bezüglich des Dränflächenanteils an Acker- und Grünlandflächen durchgeführt. Anhand der Umfrageergebnisse wurden anschließend die Dränflächenanteile für die alten Bundesländer abgeschätzt (siehe BACH ET AL., 1998).

In Tabelle 3.18 werden die nach den für die neuen Bundesländer verwendeten Ansätzen ermittelten Dränflächengrößen und die Abschätzungen von Bach et al. (1998) für die alten Bundesländer anderen Angaben aus der Literatur gegenübergestellt.

Tabelle 3.18 zeigt, daß die Ergebnisse von BACH ET AL. (1998) um 24% geringer sind, als die von WERNER ET AL. (1991) für die alten Bundesländer angegebenen. Hingegen stellen die in dieser Arbeit berechneten Dränanteile für die neuen Bundesländer im Vergleich zu den Angaben der Statistischen Jahrbücher der DDR und der Abschätzung von BEHRENDT ET AL. (1994) 15% bis 20% höhere Werte dar.

Tabelle 3.18: Abschätzungen der Dränflächengröße für die alten und neuen Bundesländer im Vergleich.

Gebiet	Dränflächen (A_{DR})		
	Verwendete Größen	Angaben aus der Literatur	
	[ha]	[ha]	[ha]
Alte Bundesländer	1.524.961 (BACH ET AL., 1998)	2.000.000 (WERNER ET AL., 1991)	
Neue Bundesländer	1.120.880 (IGB)	931.523 (Statistische Jahrbücher der DDR)	974.000 (WERNER & WODSAK, 1994)

Auf der Basis der Angaben von BACH ET AL. (1998) und der ermittelten Wichtungsfaktoren für die Bodenstandorttypen der MMK wurde mittels GIS eine digitale Dränflächenkarte für die gesamte Bundesrepublik erzeugt. Die Dränflächenanteile der einzelnen Flußgebiete lassen sich nun durch eine Verschneidung der Dränflächenkarte mit den Einzugsgebietsgrenzen der Flüsse ermitteln (vergleiche Karte 2.10).

Dränspende

Angaben zur Dränspende finden sich nur vereinzelt in der Literatur. WERNER ET AL. (1991) geben für mitteleuropäische Verhältnisse eine durchschnittliche mittlere Dränspende von 200 mm/a an. BRAUN ET AL. (1991) geben für das Schweizer Einzugsgebiet des Rheins unterhalb der Seen eine mittlere Dränspende von 430 mm/a mit einer Schwankungsbreite von 250 bis 600 mm/a an. Angesichts der zur Verfügung stehenden Datenbasis ist es jedoch sinnvoller, die Dränspende in Abhängigkeit von den meteorologischen Verhältnissen der zu untersuchenden Perioden zu berechnen und von einem konstanten Wert abzusehen.

Einen Ansatz dazu findet man bei NOLTE & WERNER (1991), die für die Dränspende 80% der Grundwasserneubildung ansetzen. Dieser Wert steht jedoch im Widerspruch zu Ergebnissen von SCHOLZ (1997), wonach man für Dränagen in den Flußgebieten von Mecklenburg-Vorpommern davon ausgehen kann, daß die Dränspende das 1,55-fache der Abflußspende beträgt. PRASUHN & BRAUN (1994) gehen davon aus, daß in der Schweiz die Dränspende ca. 35% des Niederschlags entspricht.

Bei den folgenden Abschätzungen wurde die Dränspende in Anlehnung an KRETZSCHMAR (1977) auf der Basis der Sommer- und Winterniederschläge berechnet. Danach setzt sich der Dränabfluß aus 50% der Winter- und 10% der Sommerniederschlagsmengen zusammen:

$$q_{DR} = 0{,}5 \cdot N_{WI} + 0{,}1 \cdot N_{SO} \qquad (3.37)$$

mit q_{DR} = spezifischer Dränabfluß [mm/(m²·a)],
N_{WI} = Niederschlag im Winter [mm/(m²·a)] und
N_{SO} = Niederschlag im Sommer [mm/(m²·a)].

Dieser Ansatz berücksichtigt die regionalen Unterschiede der Niederschlags- und der Abflußverteilung. Mit Hilfe diese Ansatzes erhalten wir für den Bereich der alten Bundesländer ein Verhältnis von der Dränspende zu der Grundwasserneubildung von 0,9, das ähnlich dem ist, das von NOLTE & WERNER (1991) mit 0,8 angegeben wurde. Zugleich kann man aber auch für die Flußgebiete im nordöstlichen Teil Deutschlands ein Verhältnis von 1,34 bestimmen, daß dem Wert von SCHOLZ (1997) sehr nahe kommt. Die nach SCHOLZ (1997) konstatierten hohen Dränabflüsse im nordöstlichen Teil Deutschlands liegen unter anderem darin begründet, daß hier das Verhältnis von Winter- zu Sommerniederschlägen insgesamt höher ist als in den westlicher gelegeneren Gebieten. Für den südwestlichen Teil Deutschlands ergibt sich eine Dränspende, die 29% des Jahresniederschlages entspricht. Dieser Wert liegt nur wenig unterhalb der Angabe von PRASUHN & BRAUN (1991) für das Schweizer Rheineinzugsgebiet.

Nährstoffkonzentrationen in Dränauslässen

Angaben über Phosphorkonzentrationen in Dränwässern finden sich nur für einzelne Flußgebiete. Die Tabelle 3.19 zeigt mittlere Phosphorkonzentrationen in Dränabflüssen auf.

Tabelle 3.19: Mittlere Phosphorkonzentrationen (C_{DR_P}) in Dränwässern landwirtschaftlich genutzter Flächen.

Gebiet Einzugsgebiet	C_{DR_P} [mg P/l]	Bodenstandort	Quelle
Untere Spree	0,05–0,12	lehmiger Sand	DRIESCHER & GELBRECHT (1993)
Erpe	0,19–0,77	lehmiger Sand	persönliche Mitteilung GELBRECHT (1997)
Dehmnitzer Mühlenfließ	0,06–0,32	lehmiger Sand	persönliche Mitteilung GELBRECHT (1997)
Untere Spree	0,1	Sand	DRIESCHER & GELBRECHT (1993
Nordwestdeutsche Geest	0,06–0,16	Sand, Gley	FOERSTER & NEUMANN (1981)
Nordwestdeutsche Geest	0,5–0,7	Sand	FOERSTER (1988)
Nordwestdeutschland	8,0–11,0	Hochmoor	SCHEFFER (1976)
Region Oldenburg	4,0–14,9	Hochmoor	FOERSTER & NEUMANN (1981)
Harbern/Hunte	7,45–11,78	Hochmoor	RADERSCHALL (1994)
Mittelwert Deutschland	8,0	Hochmoor	WERNER ET AL. (1991)
Rüschendorf/Hunte	3,05–4,61	Niedermoor	RADERSCHALL (1994
Mittelwert Deutschland	0,5	Niedermoor	WERNER ET AL. (1991)
Mittelwert Deutschland	0,2	Mineralböden	WERNER ET AL. (1991)
Schweiz/Rhein	0,037–0,1	Keine Angabe	BRAUN ET AL. (1991)
Baseler Tafeljura	0,02	Keine Angabe	BRAUN ET AL.(1994)

Auf der Basis dieser Literaturangaben wurden für die verschiedenen Bodentypen die in der Tabelle 3.20 angegebenen P-Konzentrationen in Dränauslässen angesetzt.

Tabelle 3.20: Verwendete Phosphorkonzentrationen im Dränwasser für verschiedene Bodentypen.

Bodentyp	Bezeichnung	C_{DR_P} [mg P/l]
Sandboden	C_{DRS_P}	0,20
Lehm	C_{DRL_P}	0,06
Niedermoor	C_{DRNM_P}	0,30
Hochmoor	C_{DRHM_P}	10,00

Die P-Konzentration in den Einzugsgebieten wurde auf der Basis der Werte in Tabelle 3.20 und den aus der BÜK ermittelten Flächen von Sandböden, Lehmböden, Niedermoor- und Hochmoorböden als flächengewichtetes Mittel wie folgt errechnet:

$$C_{DR_P} = \frac{C_{DRS_P} \cdot A_{DRS} + C_{DRL_P} \cdot A_{DRL} + C_{DRNM_P} \cdot A_{DRNM} + C_{DRHM_P} \cdot A_{DRHM}}{A_{DRS} + A_{DRL} + A_{DRNM} + A_{DRHM}} \quad (3.38)$$

mit
C_{DR_P} = Phosphor-Dränwasserkonzentration [mg P/l],
C_{DRS_P} = Phosphor-Dränwasserkonzentration für Sandböden [mg P/l],
C_{DRL_P} = Phosphor-Dränwasserkonzentration für Lehmböden [mg P/l],
C_{DRNM_P} = Phosphor-Dränwasserkonzentration für Niedermoore [mg P/l],
C_{DRHM_P} = Phosphor-Dränwasserkonzentration für Hochmoore [mg P/l],
A_{DRS} = Fläche der gedränten Sandstandorte [km²],
A_{DRL} = Fläche der gedränten Lehmstandorte [km²],
A_{DRNM} = Fläche der gedränten Niedermoorstandorte [km²] und
A_{DRHM} = Fläche der gedränten Hochmoorstandorte [km²].

Angaben aus der Literatur zu den mittleren Stickstoffkonzentrationen in Dränabflüssen sind in der Tabelle 3.21 aufgeführt. Unterschiede hinsichtlich der Dränwasserkonzentrationen zeigen sich insbesondere bei den Nitratwerten auf lehmigen Ackerstandorten. Die von WERNER ET AL. (1991) angegebene mittlere Nitrat-Konzentration von 10 mg N/l scheint nach Untersuchungen von GELBRECHT ET AL. (1996), BOCKHOLT & KAPPES (1994) und THIELE ET AL. (1995) deutlich höher zu liegen und zwar zwischen 25 bis 34 mg N/l.

Tabelle 3.21: Mittlere NO_3-N-Konzentrationen in Dränwässern ($C_{DR_{NO3-N}}$) landwirtschaftlich genutzter Flächen.

Gebiet	Nutzung	$C_{DR_{NO3-N}}$ [mg N/l]	Bodenstandort	Quelle
östl. Heinersdorf (Spree)		29,7	Lehm	GELBRECHT ET AL. (1996)
westl. Heinersdorf (Spree)		33,5	Lehm	GELBRECHT ET AL. (1996)
Radlow (östl. des Scharmützelsees)		34,1	Lehm	GELBRECHT ET AL. (1996)
Beeskower Platte		32,6	Lehm	GELBRECHT ET AL. (1996)
Nordbezirke der DDR	Ackerland	21,0	Lehm	GRÜN ET AL. (1985)
Weida	Ackerland	24,2	Lehm	SEIDEL & PÖTZSCH (1996)
Kösterbeck	Ackerland	36,3	sandiger Lehm	BOCKHOLT & KAPPES (1994)
Kösterbeck	Ackerland	25,2	sandiger Lehm	THIELE ET AL. (1995)
Mittelwert Deutschland	Ackerland	10,0	Lehm	WERNER ET AL. (1991)
Kösterbeck	Brache	10,2	sandiger Lehm	THIELE ET AL. (1995)
Kösterbeck	Grünland	1,7	sandiger Lehm	BOCKHOLT ET AL. (1993)
Kösterbeck	Grünland	1,0	sandiger Lehm	BOCKHOLT ET AL. (1993)
Nordbezirke der DDR	Ackerland	13,3	Sand	GRÜN ET AL. (1985)
Mittlere Bezirke der DDR	Ackerland	16,5	Sand	GRÜN ET AL. (1985)
Mittelwert Deutschland	Ackerland	20,0	Sand	WERNER ET AL. (1991)
Tiefland	Grünland	3,8	Niedermoor	GRÜN ET AL. (1985)
Kösterbeck	Grünland	3,2	Niedermoor	THIELE ET AL. (1995)
Kösterbeck	Grünland	1,2	Niedermoor	THIELE ET AL. (1995)
Warnow	Grünland	5,4	Niedermoor	BOCKHOLT ET AL. (1993)
Warnow	Grünland	4,6	Niedermoor	BOCKHOLT ET AL. (1993)
Hunte (Harbern)	Grünland	9,6–11,2	Hochmoor	RADERSCHALL (1994)
Mittelwert Deutschland	Grünland	2,0	Keine Angabe	WERNER ET AL. (1991)

Zur Berechnung der Stickstoffkonzentration in den Dränauslässen wird zunächst auf der Basis der regionaldifferenzierten N-Überschüsse (BACH ET AL., 1998) nach der Vorgehensweise von FREDE & DABBERT (1998) die potentielle Nitratkonzentration im Sickerwasser, die der Konzentration in den Dränauslässen entsprechen sollte, ermittelt. Randbedingung ist dabei, daß die Nettomineralisation und die Nettoimmobilisation in den beiden untersuchten Zeiträumen jeweils vernachlässigbar klein sind.

$$C_{DR_{NO3-N}} = \frac{(N_{ÜLN} - DNR) \cdot AF \cdot 100}{SW} \qquad (3.39)$$

mit $C_{DR_{NO3-N}}$ = Nitratkonzentration in den Dränauslässen [g N/l],
$N_{ÜLN}$ = Stickstoffüberschuß auf der LN [kg N/(ha·a)],
DNR = Denitrifikationsrate [kg N/(ha·a)],
AF = Austauschfaktor und
SW = Sickerwasserhöhe [l/(m^2·a)].

Für die Sickerwasserhöhe wird bei den Dränflächen die Dränspende (siehe oben) zum Ansatz gebracht.

Der Austauschfaktor kann auf der Basis der Austauschhäufigkeit ermittelt werden. Es gilt:

$$\mathbf{AF = 1 \quad wenn \quad AH \geq 100} \tag{3.40}$$

$$\mathbf{AF = \frac{AH}{100} \ wenn \ AH \leq 100} \tag{3.41}$$

mit AH = Austauschhäufigkeit.

Die Austauschhäufigkeit errechnet man nach FREDE & DABBERT (1998) nach Gleichung 3.42:

$$\mathbf{AH = \frac{SW}{FK_{WE}} \cdot 100} \tag{3.42}$$

mit FK_{WE} = Feldkapazität im durchwurzelten Boden [Vol.-%].

Unter Berücksichtigung einer mittleren Dräntiefe von 80 cm wurde die Feldkapazität der durchwurzelten Bodenzone der gedränten Gebiete über die Bodenartenuntergruppen der BÜK für jedes Flußgebiet als Mittelwert bestimmt und zunächst die Austauschhäufigkeit und der Austauschfaktor berechnet. Auch hier wird für die Sickerwasserhöhe die Dränspende nach Gleichung 3.37 angesetzt. Da es sich bei den gedränten Flächen vorwiegend um Standorte mit Grund- bzw. Stauwassereinfluß handelt, wurde von einer mittleren Denitrifikationskapazität ausgegangen. Nach FREDE & DABBERT kann man für solche Standorte eine Denitrifikationsrate von 30 kg N/(ha·a) ansetzen. Dabei zeigte sich jedoch, daß für einige Flußgebiete insbesondere im Bereich der schleswig-holsteinischen Nordseeküste negative Nitratkonzentrationen im Dränwasser errechnet wurden. Um dies zu vermeiden, wurde der Ansatz zur Berechnung der Sickerwasserkonzentration (siehe Gleichung 3.54) dahingehend modifiziert, daß die Denitrifikation in Form eines Exponenten DR, der kleiner als 1 ist berücksichtigt wird.

$$\mathbf{C_{DR_{NO3\text{-}N}} = \frac{(N_{ÜLN})^{DR} \cdot AF \cdot 100}{SW}} \tag{3.43}$$

mit DR = Exponent zur Berücksichtigung der Denitrifikation.

Der Exponent (DR) wurde aus dem Vergleich der beiden nach Gleichung 3.39 und 3.43 berechneten Dränkonzentrationen mit 0,85 ermittelt. Die nach der hier beschriebenen Vorgehensweise berechneten Stickstoffkonzentrationen in Dränagen liegen für den Zeitraum 1993 bis 1995 in einem Bereich von 5 bis 35 g N/m³, wobei in den niederschlagsärmeren Regionen Ostdeutschlands trotz deutlich geringerer Stickstoffüberschüsse höhere Konzentrationen ermittelt wurden als für Dränagen in den Einzugsgebieten von Rhein, Donau, Weser und Ems. Dieses Verhalten stimmt mit den in Tabelle 3.21 aufgeführten Ergebnissen von Messungen verschiedener Autoren überein.

Bei der Berechnung der Stickstoffkonzentrationen in den Dränagen wird davon ausgegangen, daß diese sehr schnell auf die Veränderungen der Stickstoffüberschüsse reagieren. Veränderungen in den Stickstoffüberschüssen sollten sich deshalb in den von uns untersuchten Zeiträumen von fünf Jahren unmittelbar in einer Veränderung der Stickstoffkonzentrationen in den Dränen auswirken. Für den Zeitraum 1983 bis 1987 lagen keine flächendifferenzierten Angaben zu den Stickstoffüberschüssen vor. Deshalb wurde zunächst davon ausgegangen, daß die regionalen Unterschiede auch bereits im Zeitraum 1983 bis 1987 bestanden, jedoch auf einem anderen Niveau. Dieses andere Niveau wurde aus den berechneten Langzeitveränderungen der Stickstoffüberschüsse nach BACH ET AL. (1998) und BEHRENDT (1988) jeweils getrennt für die alten und neuen Bundesländer bestimmt. Danach kann man davon ausgehen, daß die Stickstoffüberschüsse in diesem Zeitraum in den alten Bundesländern um 36% und in den neuen Bundesländern um 50% größer waren als 1995. Unter Berücksichtigung dieser Veränderungen wurden die Stickstoffkonzentrationen in den Dränagen für den Zeitraum 1983 bis 1987 in der gleichen Weise vorgenommen, wie oben beschrieben. Der Bereich der Stickstoffkonzentrationen lag danach in der Mitte der 80er Jahre zwischen 6 und 49 g N/m³.

3.1.2.6 Nährstoffeinträge über das Grundwasser

Der über das Grundwasser realisierte Nährstoffeintrag wird aus dem Produkt von Grundwasserabfluß, der nach Abschnitt 3.1 auch die Komponente des natürlichen Interflows enthält, und Grundwasserkonzentration berechnet. Zur Berechnung der Grundwasserkonzentrationen von Stickstoff soll dabei die Verbindung zu den Nährstoffüberschüssen auf der Landfläche und insbesondere auf der landwirtschaftlichen Nutzfläche und deren Veränderung hergestellt werden. Dies erfolgt zunächst durch die Abschätzung der Stickstoffkonzentration unterhalb der Wurzelzone. Um diese Stickstoffkonzentrationen aus den N-Überschüssen quantifizieren zu können, ist die Kenntnis der Sickerwasserhöhe in den einzelnen Flußgebieten notwendig.

Bestimmung der Sickerwasserhöhe

Die Berechnung der Sickerwasserhöhe (SW) erfolgt nach dem vereinfachten Ansatz nach LIEBSCHER & KELLER (1979) mit den von WENDLAND ET AL. (1993) vorgenommenen Modifikationen. Die Sickerwasserhöhe ergibt sich aus der Bilanz von Niederschlag abzüglich der Verdunstung und des Oberflächenabflusses. Die Gleichungen zur Ermittlung des Gesamtabflusses und des Oberflächenabflusses wurden bereits in Abschnitt 3.1.2.3 vorgestellt. Für die Verdunstung (V) gilt:

$$\mathbf{V = N_J - q_G} \qquad \textbf{(3.44)}$$

mit V = Verdunstung [l/m²],
N_J = Jahresniederschlag [l/m²] und
q_G = spezifischer Gesamtabfluß [l/m²].

Da in Deutschland im langjährigen Mittel keine ariden Standorte vorhanden sind, ist mit einer gewissen Mindestabflußspende zu rechnen. Daher sind bezüglich der Verdunstung folgende Randbedingungen zu berücksichtigen.

$$V_{MAX} < 0{,}95 \cdot N_J \tag{3.45}$$

$$V_{MAX} < 600 \tag{3.46}$$

mit V_{MAX} = maximale jährliche Verdunstung [mm/a].

Falls der Verdunstungswert größer als einer der aufgeführten maximal zulässigen Werte ist, wird der Gesamtabfluß für diesen Bereich als Differenz aus dem Jahresniederschlag und der maximalen Verdunstung berechnet:

$$q_G = N_J - V_{MAX} \tag{3.47}$$

Für diese Bereiche muß erneut der Oberflächenabfluß nach Gleichung 3.9 berechnet werden. Schließlich wird die Sickerwasserhöhe bestimmt nach:

$$SW = N_J - V - q_{RO} \tag{3.48}$$

mit SW = mittlere jährliche Sickerwasserhöhe [l/m²] und
q_{RO} = spezifischer Oberflächenabfluß [mm/(m²·a)].

Die zunächst rasterbezogen ermittelten Sickerwasserhöhen werden anschließend mit den Flußgebieten verschnitten und so die mittleren jährlichen Sickerwasserhöhen für jedes Einzugsgebiet bestimmt. Dieses Verfahren wird sowohl für den Zeitraum 1993 bis 1995 als auch für den Zeitraum 1983 bis 1987 durchgeführt.

Bestimmung der Nährstoffkonzentrationen

Die von den einzelnen Landesämtern bezogenen Daten zur Nährstoffkonzentration im obersten Grundwasserleiter lagen in den unterschiedlichsten Datenformaten vor und mußten zu einer Bearbeitung in ein einheitliches Format konvertiert werden. Anschließend wurden die Datensätze bereinigt indem die Stationen nach Konzentrationswerten untersucht wurden, die unterhalb der Nachweisgrenze liegen. Diese wurden durch die halbe Nachweisgrenze ersetzt. Des weiteren wurden Extremwerte ermittelt und von weiteren Betrachtungen ausgeschlossen. Als Extremwert wurden solche Konzentrationen definiert, die oberhalb der Summe von Mittelwert und Standardabweichung liegen.

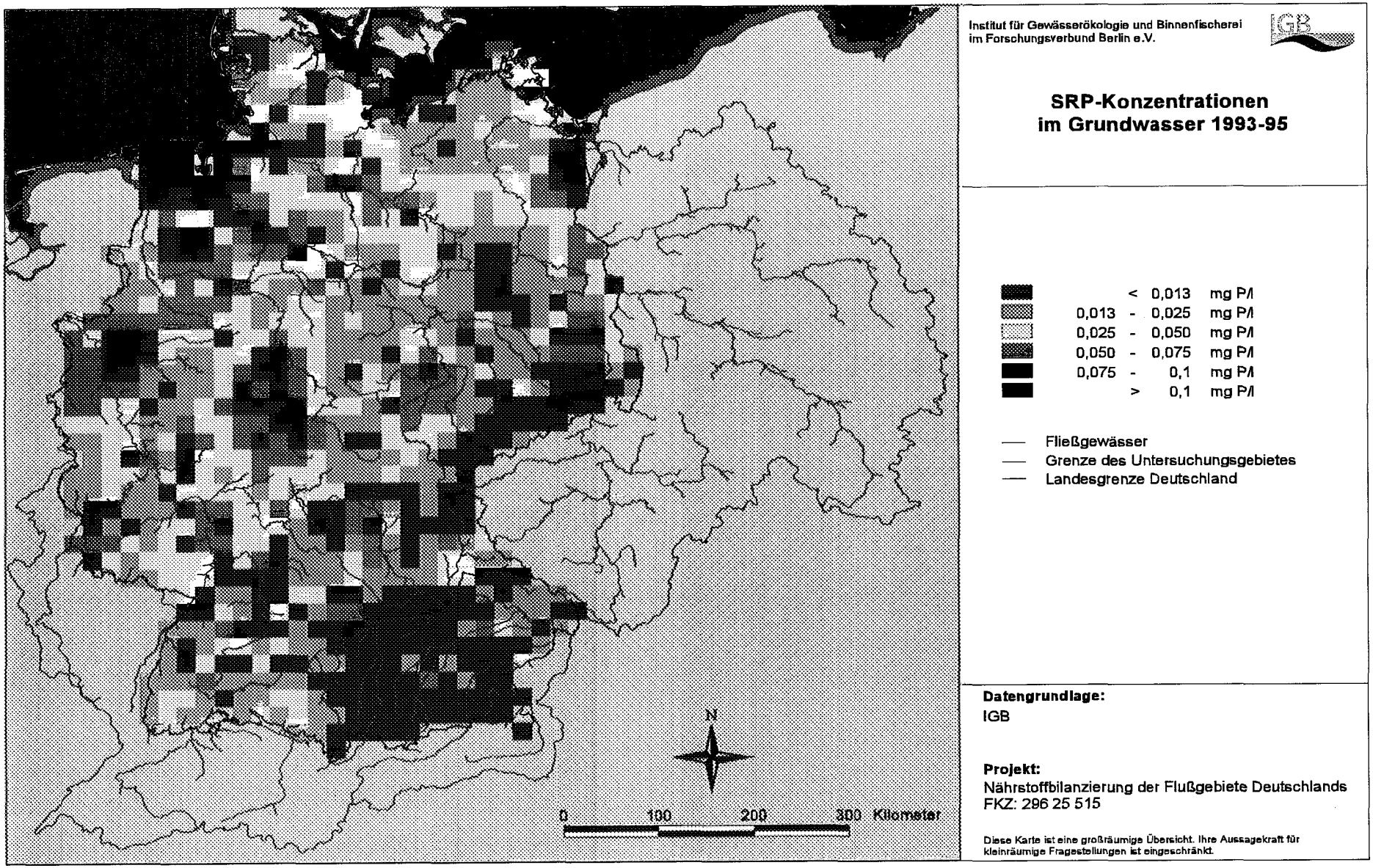
Für die einzelnen Stationen fand daraufhin eine erneute Berechnung der Mittelwerte für die betrachteten Zeiträume statt. Um die punktuellen Werte auf die Fläche der einzelnen Pegeleinzugsgebiete übertragen zu können, wurden die Stationsmittelwerte zur Interpolation in ein Geographisches Informationssystem (GIS) importiert. In dem GIS ARC/INFO wurde das IDW-Interpolationsverfahren genutzt, welches auf einer inversen Distanzgewichtung beruht, um aus punktuellen Eingangsdaten eine Rasterkarte zu generieren.

Ein generelles Problem besteht hierbei in der Wahl der geeigneten Rastergröße. Vereinzelte Punkte mit relativ hohen bzw. niedrigen Werten können einen hohen Einfluß auf den Wert der Zellen an diesen Punkten und den umliegenden Zellen haben. Die Intensität des Einflusses hängt von der Größe der Rasterzelle ab. Je größer die Kantenlänge, desto weniger Einfluß hat ein einzelner Punkt. Zu dieser Problematik wurden statistische Untersuchungen bezüglich der Punktdichte und Rastergröße an drei deutschen Einzugsgebieten durchgeführt (Aller, Saale, Neckar). In diesen Einzugsgebieten wurden jeweils die 50 höchsten und tiefsten Werte selektiert und für diese der entsprechende Zellwert bei unterschiedlicher Rastergröße berechnet. Anhand der Kenntnis der Werte der selektierten Punkte und der umliegenden Punkte konnte in Abhängigkeit der Punktdichte die geeignete Zellgröße ermittelt werden. Aus diesen Untersuchungen ergab sich, daß bei der zur Verfügung stehenden Dichte der Meßstationen und der relativ großen Variation der Meßwerte eine Interpolation auf eine Rasterweite von mindestens 20 km durchzuführen ist.

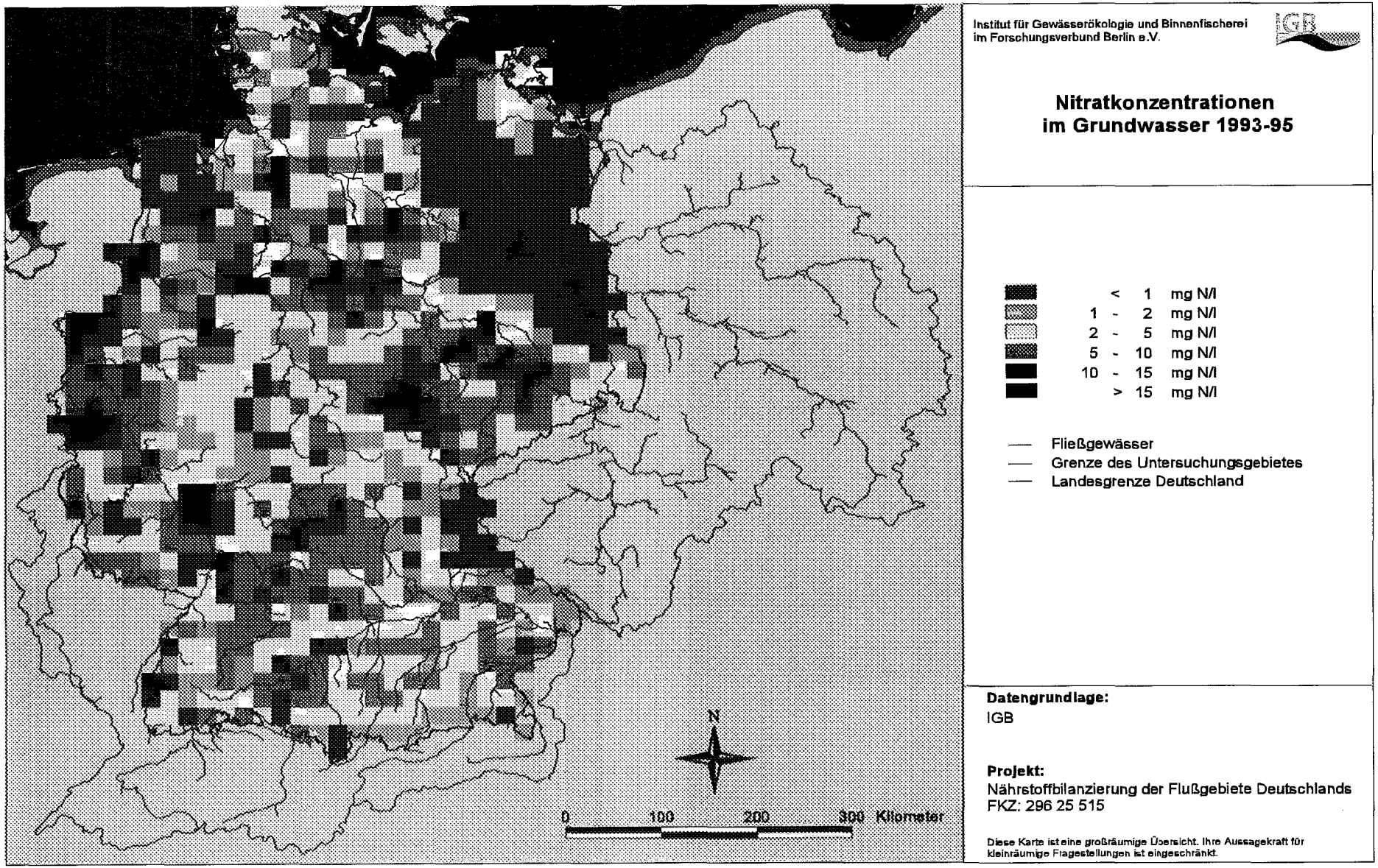
Die Karten 3.6 und 3.7 zeigen die Ergebnisse der Ableitung mittlerer Grundwasserkonzentrationen von gelösten anorganischen Phosphor (SRP) und Nitrat für eine Rastergröße von 20x20 km² aus den punktuellen Meßdaten. Auf der Basis dieser Rasterkarten wurden durch Verschneidung mit den Pegeleinzugsgebieten die mittleren Konzentrationen für jedes Einzugsgebiet bestimmt.

Phosphor

Für Phosphor gibt die Karte 3.6 lediglich einen qualitativen, orientierenden Überblick zu der räumlichen Differenzierung der Konzentrationen im Grundwasser, da in den Meßprogrammen der meisten Bundesländer zur Zeit nur der gelöste anorganische Phosphor bestimmt wird. Dies ist jedoch methodisch problematisch, da bei der Probenahme das entnommene Wasser belüftet wird und der insbesondere bei anoxischen Bedingungen im Grundwasser gelöste Phosphor bei der Belüftung zum größten Teil in partikuläre Formen überführt wird und damit bei der alleinigen Messung des anorganisch gelösten Phosphors (SRP) nicht berücksichtigt wird (GELBRECHT ET AL., 1991). Inwieweit dieses Problem zumindest teilweise auch bei Grundwasserproben mit geringer oder hoher Sauerstoffsättigung auftritt, ist zum gegenwärtigen Zeitpunkt noch nicht geklärt. Deshalb wurden die in Karte 3.6 gezeigten Grundwasserkonzentrationen von SRP nur unterstützend für die Ableitung der Phosphorkonzentrationen im Grundwasser genutzt.



Karte 3.6: SRP-Konzentrationen im Grundwasser 1993-95.



Karte 3.7: Nitratkonzentrationen im Grundwasser 1993-95.

DRIESCHER & GELBRECHT (1993) geben einen zusammenfassenden Überblick über die im Grundwasser unter natürlichen und anthropogen beeinflußten Bedingungen gemessenen Konzentrationen von Phosphor.

Auf der Basis dieser Angaben und weiterer Literaturwerte (siehe u. a. WERNER ET AL., 1991; BRAUN ET AL., 1991) sowie den in Karte 3.6 angegebenen Grundwasserkonzentrationen wurden für die verschiedenen Bodentypen die in der Tabelle 3.22 angegebenen P-Konzentrationen im Grundwasser angesetzt.

Tabelle 3.22: P-Konzentrationen im Grundwasser für verschiedene Bodentypen.

Bodentyp	Nutzung	Bezeichnung	C_{GW_P} [g P/m³]
Sandboden	Landwirtschaft	C_{GWS_P}	0,1
Lehm	Landwirtschaft	C_{GWL_P}	0,03
Niedermoor	Landwirtschaft	C_{GWNM_P}	0,1
Hochmoor	Landwirtschaft	C_{GWHM_P}	2,5
	Wald/Offene Flächen	C_{GWWAOF_P}	0,01

Die P-Konzentration in den Einzugsgebieten wurde auf der Basis der Werte in Tabelle 3.22 und den aus der BÜK ermittelten Flächen von Sandböden, Lehmböden, Niedermoor- und Hochmoorböden als flächengewichtetes Mittel zunächst für die landwirtschaftlich genutzten Flächen nach Gleichung 3.49 errechnet:

$$C_{GWLN_P} = \frac{C_{GWS_P} \cdot A_S + C_{GWL_P} \cdot A_L + C_{GWNM_P} \cdot A_{NM} + C_{GWHM_P} \cdot A_{HM}}{A_S + A_L + A_{NM} + A_{HM}} \qquad (3.49)$$

mit
C_{GWLN_P} = Phosphor-Grundwasserkonzentration der landwirtschaftlich genutzten Flächen [mg P/l],
C_{GWS_P} = Phosphor-Grundwasserkonzentration für Sandböden [mg P/l],
C_{GWL_P} = Phosphor-Grundwasserkonzentration für Lehmböden [mg P/l],
C_{GWNM_P} = Phosphor-Grundwasserkonzentration für Niedermoore [mg P/l],
C_{GWHM_P} = Phosphor-Grundwasserkonzentration für Hochmoore [mg P/l],
A_S = Fläche der Sandstandorte [km²],
A_L = Fläche der Lehmstandorte [km²],
A_{NM} = Fläche der Niedermoorstandorte [km²] und
A_{HM} = Fläche der Hochmoorstandorte [km²].

Unberücksichtigt blieben dabei die landwirtschaftlichen Flächen, die gedränt werden (siehe Abschnitt 3.1.2.5).

In einem zweiten Schritt wurde die mittlere P-Konzentration im Grundwasser der jeweiligen Einzugsgebiete als flächengewichtetes Mittel aus den P-Konzentrationen unter

landwirtschaftlichen und nichtlandwirtschaftlichen Flächen (d. h. insbesondere Wald und andere offene Flächen) berechnet. Es gilt:

$$C_{GW_P} = \frac{C_{GWLN_P} \cdot A_{LN} + C_{GWWAOF_P} \cdot A_{WAOF}}{A_{LN} + A_{WAOF}} \quad (3.50)$$

mit C_{GW_P} = mittlere Phosphorkonzentration im Grundwasser [mg P/l],
C_{GWWAOF_P} = Phosphor-Grundwasserkonzentration für Wald und offene Flächen [mg P/l],
A_{LN} = landwirtschaftliche Nutzfläche [km²] und
A_{WAOF} = Wald und offene Flächen [km²].

Bei anaerobem Grundwasser insbesondere aus tieferen Schichten ist nach den Daten des Grundwasserbeobachtungsprogrammes von Mecklenburg-Vorpommern und den Untersuchungen von DRIESCHER & GELBRECHT (1993) zu berücksichtigen, daß deutliche Unterschiede zwischen den Konzentrationen von anorganisch gelöstem Phosphor (SRP) und Gesamtphosphor im Grundwasser bestehen. Nach BEHRENDT (1996a) und DRIESCHER & GELBRECHT (1993) kann man davon ausgehen, daß die Gesamtphosphorkonzentrationen um einen Faktor 2 bis 5 höher sind als die in den normalen Standardmeßprogrammen bestimmten SRP-Konzentrationen. Angaben zu den Flächen mit anaerobem Grundwasser lagen nicht vor, jedoch kann man aus dem Vergleich der Nitratkonzentrationen im Grundwasser und denen im Sickerwasser (siehe unten) auf die Gebiete schließen, in denen mit hoher Wahrscheinlichkeit anaerobe Bedingungen im Grundwasser vorkommen. Für die Berechnung der Gesamtphosphorkonzentration im Grundwasser wurde deshalb angesetzt, daß entsprechend der Gleichungen 3.51 und 3.52 bei Stickstoffkonzentrationen im Grundwasser, die kleiner als 15% der Stickstoffkonzentration im Sickerwasser sind, die TP-Konzentrationen im Grundwasser um den Faktor 2,5 größer als die SRP-Konzentrationen sind:

$$C_{GW_{TP}} = 2{,}5 \cdot C_{GW_{SRP}} \quad \text{wenn } C_{GW_N} \leq 0{,}15 \cdot C_{SW_N} \quad (3.51)$$

$$C_{GW_{TP}} = C_{GW_{SRP}} \quad \text{wenn } C_{GW_N} > 0{,}15 \cdot C_{SW_N} \quad (3.52)$$

mit C_{GW_N} = berechnete Stickstoffkonzentration im Grundwasser [g/m³],
C_{SW_N} = berechnete Stickstoffkonzentration im Sickerwasser [g/m³],
$C_{GW_{TP}}$ = TP-Konzentration im Grundwasser [g/m³] und
$C_{GW_{SRP}}$ = SRP-Konzentration im Grundwasser [g/m³].

Bei dieser Vorgehensweise lagen die berechneten TP-Konzentrationen im Grundwasser der Flüsse des Bundeslandes Mecklenburg-Vorpommern mit 0,09 bis 0,14 g P/m³ im Bereich der gemessenen Werte (siehe BEHRENDT, 1996).

Stickstoff

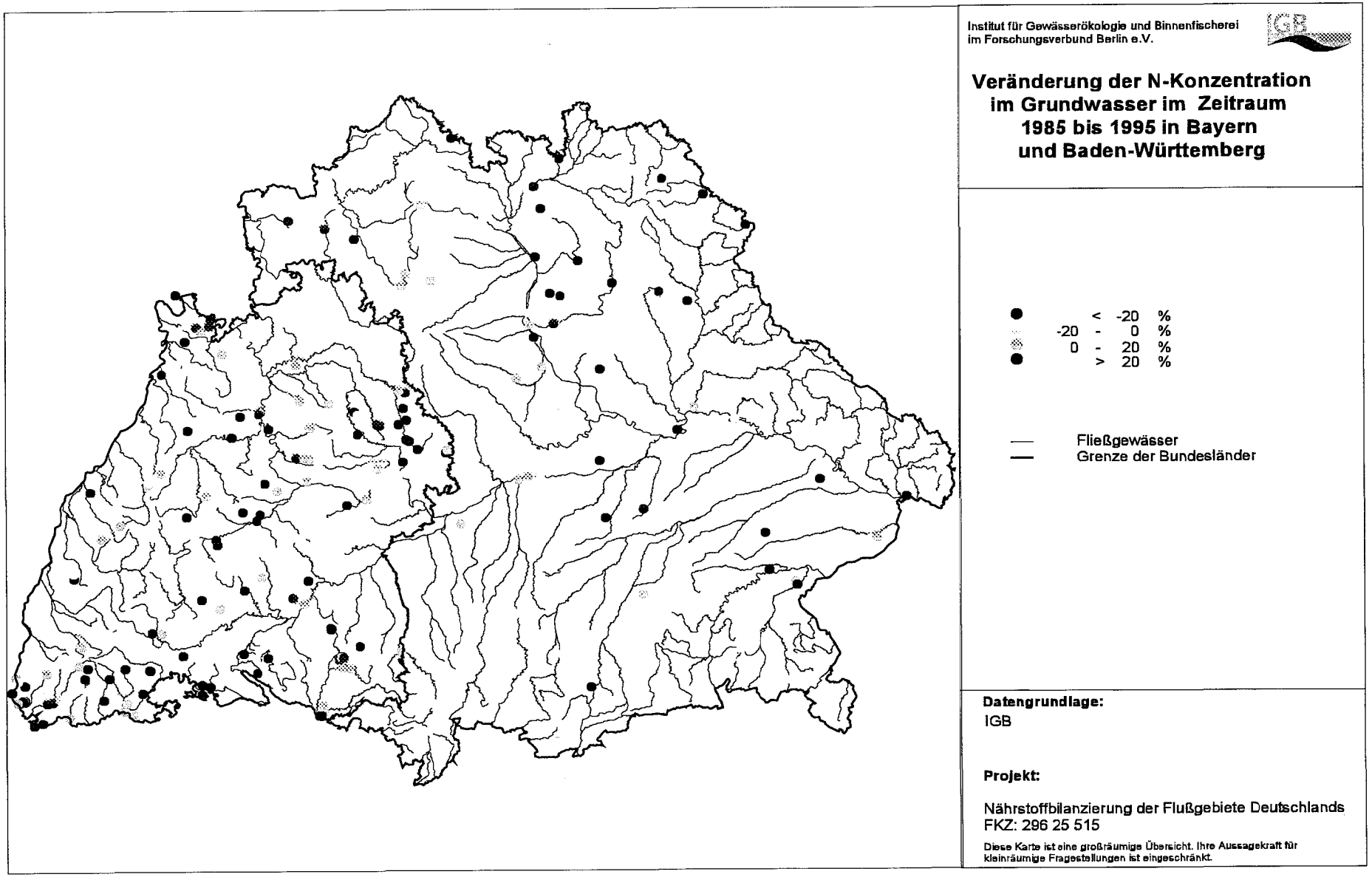
Bezüglich Stickstoff stellt die Rasterkarte (siehe Karte 3.7) und die daraus abgeleiteten Werte der mittleren Nitratkonzentration im Grundwasser nur einen Zwischenschritt zur Ableitung eines Modells zur Ermittlung der regional differenzierten Stickstoffkonzentrationen im Grundwasser dar, da auf der Basis des Istzustandes der Grundwasserkonzentrationen noch keine Aussagen zu den zeitlichen Veränderungen in der Vergangenheit und in der Zukunft möglich sind. Dies erfordert die Ableitung eines Zusammenhanges zwischen der Grundwasser- und der Sickerwasserkonzentration für Stickstoff.

Wesentlich für die Ableitung eines solchen Zusammenhanges ist die Kenntnis der Aufenthaltszeit des Wassers auf dem Weg von der Wurzelzone bis zum Grundwasserleiter und im Grundwasser selbst. Die Problematik der Abschätzung flächendifferenzierter Aufenthaltzeiten in der ungesättigten Bodenzone und im Grundwasser ist zur Zeit ein hochaktueller Forschungsgegenstand (WENDLAND ET AL, 1993; KUNKEL & WENDLAND, 1998; SCHWARZE ET AL., 1995; WERNER & WODSAK, 1994). Ergebnisse, die auf die Flußgebiete Deutschlands übertragbar sind, stehen jedoch noch aus. Um das Problem der Aufenthaltszeiten zumindest näherungsweise zu berücksichtigen, wurde zunächst eine Analyse der Langzeitveränderungen der Nitratkonzentrationen im Grundwasser durchgeführt. Diese Analyse wurde nur für die 217 Meßstellen durchgeführt, für die sowohl Meßwerte für die Periode 1983 bis 1987 als auch 1993 bis 1997 vorlagen. Diese Meßstellen liegen ausschließlich in den Bundesländern Baden-Württemberg und Bayern. Die Karte 3.8 zeigt die Veränderungen in den Nitratkonzentrationen dieser Langzeitgrundwassermeßstellen.

Karte 3.8 zeigt kein einheitliches Bild, da sowohl Meßstellen mit veringerten Nitratkonzentrationen als auch mit erhöhten Werten vorkommen. Aus Karte 3.8 ist jedoch sichtbar, daß die Meßstellen mit einer Zunahme bzw. Abnahme der Nitratkonzentration im Bereich von ±20% überwiegen. Daraus kann man folgern, daß sich die Grundwasserkonzentrationen von Nitrat im untersuchten 10-Jahresabschnitt insgesamt nur gering verändert haben. Zu dem gleichen Ergebnis kommt man auf Basis einer Analyse der Veränderungen der mittleren Nitratkonzentrationen dieser Grundwassermeßstationen der beiden Bundesländer, die in Tabelle 3.23 aufgeführt sind.

Tabelle 3.23: Mittlere Veränderungen der Nitratkonzentration im Grundwasser für Beobachtungsstationen der Bundesländer Baden-Württemberg und Bayern mit Meßwerten seit 1983.

Bundesland	Anzahl Meßstellen	$C_{GW_{NO3-N}}$		Veränderung
		1983-1987	1993-1997	
		[g N/m³]		[%]
Bayern	72	4,29	4,38	+2
Baden-Württemberg	145	5,70	5,55	-3



Karte 3.8: Veränderung der N-Konzentration im Grundwasser im Zeitraum 1985 bis 1995 in Bayern und Baden-Württemberg.

Diesen nahezu unveränderten Nitratkonzentrationen im Grundwasser steht nach BACH ET AL. (1998) eine Senkung des Stickstoffüberschusses auf der landwirtschaftlichen Nutzfläche um 27% gegenüber. Geht man davon aus, daß die insgesamt 217 Meßstellen bereits ein repräsentatives Bild zu den Grundwasserkonzentrationen in den beiden Bundesländern liefern, kann man schlußfolgern, daß die Aufenthaltszeit des Wasser in der ungesättigten Bodenzone und im Grundwasser in dieser Region vermutlich länger als 10 Jahre ist. Nahezu unveränderte Konzentrationen würden sich erst ergeben, wenn man davon ausgeht, daß die Grundwasserkonzentration erst auf das Mittel des Überschusses der jeweils zwanzig Vorjahre reagiert (siehe Abbildung 3.17).

Ein zweiter Versuch für eine näherungsweise Abschätzung der Aufenthaltszeiten in der ungesättigten Bodenzone und im Grundwasser wurde auf der Basis von Langzeitbeobachtungen der Nitratkonzentrationen und –frachten in den Flüssen unternommen. Ausreichend lange Beobachtungsreihen von mindestens 25 Jahren liegen zur Zeit nur für drei Meßstationen vor. Dies sind

- die Station Lobith am Rhein, wo seitens der *IKSR* Werte von 1954 bis 1995 veröffentlicht sind (siehe Zahlentafeln der *IKSR* 1954 bis 1995),
- die Station Jochenstein an der Donau, für die durch das *Bayerische Landesamt für Wasserwirtschaft* Werte von 1966 bis 1997 zur Verfügung gestellt wurden
- die Station Tangermünde an der Elbe, für die das *STAUN Magdeburg* die Werte von 1970 bis 1995 zur Verfügung stellte.

Aufgrund der guten Korrelation der Meßwerte der Stationen Magdeburg und Tangermünde wurde eine Schätzung der Nitratkonzentrationen und -frachten an der Station Tangermünde für die Jahre 1996 und 1997 vorgenommen.

Die Abbildung 3.17 zeigt für die drei Meßstationen jeweils die langjährigen Veränderungen der Nitratkonzentrationen und -frachten sowie das aus den Untersuchungen von BACH ET AL. (1998) sowie BEHRENDT (1988) abgeleitete Mittel der Stickstoffüberschüsse auf der landwirtschaftlichen Nutzfläche für die 10, 20 und 30 Vorjahre (vergleiche Abschnitt 3.1.2.1).

Aus der Abbildung 3.17 wird bereits ersichtlich, daß man die Veränderungen in den Nitratkonzentrationen und -frachten der Elbe nur dann im Zusammenhang mit den Stickstoffüberschüssen bringen kann, wenn man den Mittelwert des Überschusses von mehr als zwanzig Vorjahren berücksichtigt. Für die Donau und insbesondere für den Rhein sind ähnliche Aussagen allein aus der visuellen Betrachtung nur schwer oder nicht ableitbar. Deshalb wurde zusätzlich eine Regressionsanalyse zu den Zusammenhängen zwischen den verschiedenen Vorjahresmitteln der Stickstoffüberschüsse und der Nitratkonzentrationen bzw. -frachten durchgeführt. Die Ergebnisse dieser Regressionsanalyse sind in der Tabelle 3.24 zusammengefaßt.

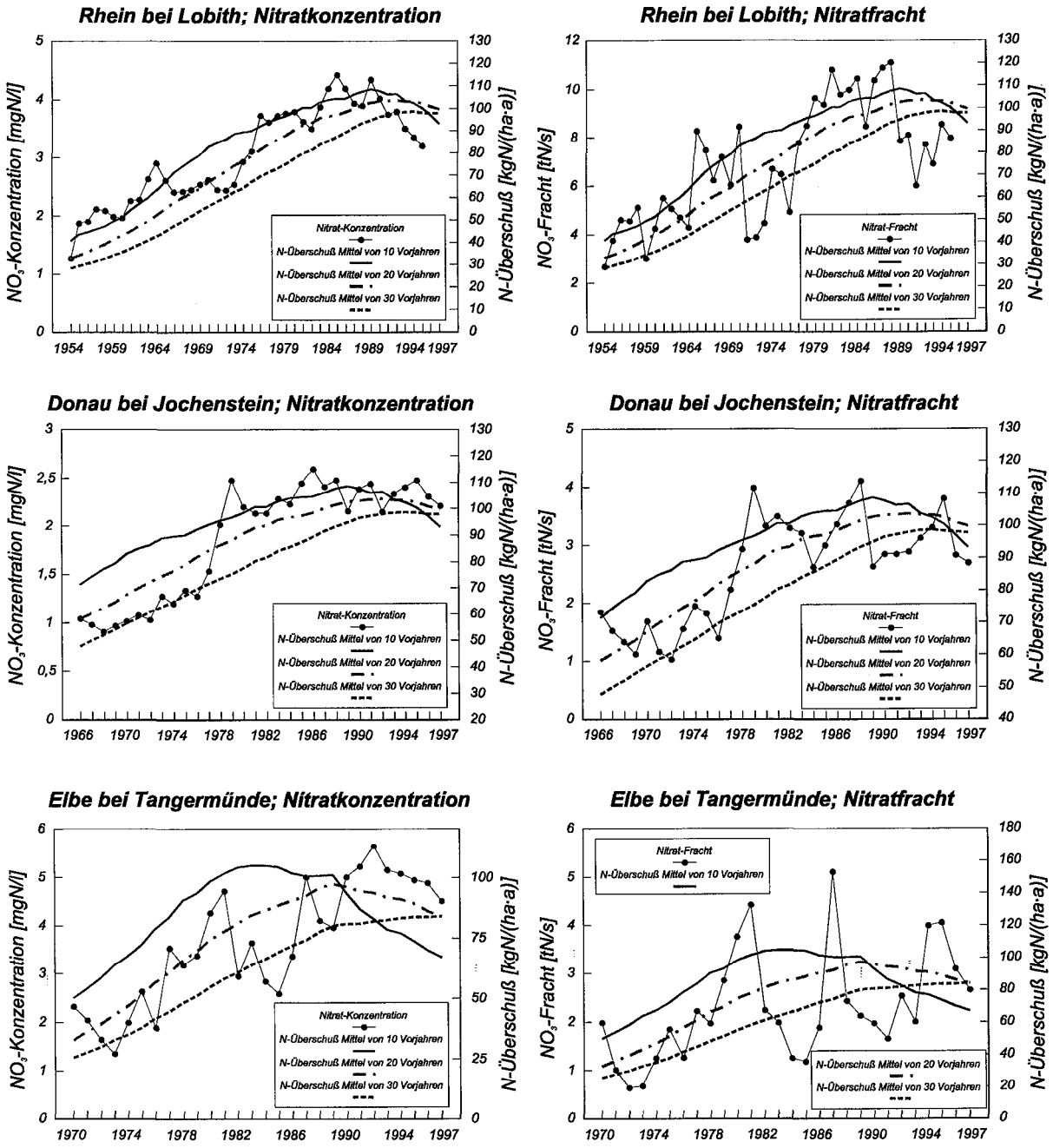


Abbildung 3.17: Vergleich der Langzeitveränderungen der Nitratkonzentration bzw. Nitratfracht mit langjährigen Mittelwerten des N-Überschusses auf der landwirtschaftlichen Nutzfläche für die Stationen Rhein/Lobith, Donau/Jochenstein und Elbe/Tangermünde.

Aus Tabelle 3.24 geht hervor, daß die Regressionen zwischen der Nitratkonzentration bzw. -fracht und dem Mittel der 20 Vorjahre des Nitratüberschusses für Rhein und Donau das höchste Bestimmtheitsmaß aufweisen. Die Unterschiede in den Bestimmtheitsmaßen für die Rhein-Station Lobith sind jedoch so gering, daß man allein auf dieser Basis nicht sagen kann, ob die Aufenthaltszeit 5 Jahre oder 30 Jahre beträgt. Die Ursache liegt einerseits darin begründet, daß für diese Meßstation die sehr wichtigen beiden letzten Jahre 1996 und 1997

zur Zeit noch fehlen. Anderseits ist der Rhein, wie die Ergebnisse dieser Studie noch zeigen werden, der Fluß mit dem höchsten Anteil von Stickstoffeinträgen aus punktuellen Quellen.

Der relativ starke Rückgang der Nitratkonzentrationen im Zeitraum seit 1990 (siehe Abbildung 3.17) ist deshalb vermutlich eher auf den Rückgang der punktuellen Einträge zurückzuführen als auf einen Rückgang der Einträge über das Grundwasser. Für die Donau, bei der der Anteil der Punktquellen am geringsten ist, läßt sich aus der Tabelle 3.24 recht klar ableiten, daß die Aufenthaltszeit zumindest größer als 10 Jahre sein muß. Für die Elbe kann man feststellen, daß sich ein Zusammenhang zwischen der Nitratkonzentration bzw. -fracht überhaupt erst herstellen läßt, wenn man von Aufenthaltszeiten von 15 und mehr Jahren ausgeht. Bezüglich der Elbe haben die zumindest bis 1990 noch vorhandenen hohen Anteile der Punktquellen an den Stickstoffeinträgen keinen so gravierenden Einfluß auf das zeitliche Verhalten der Nitratkonzentrationen und -frachten, da diese Stickstoffeinträge vorwiegend als Ammonium eingetragen wurden und infolge der geringen Sauerstoffgehalte auch beim Transport im Flußsystem vermutlich nur in geringem Umfang nitrifiziert wurden.

Obwohl die vorhergehenden Untersuchungen zu den Veränderungen der Nitratkonzentrationen im Grundwasser und in den Oberflächengewässern zum gegenwärtigen Zeitpunkt nur orientierenden Charakter besitzen, kann man insgesamt davon ausgehen, daß diese Veränderungen nur dann erklärt werden können, wenn man selbst für den Rhein und die Donau von mittleren Aufenthaltszeiten des Wassers in der ungesättigten Bodenzone und im Grundwasser von mehr als 10 Jahren ausgeht. Bei der Elbe oberhalb von Tangermünde, deren Einzugsgebiet an dieser Stelle noch durch den Festgesteins- und Lößbereich dominiert wird, liegen diese Aufenthaltszeiten sogar bei mehr als zwanzig Jahren.

Tabelle 3.24: Bestimmtheitsmaße für den Zusammenhang zwischen der Nitratkonzentration bzw. -fracht und den langjährigen Vorjahresmitteln der Stickstoffüberschüsse für den Rhein bei Lobith, die Donau bei Jochenstein und die Elbe bei Tangermünde (signifikante Werte für eine Irrtumswahrscheinlihkeit von 0,001 sind **fett** markiert).

Gewässer	Parameter	Mittel der 5 Vorjahre	Mittel der 10 Vorjahre	Mittel der 15 Vorjahre	Mittel der 20 Vorjahre	Mittel der 30 Vorjahre
Rhein	NO_3-N-Konzentration	**0,8169**	**0,8272**	**0,8377**	**0,8396**	**0,8038**
Rhein	NO_3-N-Fracht	**0,5741**	**0,5770**	**0,5720**	**0,5871**	**0,5550**
Donau	NO_3-N-Konzentration	0,4707	**0,8090**	**0,8582**	**0,8833**	**0,8374**
Donau	NO_3-N-Fracht	0,3913	0,6079	0,6277	**0,6494**	**0,5891**
Elbe	NO_3-N-Konzentration	0,0159	0,1080	0,4225	**0,6417**	**0,7236**
Elbe	NO_3-N-Fracht	0,0008	0,0836	0,1583	**0,2177**	**0,2265**

Im Ergebnis der Untersuchungen zu den Aufenthaltszeiten in der ungesättigten Bodenzone und im Grundwasser wird für die folgenden Betrachtungen davon ausgegangen, daß im Stromgebiet des Rheins das Mittel der Überschüsse der 10 Vorjahre, in der Donau das Mittel der 20 Vorjahre und in der Elbe das Mittel der 30 Vorjahre berücksichtigt wird. Das Mittel der

Überschüsse der 30 Vorjahre wurde auch für die Flußgebiete der Oder und den Küstenbereich der Ostsee in Mecklenburg-Vorpommern verwendet. Für die Weser, die Ems, den Küstenbereich der Nordsee und die schleswig-holsteinische Ostseeküste wurde, wie in der Donau, das Mittel der 20 Vorjahre zum Ansatz gebracht. Da zur Zeit eine weitere Differenzierung der möglichen Aufenthaltszeiten innerhalb der Stromgebiete noch nicht möglich ist, werden die abgeschätzten mittleren Werte auf die gesamten Teilgebiete der Ströme übertragen, obwohl innerhalb der Stromgebiete große Unterschiede bestehen können.

In Abschnitt 3.1.2.1 wurde bereits ein zusammenfassender Überblick über die langzeitigen Veränderungen der Stickstoffüberschüsse auf der landwirtschaftlichen Nutzfläche in den alten und neuen Bundesländern gegeben. Das Verhältnis der Stickstoffüberschüsse der Mittel der 20 Vorjahre bezogen auf die Perioden 1983-1987 und 1993-1997 ergibt für die alten Bundesländer einen Wert von 1,10 und für die neuen Bundesländer von 0,98 (vergleiche Abschnitt 3.1.2.1 bzw. Tabelle 3.8). Das heißt, obwohl sich die Überschüsse in den letzten Jahren - insbesondere in den neuen Bundesländern - stark vermindert haben, sind die Mittel der Überschüsse aus den 20 Vorjahren näherungsweise gleich. Der Vergleich der Mittelwerte des Überschusses für 1995 mit den Mittelwerten der 10, 20 und 30 Vorjahre für die Periode 1983 bis 1987 gibt auch die Verhältnisse an, um die die von BACH ET AL. (1998) berechneten flächendifferenzierten Überschüsse korrigiert werden müssen, um als Ausgangsbasis für eine Gegenüberstellung mit den für den Zeitraum 1993-1997 ermittelten Nitratkonzentrationen im Grundwasser nach Karte 3.7 zu dienen. Für die alten Bundesländer bedeutet dies, daß die Überschußwerte um den Faktor 1,33 (Mittel der 10 Vorjahre; Rhein) bzw. 1,18 (Mittel der 20 Vorjahre; alle anderen Flußgebiete der ABL) erhöht werden müssen. Bei den Flußgebieten in den neuen Bundesländern lagen die N-Überschüsse bezogen auf den Mittelwert der 30 Vorjahre im Zeitraum 1983-1987 um einen Faktor von 1,31 höher als die von Bach et al. (1998) angegebenen flächendifferenzierten Werte. Für den Zeitraum 1993-1997 ergibt sich für die Flußgebiete der neuen Bundesländer ein Korrekturfaktor von 1,57. Für das Rheingebiet beträgt dieser Korrekturfaktor für die Periode 1993 bis 1997 1,26 und für die übrigen Flußgebiete der alten Bundesländer 1,30. Dabei wird vorausgesetzt, daß die N-Überschüsse in den neuen und alten Bundesländern auf dem Niveau des Jahres 1995 geblieben sind. Da zur Zeit noch keine flächendifferenzierten Überschüsse für die Vergangenheit zur Verfügung stehen, wird bei den folgenden Berechnungen zur Abschätzung der flußgebietsbezogenen potentiellen Nitratkonzentration unterhalb der Wurzelzone bzw. im Sickerwasser davon ausgegangen, daß diese Faktoren für jeweils alle Flußgebietsteile in den alten und neuen Bundesländern gelten.

Nitratkonzentration im Sickerwasser

Die Basis zur Berechnung der Nitratkonzentration im Sickerwasser für die nichtdränierten Flächen bilden die regionaldifferenzierten N-Überschüsse auf der landwirtschaftlichen

Nutzfläche, die für die neuen und alten Bundesländer abgeleiteten Korrekturfaktoren für die Langzeitveränderung dieser Überschüsse und die atmosphärische Deposition. Mit Gleichung 3.53 wird zunächst aus diesen drei Parametern der mittlere N-Überschuß für alle zum Basisabfluß beitragenden Flächen errechnet.

$$N_{ÜGES} = \frac{N_{ÜLN} \cdot A_{LN} \cdot LKF + N_{DEP} \cdot (A_{EZG} - A_{LN} - A_W - A_{URBV} - A_{GEB})}{A_{EZG} - A_W - A_{URBV} - A_{GEB}} \quad (3.53)$$

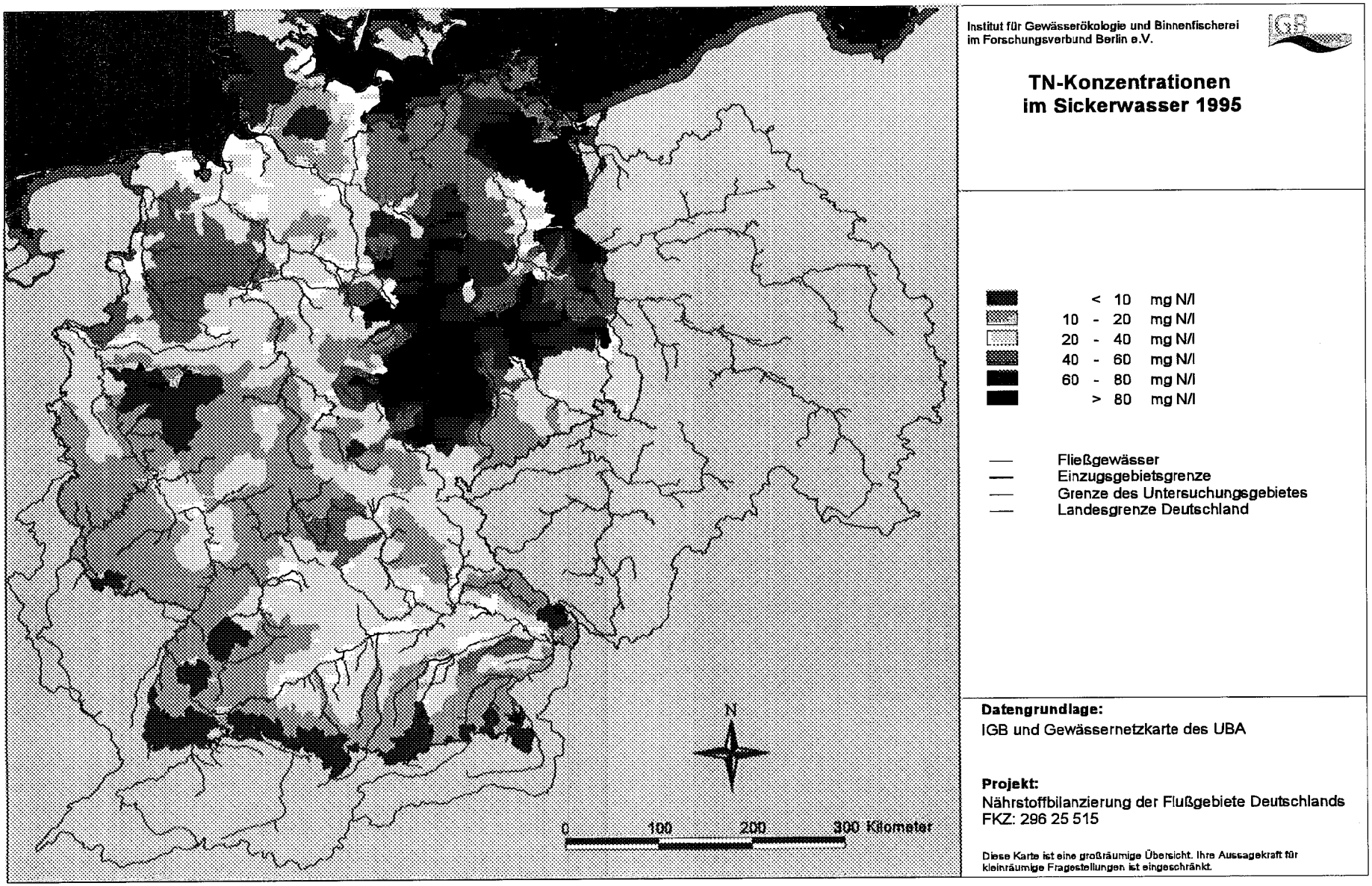
mit
- $N_{ÜGES}$ = mittlerer N-Überschuß [kg/ha],
- $N_{ÜLN}$ = N-Überschüsse auf der landwirtschaftlichen Nutzfläche [kg/ha],
- LKF = Korrekturfaktor für die Langzeitveränderung der Überschüsse,
- N_{DEP} = atmosphärische Stickstoff-Deposition [kg/ha],
- A_{EZG} = Gesamtfläche [ha],
- A_{LN} = landwirtschaftliche Nutzfläche [ha],
- A_W = Wasserfläche [ha],
- A_{URBV} = versiegelte urbane Fläche [ha] und
- A_{GEB} = Gebirgsfläche [ha].

Der so ermittelte N-Überschuß wird zur Berechnung der potentiellen Nitratkonzentration im Sickerwasser der gesamten, am Basisabfluß beteiligten Flächen verwendet. Dabei wird ebenfalls der Ansatz von FREDE & DABBERT (1998) genutzt. Randbedingung ist wiederum, daß die Nettomineralisation und die Nettoimmobilisation in den beiden untersuchten Zeiträumen vernachlässigbar klein sind. Weiterhin wird auch keine Denitrifikation in der Wurzelzone berücksichtigt. Dann gilt:

$$C_{SWPOT_{NO3-N}} = \frac{N_{ÜGES} \cdot AF \cdot 100}{SW} \quad (3.54)$$

mit
- $C_{SWPOT_{NO3-N}}$ = potentielle Nitratkonzentration im Sickerwasser der gesamten am Basisabfluß beteiligten Flächen [g N/m³],
- AF = mittlerer Austauschfaktor und
- SW = mittlere langjährige Sickerwasserhöhe [l/(m²·a)].

Für die Sickerwasserhöhe werden die Werte nach der bereits vorgestellten Methodik berücksichtigt. Der Austauschfaktor (AF) und die Austauschhäufigkeit (AH) werden ganz analog zu der Vorgehensweise im Abschnitt 3.1.2.5 ermittelt, wobei jedoch von einer mittleren einheitlichen Durchwurzelungstiefe von 1 m ausgegangen wird. Die auf diese Weise berechneten potentiellen Nitratkonzentrationen im Sickerwasser sind als mittlere Werte für die einzelnen Flußgebiete für das Jahr 1995 in Karte 3.9 dargestellt.



Karte 3.9: Gesamtstickstoff-Konzentrationen im Sickerwasser 1995.

Nitratkonzentration im Grundwasser

Zur Ableitung eines flußgebietsspezifischen Modells der Denitrifikation im Boden und in der ungesättigten Zone werden zunächst die potentiellen Nitratkonzentrationen im Sickerwasser den Grundwasserkonzentrationen gegenübergestellt. Die Abbildung 3.18 zeigt diesen Zusammenhang für die untersuchten Flußgebiete, wobei nur die Gebiete ausgewählt wurden, die zu mehr als 70% dem Festgesteins- oder Lockergesteinsbereich zuzuordnen sind.

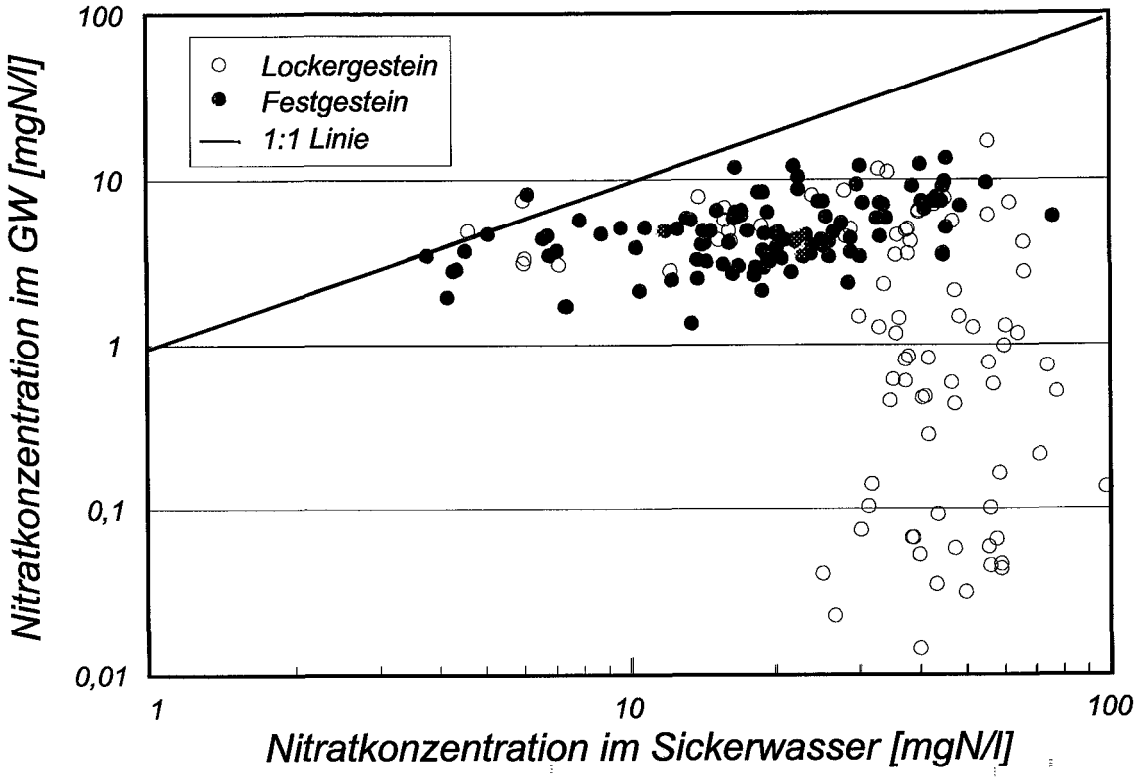


Abbildung 3.18: Zusammenhang zwischen der Nitratkonzentration im Grundwasser und der Stickstoffkonzentration unterhalb der Wurzelzone für die untersuchten Flußgebiete.

Für die Flußgebiete im Festgesteinsbereich scheint nach Abbildung 3.18 ein relativ enger, jedoch nichtlinearer Zusammenhang zwischen der Nitratkonzentration im Grundwasser und der im Sickerwasser zu bestehen. Mit ansteigender Sickerwasserkonzentration weichen die Grundwasserkonzentrationen zunehmend von der Konzentration des Nitrates im Sickerwasser ab. Für die Flußgebiete des Lockergesteinsbereiches kann man zwei Gruppen unterscheiden. Während sich die eine Gruppe ganz ähnlich wie die Flußgebiete des Festgesteinsbereiches verhält, existiert bei der zweiten Gruppe praktisch kein Zusammenhang zwischen der Nitratkonzentration im Sicker- und Grundwasser. Bei dieser Gruppe kann man vermutlich davon ausgehen, daß anaerobe Bedingungen im Grundwasser vorherrschen. Das Nitrat wird insbesondere in der Übergangszone zwischen aeroben und anaeroben Bedingungen fast vollständig denitrifiziert.

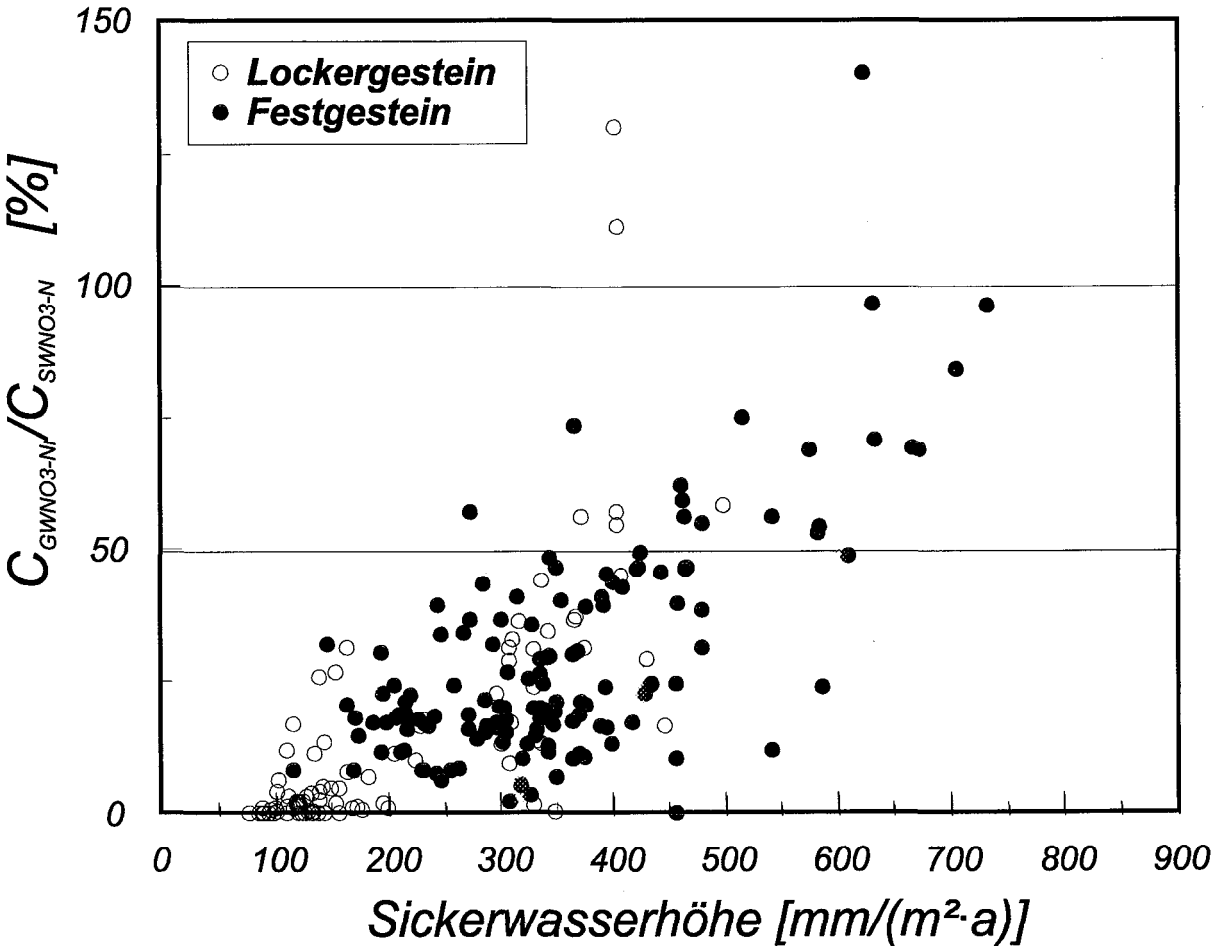


Abbildung 3.19: Abhängigkeit des Verhältnisses der NO_3-N-Konzentrationen im Grundwasser ($C_{GW_{NO3_N}}$) und unterhalb der Wurzelzone ($C_{SW_{NO3_N}}$) von der Sickerwasserhöhe in den untersuchten Flußgebieten.

Bildet man für jedes Flußgebiet das Verhältnis zwischen der Nitratkonzentrationen im Grund- und Sickerwasser und stellt dieses der Sickerwassermenge gegenüber, zeigt sich der in der Abbildung 3.19 dargestellte Zusammenhang. Das Verhältnis ist lediglich für drei Einzugsgebiete größer als 100 Prozent. Dies weist darauf hin, daß bei diesen Gebieten vermutlich der N-Überschuß auf der landwirtschaftlichen Fläche unterschätzt wurde.

Aus den Abbildungen 3.18 und 3.19 kann man folgern, daß die im folgenden abzuleitende Transferfunktion für den Zusammenhang zwischen der Sickerwasserkonzentration und der Grundwasserkonzentration die Sickerwasserhöhe und die Nitratkonzentration im Sickerwasser als Variable enthalten muß.

In Analogie zu der Vorgehensweise bei der Ableitung der Rückhaltefunktionen bei Seen (VOLLENWEIDER, 1969) und Flüssen (BEHRENDT, 1996; BEHRENDT & OPITZ, 1999) gehen wir im folgenden davon aus, daß für das Verhältnis zwischen Grundwasser- und Sickerwasserkonzentration der folgende Zusammenhang gilt:

$$C_{GW_{NO3-N}} = \frac{1}{1+R_{NO3-N}} \cdot C^{a}_{SWPOT_{NO3-N}} \qquad (3.55)$$

mit $C_{GW_{NO3-N}}$ = Nitratkonzentration im Grundwasser [g N/m³],
a = Modellkoeffizient und
$R_{GW_{NO3-N}}$ = Rückhalt bzw. Denitrifikation von Nitrat in der ungesättigten Zone und im Grundwasser.

Für $R_{GW_{NO3-N}}$ wird im folgenden angenommen, daß der Rückhalt eine Funktion von der Sickerwasserhöhe und den hydrogeologischen Bedingungen ist:

$$R_{GW_{NO3-N}} = k_1 \cdot SW^{k_2} \qquad (3.56)$$

mit k_1 und k_2 = Modellkoeffizienten.

Zur Charakterisierung der hydrogeologischen Bedingungen werden nach der hydrogeologischen Karte (siehe Karte 2.3) jeweils zwei Gruppen für den Locker- und den Festgesteinsbereich ausgewählt. Sie charakterisieren für beide Gesteinsbereiche jeweils eine Gruppe mit guter Wasserdurchlässigkeit und eine weitere Gruppe mit mäßiger bzw. schlechter Wasserdurchlässigkeit.

Die Nitratkonzentration im Grundwasser in einem Einzugsgebiet kann dann nach Gleichung 3.57 berechnet werden:

$$C_{GW_{NO3-N}} = \left(\sum_{i=1}^{4} \frac{1}{1+k_{1i} \cdot SW^{k2i}} \cdot \frac{A_{HGi}}{A_{EZG}} \right) \cdot C^{a}_{SWPOT_{NO3-N}} \qquad (3.57)$$

mit A_{HG} = Fläche der hydrologischen Gesteinsbereiche [km²].

Die Koeffizienten a und k_1 bis k_2 werden mittels nichtlinearer Ausgleichsrechnung mit der Bedingung, daß die Summe der Abstandsquadrate minimal sein soll, bestimmt, wobei das in den Tabellenkalkulationsprogrammen enthaltene Modul zur Schätzung von Modellparametern genutzt wurde. Die Koeffizenten k_1 bis k_2 des Modells sind in der Tabelle 3.25 aufgeführt. Der Wert des Koeffizienten a wurde mit 0,637 ermittelt.

Tabelle 3.25: Modellkoeffizenten zur Ermittlung des Stickstoff-Rückhaltes in verschiedenen hydrogeologischen Einheiten.

Hydrologische Einheit	k_1	K_2
Lockergesteinsbereich gut durchlässig	2.752	-1,54
Lockergesteinsbereich schwach durchlässig	68.560	-1,96
Festgesteinsbereich gut durchlässig	6,02	-0,90
Festgesteinsbereich schwach durchlässig	0,0127	0,66

Die Abbildung 3.20 zeigt den Vergleich von den aus Messungen abgeleiteten und den berechneten Grundwasserkonzentrationen.

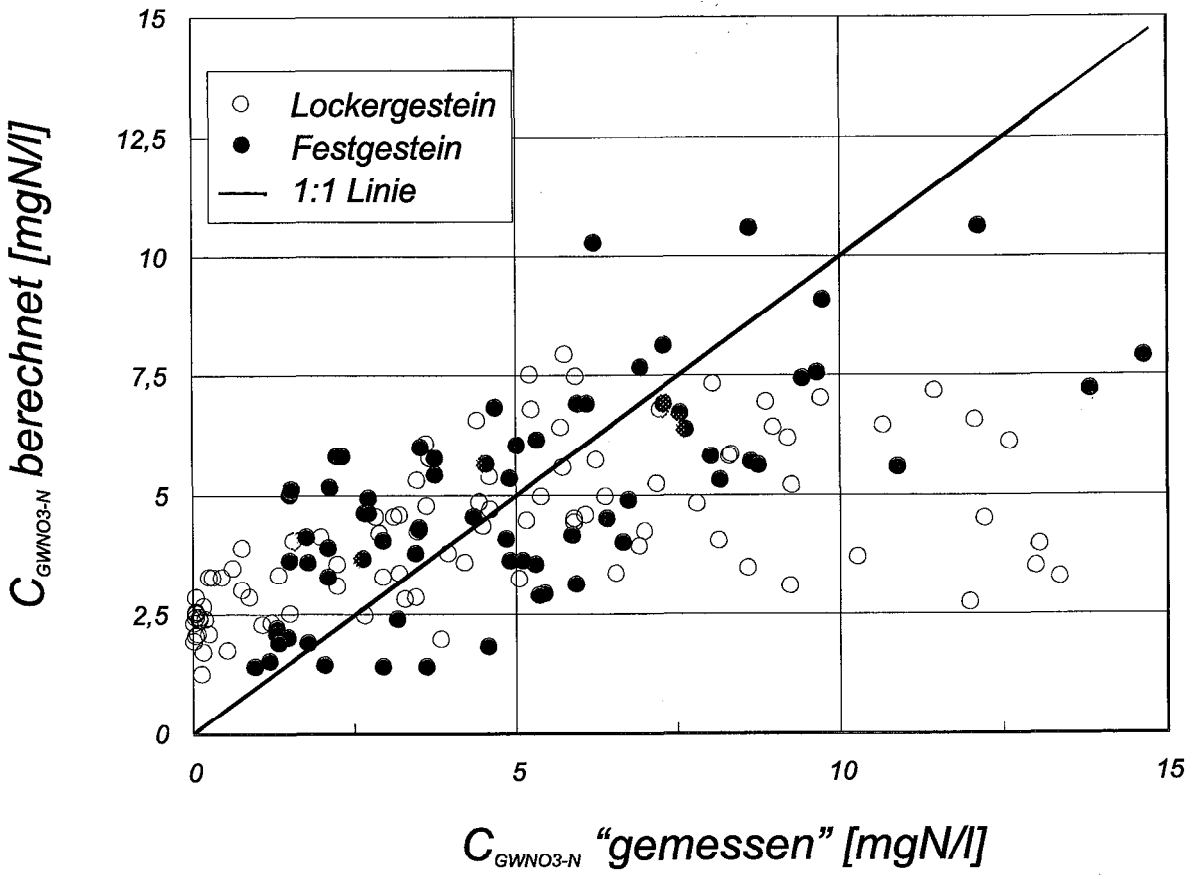


Abbildung 3.20: Zusammenhang zwischen den aus Messungen abgeleiteten Flußgebietsmitteln der Nitratkonzentration im Grundwasser und den berechneten Konzentrationen.

Bei einem Bestimmtheitsmaß von 0,48 ist der Zusammenhang nicht sehr eng. Die Abweichungen können einerseits in den zum gegenwärtigen Zeitpunkt noch sehr groben Modellvorstellungen begründet sein (gleiche Aufenthaltszeit für alle Flußgebiete innerhalb der großen Stromgebiete; ungenügende Berücksichtigung der regionalen Differenziertheit der Bedingungen in der ungesättigten Zone; zu einfaches Modell für die Sickerwasserhöhe). Andererseits beinhalten auch die regionalisierten Werte für die Grundwasserkonzentrationen erhebliche Unsicherheiten, da die Meßstellen zumeist nicht unter dem Gesichtspunkt der regionalen Repräsentativität festgelegt wurden und die Meßwerte von lokalen spezifischen Bedingungen beeinflußt sein können.

Die insbesondere für die Flußgebiete des Lockergesteinsbereiches zu hoch berechneten Stickstoffkonzentrationen im Bereich sehr niedriger Meßwerte ist bei der Anwendung des Modells nicht problematisch, da die auf der Basis von Meßwerten ermittelten regionalisierten Werte nur für Nitrat gelten. Wie die Auswertung von Grundwassermeßstellen in Mecklenburg-Vorpommern zeigten, kann man davon ausgehen, daß inbesondere bei Grundwasserproben mit sehr geringen Nitratkonzentrationen der Hauptteil der

Stickstoffkonzentration im Grundwasser als Ammonium vorliegt (BEHRENDT, 1996), so daß die beobachteten Konzentrationen von anorganisch gelösten Stickstoff nur selten Werte von weniger als 0,5 g N/m³ aufweisen. Dies bestätigen auch Untersuchungen von DRIESCHER & GELBRECHT (1993) und GELBRECHT & DRIESCHER (1996), wonach insbesondere unter anaeroben Bedingungen bei Quellaustritten und im Grundwasser Ammoniumkonzentrationen von 0,8 bis 1 g N/m³ keine Seltenheit sind.

Obwohl das Modell noch mit großen Unsicherheiten behaftet ist, soll es bei der Quantifizierung der Einträge über das Grundwasser im weiteren Verwendung finden, da es die derzeit einzige Möglichkeit darstellt, die Stickstoffkonzentrationen im Grundwasser auf der Basis der N-Überschüsse zu ermitteln. Damit ist es möglich, auch Szenarien über die künftigen Veränderungen der N-Einträge über das Grundwasser zu berechnen. Das Modell wurde mit den gleichen Koeffizienten auch zur Berechnung der Grundwasserkonzentrationen im Zeitraum 1983 bis 1987 eingesetzt. Verändert wurden lediglich die Faktoren, die die langzeitige Entwicklung der N-Überschüsse auf der landwirtschaftlichen Nutzfläche charakterisieren (siehe Tabelle 3.8) und die Werte der atmosphärischen Deposition entsprechend den EMEP-Daten für 1985.

Nach der Bestimmung der Grundwasserkonzentrationen von Phosphor und Stickstoff ist es nun noch notwendig, die Höhe des noch nicht berücksichtigten Abflußanteils für jedes Flußgebiet zu ermitteln, um dann aus dem Produkt von dieser Abflußkomponente und der Konzentration den P- und N-Eintrag über das Grundwasser und den natürlichen Interflow zu berechnen. Die allein nach dem obigen Modell berechnete Sickerwasserhöhe scheint uns dafür nicht geeignet, weil eine Berechnung des Gesamtabflusses - insbesondere für die Zwischengebiete zwischen zwei oder mehr Pegeln - auf der Basis aller Modellansätze für die Wasserbilanz zu sehr großen Abweichungen mit den aus der Abflußbilanz berechneten Zwischengebietsabflüssen führen kann. Dies ist vor allem auf fehlerhafte Abflußmessungen aber auch auf die sehr vereinfachten Ansätze für die Berechnung der Abflußkomponenten zurückzuführen.

Da die Frachtermittlungen an den jeweiligen Pegeln auf dem gemessenen Abfluß beruhen, wurde versucht, den Basisabfluß in den Flußgebieten aus der Differenz zwischen dem gemessenen Abfluß und den einzelnen Abflußkomponenten zu berechnen.

$$Q_{GW} = Q - Q_{DR} - Q_{RO} - Q_{URB} - Q_{AD} \qquad (3.58)$$

mit
Q_{GW} = Grundwasserabfluß und natürlicher Interflow [m³/s],
Q = mittlerer Abfluß [m³/s],
Q_{DR} = Dränageabfluß [m³/s],
Q_{RO} = Oberflächenabfluß von nichtversiegelten Flächen [m³/s],
Q_{URB} = Abfluß von versiegelten Flächen [m³/s] und
Q_{AD} = atmosphärischer Zufluß [m³/s].

Dies wurde zunächst für alle Pegel durchgeführt, für die Abflußmessungen zur Verfügung standen. Dieser Wert wurde mit der berechneten Sickerwasserhöhe verglichen. Im Mittel zeigte sich, daß die berechnete Abflußhöhe von Grundwasser und natürlichem Interflow ca. 85% der Sickerwasserhöhe betrug. Anschließend wurde die Abflußkomponente für die Zwischengebiete aus der Bilanz der Abflußhöhen dieser Komponente berechnet. Da sich bei den Zwischengebietswerten der auf diese Weise berechneten Abflußhöhen die Fehler insbesondere der Abflußmessung kummulieren, was nicht selten auch zu negativen Werten führen kann, wurden diese Werte manuell korrigiert. Dabei wurde der Wert der berechneten Abflußhöhe von Grundwasser und natürlichem Interflow mit den berechneten Sickerwasserhöhen für die Zwischengebiete verglichen und in den problematischen Fällen aus der Sickerwasserhöhe und dem für benachbarte Gebiete typischen Verhältnis zwischen beiden Größen korrigiert. Insgesamt wurde bei dieser Vorgehensweise darauf geachtet, daß die berechneten und gemessenen Abflüsse um weniger als 10% differieren.

Wie bereits erwähnt, ist bei der bisherigen Vorgehensweise zu berücksichtigen, daß das hier berechnete Restglied der Abflußbilanz zwar zum größten Teil auf dem Basisabfluß beruht, jedoch auch den natürlichen Interflow beinhaltet, da diese Abflußkomponente zum gegenwärtigen Zeitpunkt noch nicht flächendeckend für alle Flußgebiete Deutschlands quantifiziert werden kann.

3.1.2.7 Nährstoffeinträge von urbanen Flächen

Bei der Abschätzung der Einträge von urbanen Flächen werden verschiedene Eintragspfade separat berechnet und zu dieser Eintragsquelle zusammengefaßt. Die Abbildung 3.21 gibt einen generellen Überblick über die in urbanen Systemen zu berücksichtigenden Stoffströme. Von diesen wurden die Einträge von unversiegelten urbanen Flächen bereits bei den Einträgen über das Grundwasser berücksichtigt. Auch die Einträge, die von der versiegelten Fläche über die Mischkanalisation den Kläranlagen zugeführt werden, sind bereits bei den punktuellen Einträgen aus kommunalen Kläranlagen enthalten.

In diesem Abschnitt wird daher die Methodik zur Quantifizierung der noch verbleibenden Pfade beschrieben. Diese Pfade sind:

- Einträge von Haushalten, die weder an eine Kanalisation noch an eine Kläranlage angeschlossen sind,
- Einträge von Mischkanalisationsüberläufen,
- Einträge von Haushalten und von versiegelten Flächen, die an eine Kanalisation aber an keine Kläranlage angeschlossen sind, und
- Einträge von versiegelten Flächen über die Trennkanalisation.

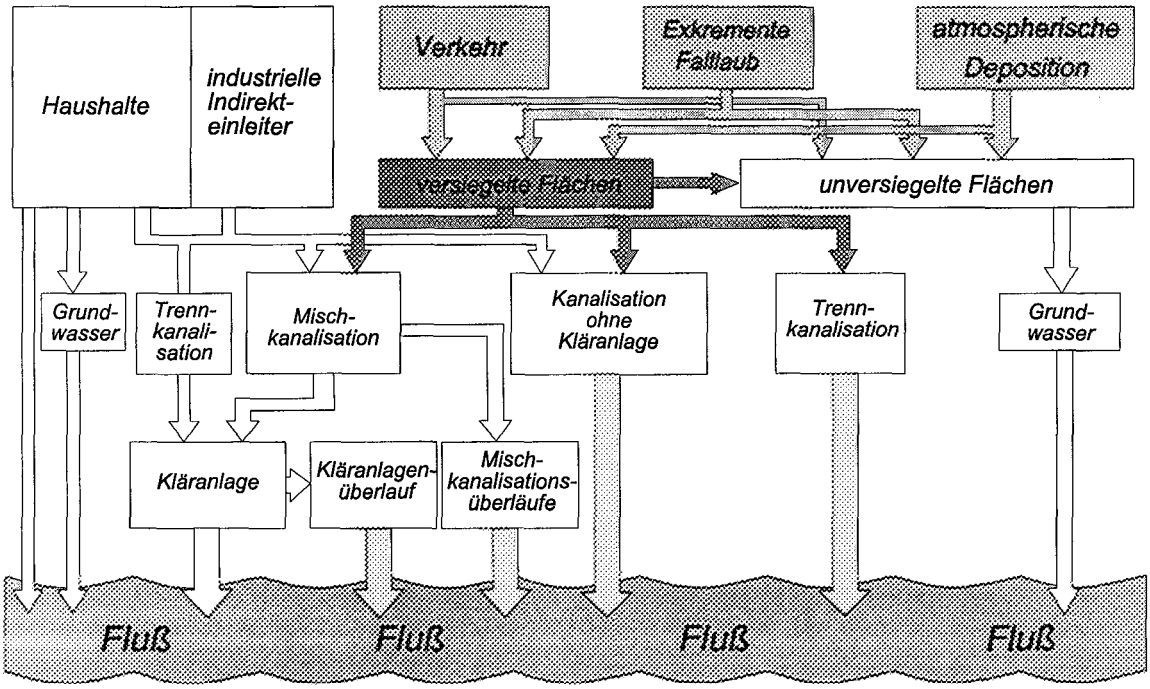


Abbildung 3.21: Eintragspfade von urbanen Flächen.

Grundlage für die Berechnung fast aller dieser Einträge ist die Ermittlung der versiegelten urbanen Fläche. Die Bodenbedeckungskarte (siehe Karte 2.1) weist verschiedene Kategorien von urbanen Flächen auf. Die Klassen Gebäudefläche und Verkehrsfläche kommen der versiegelten Fläche nahe. Es ist jedoch zu berücksichtigen, daß aufgrund der geringen Auflösung der Bodenbedeckungskarte in diesen beiden Klassen auch unversiegelte Flächen enthalten sind, wenn sie ein Rasterfeld von 500x500 m nicht dominieren. Weiterhin hängt der Versiegelungsgrad von der Art der Bebauung ab. Die Art der Bebauung (z. B. geschlossene und offene Blockbebauung, Einzel- und Reihenhaussiedlungen) ist weder aus der Bodenbedeckungskarte noch aus den Angaben der Gemeindestatistik zur Flächennutzung zu entnehmen.

Im folgenden wird deshalb ein Ansatz von HEANEY ET AL. (1976) zur Bestimmung der versiegelten Flächen gewählt. Dabei wird der Anteil der versiegelten Fläche auf der Basis der gesamten urbanen Fläche und der Bevölkerungsdichte nach Gleichung 3.59 berechnet:

$$A_{URBV} = u_1 \left(u_2 \cdot E_{DICHTE}\right)^{u_3 - u_4 \cdot \log(u_2 \cdot E_{DICHTE})} \cdot A_{URB} \qquad (3.59)$$

mit
A_{URBV} = versiegelte urbane Fläche [km²],
A_{URB} = gesamte urbane Fläche [km²],
E_{DICHTE} = Bevölkerungsdichte [E/km²] und
u_1–u_4 = Modellkoeffizienten.

Einen Überblick zur Bevölkerungsdichte, die aus dem Verhältnis der Bevölkerung zur urbanen Fläche pro Flußgebiet berechnet wird, gibt Karte 2.7.

Für unsere Untersuchungen wurden die Koeffizienten von HEANEY ET AL. (1976) verwendet, allerdings eine Umrechnung auf das metrische System vorgenommen. Im einzelnen sind u_1=9,6, u_2=0,4047, u_3=0,573 und u_4=0,0391. Der mit Gleichung 3.59 berechenbare Anteil der versiegelten urbanen Fläche liegt im Mittel aller Flußgebiete bei 34%, das Maximum bei 57%.

Die gesamte versiegelte urbane Fläche wird im nächsten Schritt auf die verschiedenen Kanalisationssysteme aufgeteilt. Dazu wurden die Statistiken der Bundesländer über die Längen der Misch-, Schmutzwasser- und Trennkanäle genutzt. Die Informationen standen für den LAWA 3-Steller zur Verfügung. Für kleinere Flußgebiete innerhalb eines nach LAWA nur mit drei Zahlen charakterisierbaren Flußgebietes wurde angenommen, daß sich die Anteile von Misch- und Trennkanalisation nicht unterscheiden.

Ebenfalls von allgemeiner Bedeutung für die Berechnung der Einträge von den verschiedenen urbanen Pfaden ist die Ermittlung der Abflüsse von den versiegelten Flächen. Dazu ist die Berechnung des Abflußbeiwertes notwendig. Nach HEANEY ET AL. (1976) kann der Abflußbeiwert für jedes Flußgebiet aus dem Versiegelungsgrad mit Gleichung 3.60 berechnet werden:

$$\mathbf{a_{URBV} = 0{,}15 + 0{,}75 \cdot \frac{A_{URBV}}{A_{URB}}} \qquad \textbf{(3.60)}$$

mit a_{URBV} = Abflußbeiwert.

Mit dem Abflußbeiwert und dem jährlichen Niederschlag läßt sich die Abflußmenge ermitteln, die in jedem der untersuchten Flußgebiete von der urbanen Fläche bei Starkregenereignissen zum Abfluß kommt.

$$\mathbf{q_{URBV} = a_{URBV} \cdot N_J} \qquad \textbf{(3.61)}$$

mit q_{URBV} = spezifischer Abfluß von der versiegelten urbanen Fläche [l/(m²·a)] und
N_J = Jahresniederschlag [l/(m²·a)].

Durch Multiplikation dieses spezifischen Abflusses mit der an das jeweilige Kanalisationssystem angeschlossenen versiegelten Fläche wird der Gesamtabfluß berechnet, der der Misch- und Trennkanalisation zufließt.

Im folgenden wird die Methodik für die Bestimmung der Einträge über die einzelnen Pfade vorgestellt.

Nährstoffeinträge über Trennkanalisation

Die Hauptquellen des Eintrages umweltrelevanter Stoffe in die Gewässer von urbanen Flächen sind die atmosphärische Deposition, tierische und pflanzliche Abfälle (Exkremente,

Laubfall usw.) sowie der Straßenverkehr. Nach MALMQVIST (1982) beträgt der Anteil der atmosphärischen P-Deposition an dem gesamten P-Austrag urbaner Flächen bei Starkregenfällen 25%. Das heißt, daß 75% des P-Eintrages von urbanen Flächen in die Gewässer ihren Ursprung vorwiegend in tierischen Exkrementen und im Straßenverkehr haben. Demzufolge sind in Abhängigkeit von der Flächennutzung unterschiedliche P-Konzentrationen im Regenabfluß zu erwarten.

Die Literaturangaben für die im Regenabfluß von Trennkanalisationen ermittelten P-Konzentrationen schwanken von 0,1 bis 1,7 g P/m³ (siehe Tabelle 3.26). Die für Verkehrsflächen gemessenen P-Konzentrationen erscheinen gegenüber denen für Mischgebiete leicht erhöht.

Tabelle 3.26: P-Ablaufkonzentrationen in Trennkanalisationen.

Quelle	C_{T_P} [mg P/l]	Flächennutzung
KRAUTH & KLEIN (1981)	0,25	Autobahn
KRAUTH & KLEIN (1981)	0,35	Autobahn
PAULSEN (1984)	0,5	Mischgebiet (Hildesheim)
PAULSEN (1984)	0,3	Verkehr (Hildesheim)
PAULSEN (1984)	0,8	Mischgebiet (Hildesheim)
KLEIN & WASSMANN (1986)	0,52	Mischgebiet (Stadt)
GÖTTLE (1987)	1,5	Mischgebiet (München-Pullach)
GROTTKER (1987)	1,7	Verkehr (Hildesheim)
XANTHOPOULOS & HAHN (1993)	1,5	Verkehr (Karlsruhe)
XANTHOPOULOS & HAHN (1993)	0,3	Dachabfluß
GEIGER (1990)	0,1-1,1	Literaturauswertung
MALMQVIST (1982)	0,1	
MALMQVIST (1982)	0,19	
HOGLAND & NIEMCZYNOWICZ (1980)	0,28	
VAN DAM ET AL. (1986)	0,45	
BROMBACH & MICHELBACH (1998)	2,4	Mittel einer Literaturauswertung

Die Datenbasis erweist sich jedoch als zu gering, um eine Differenzierung der P-Konzentrationen nach Flächenutzungsarten vorzunehmen, die zusätzlich noch die Abhängigkeit vom Verkehrsaufkommen berücksichtigen müßte. Eine entsprechende Unterscheidung wäre insbesondere für die neuen Bundesländer für das Jahr 1985 sinnvoll, deren verkehrsbedingter P-Eintrag aufgrund des geringeren Verkehrsaufkommens vermutlich niedriger anzusetzen ist (vergleiche BEHRENDT, 1994a).

Aufgrund der großen Schwankungsbreite der P-Konzentrationen schlagen BROMBACH & MICHELBACH (1998) vor, die Einträge über die Trennkanalisation eher auf Basis der spezifischen Einträge von Trennsystemen zu berechnen.

Der spezifische P-Eintrag von urbanen Flächen in die Gewässer schwankt nach KOPPE & STOZEK (1986) zwischen 2,0 und 12,0 kg P/(ha·a) für normalverschmutzte Gebiete. NOVOTNY & CHESTERS (1981) geben für urbane Gebiete mit Trennkanalisation Werte von 1,25-3 kg P/(ha·a) an. KLEIN & WASSMANN (1986) ermittelten für das Einzugsgebiet des Tegeler Sees (Berlin) einen P-Eintrag aus der Regenkanalisation von 1,2 bis 2,8 kg P/(ha·a). Nach PAULSEN (1984) schwankt der P-Eintrag von versiegelten Flächen in Hildesheim zwischen 1,2 (Straßenland) und 2,1 bis 3,3 kg P/(ha·a) für gemischte Wohngebiete. LAUTRICH & PECHER (1974) errechneten einen P-Austrag aus der Trennkanalisation von 5,3 kg P/(ha·a). MEIßNER (1991) ermittelte Phosphorabträge von der versiegelten Fläche in Höhe von 2,5 kg P/(ha·a).

Bei den hier durchgeführten Abschätzungen gehen wir entsprechend dem Vorschlag von BROMBACH & MICHELBACH (1998) von einem mittleren spezifischen P-Eintrag von 2,5 kg P/(ha·a) aus.

Die Quellen des Stickstoffeintrages in die Gewässer von urbanen Flächen sind generell die gleichen, wie beim Phosphoreintrag. Im Vergleich zum Phosphor ist jedoch nach MALMQUIST (1982) der Einfluß der Stickstoffdeposition auf den Stickstoffeintrag von urbanen Flächen dominant. Bei Stickstoff streuen die Angaben bezüglich der Konzentrationen in der Trennkanalisation in einem engeren Bereich (siehe Tabelle 3.27).

Tabelle 3.27: N-Ablaufkonzentrationen in Trennkanalisationen.

Quelle	$C_{T_{DIN}}$	$C_{T_{TN}}$	Bemerkungen
	[mg N/l]		
PAULSEN (1984)	1,48		Verkehr (Hildesheim)
GROTTKER (1987)	4,2		Verkehr (Hildesheim)
KOPPE & STOZEK (1986)		2,1-4,3	
XANTHOPOULOS & HAHN (1993)	0,82		Verkehr (Karlsruhe)
XANTHOPOULOS & HAHN (1993)	4,5		Dachabfluß
DAUBER ET AL. (1978)	1,80		
WEIBEL ET AL. (1966)		3,1	
MALMQUIST (1982)	1,84	2,4	
MALMQUIST (1982)	1,71	2,5	
VAN DAM ET AL. (1986)	2,92		
GÖTTLE (1978)	1,68		
BROMBACH & MICHELBACH (1998)		2,4	Mittel einer Literaturauswertung

Deshalb soll auch bei der Berechnung des Stickstoffeintrages von den spezifischen N-Einträgen ausgegangen werden. Nach NOVOTNY & CHESTERS (1981) variiert der N-Eintrag von urbanen Flächen im Einzugsgebiet der Great Lakes zwischen 5 und 7 kg N/(ha·a). LOEHR (1974) bestimmte Werte von 7-9 kg N/(ha·a). Aus den Regenwasserabflüssen von Trennkanalisationen wurden N-Einträge von 17–35 kg N/(ha·a) berechnet (KOPPE & STOZEK,

1986). AHL (1980) bestimmte den N-Abtrag von urbanen Flächen in Schweden in einem Bereich zwischen 1,4 und 21,2 kg N/(ha·a).

Die Literaturangaben sind wegen des starken Einflusses der atmosphärischen N-Deposition auf die spezifischen N-Einträge nur bedingt nutzbar. Basis für die Berechnung der spezifischen N-Einträge über die Trennkanalisation sind deshalb die Werte der atmosphärischen N-Deposition (siehe Karte 2.12). Neben der atmosphärischen Deposition sind vor allem noch Einträge durch Laubfall und tierische Exkremente zu berücksichtigen. Wir nehmen pauschal an, daß die Größe dieser Einträge bei 4 kg N/(ha·a) liegt. Die spezifische N-Abschwemmung von der versiegelten Fläche wird demnach für jedes Flußgebiet nach Gleichung 3.62 bestimmt.

$$\mathbf{AS_{URB_N} = 4 + N_{DEP}} \qquad \textbf{(3.62)}$$

mit AS_{URB_N} = spezifische N-Abschwemmungsrate von der urbanen Fläche [kg N/(ha·a)] und
N_{DEP} = N-Deposition [kg N/(ha·a)].

Für die beiden untersuchten Zeiträume werden die jeweiligen atmosphärischen Depositionen zum Ansatz gebracht.

Die gesamten über die Trennkanalisation eingetragenen Phosphor- und Stickstoffmengen in jedem Flußgebiet ergeben sich dann aus dem Produkt der über Trennkanalisation entwässerten versiegelten Fläche und den spezifischen P- und N-Abschwemmungen.

$$\mathbf{EUT_{N,P} = AS_{URB_{N,P}} \cdot A_{URBVT} \cdot 100} \qquad \textbf{(3.63)}$$

mit $EUT_{N,P}$ = Nährstoffemissionen aus Trennkanalisationen [t/a] und
A_{URBVT} = an die Trennkanalisation angeschlossene versiegelte urbane Fläche [km²].

Nährstoffeinträge über Mischkanalisationsüberläufe

Bei der Mischkanalisation werden die Einträge aus den Haushalten, den industriellen Indirekteinleitern und die Regenwasserabläufe in einem Kanal erfaßt und der Kläranlage zugeführt. Die Auslegung des Mischsystems und der Kläranlage ist so bemessen, daß bei normalen Regenereignissen die Mischwässer zum größten Teil der Kläranlage zugeführt werden. Bei Starkregenereignissen ist das System nicht oder nur zu einem geringen Teil in der Lage, die Wassermengen der Kläranlage zuzuführen oder zu speichern, um sie nach dem Ereignis der Kläranlage ordnungsgemäß zuzuleiten. Die nicht behandelbaren bzw. nichtzuführbaren Wassermengen werden dann über Mischkanalisationsüberläufe bzw. durch einen Bypass an der Kläranlage direkt und ohne eine Behandlung dem Gewässer zugeführt. Diesen Vorgang als Entlastung zu bezeichnen, mag nach der Terminologie der

Siedlungswasserwirtschaft richtig sein, aber bezogen auf das Gewässer, das dieses unbehandelte Abwasser empfängt, stellt es oftmals eine extreme Belastung dar.

Bei der Abschätzung der Nährstoffeinträge werden die Vorstellungen von MOHAUPT ET AL. (1998) zugrunde gelegt. Danach kann man davon ausgehen, daß nahezu der gesamte nach Gleichung 3.61 ermittelte abflußwirksame Niederschlag von urbanen Flächen ledglich an den Starkregentagen des Jahres realisiert wird. Die Zahl der Starkregentage wird mit 65 angenommen. Dabei ist jedoch davon auszugehen, daß an diesen 65 Starkregentagen die Entlastungen nicht den ganzen Tag stattfinden. Andererseits befindet sich bei den Starkregenereignissen häusliches Abwasser von mehreren Stunden des Tages im Kanalsystem und zusätzlich sind die Ablagerungen von Nährstoffen zu berücksichtigen, so daß man auch nicht nur die reinen Entlastungszeiten zum Ansatz bringen kann. Deshalb wird bei den folgenden Modellrechnungen eine effektiv wirksame Zahl der Starkregentage berücksichtigt.

Die gesamte dem Mischsystem im Flußgebiet zugeführte Wassermenge kann dann nach Gleichung 3.64 berechnet werden.

$$\mathbf{Q_{URBM} = q_{URBV} \cdot A_{URBVM} + Z_{NT} \cdot (E_{KA} \cdot q_E + a_{GEW} \cdot q_{GEW} \cdot 100 \cdot 86{,}4 \cdot A_{URB})} \qquad \mathbf{(3.64)}$$

mit
- Q_{URBM} = an Starkregentagen realisierter Abfluß im Mischsystem [m³/s],
- A_{URBVM} = an ein Mischsystem mit Kläranlage angeschlossene versiegelte urbane Fläche [km²],
- Z_{NT} = Anzahl der effektiv wirksamen Starkregentage
- E_{KA} = an Kläranlagen angeschlossene Einwohner,
- q_E = einwohnerspezifische tägliche Abwasserspende [l/(E·d)],
- Q_{GEW} = Menge des industriell-gewerblichen Abwassers [m³/s],
- a_{GEW} = Anteil der gewerblichen an der gesamten urbanen Fläche und
- q_{GEW} = spezifische Abflußspende von gewerblichen Flächen [l/(ha·s)].

Für q_E wird ein Wert von 130 l/(E·d) angenommen. Für die Berechnung der Menge des gewerblichen Abwassers gehen MOHAUPT ET AL. (1998) von einem Anteil der gewerblichen Fläche an der gesamten urbanen Fläche (a_{GEW}) von 0,8% aus und setzen eine gewerbliche Abflußspende (q_{GEW}) von 0,5 l/(ha·s) für eine Dauer von 10 Stunden pro Tag an, das heißt 432 m^3/(ha·d).

Die Entlastungsrate einer Mischkanalisation schwankt in Abhängigkeit von deren Ausbaugrad, d. h. dem Speichervolumen, das im Mischsystem angelegt wurde, um einen Teil des bei Starkregen anfallenden Schmutzwassers zurückzuhalten und erst verzögert der Kläranlage zuzuführen. Nach MEIßNER (1991) kann man die Entlastungsrate nach Gleichung 3.65 bestimmen:

$$RE = \frac{\frac{4000 + 25 \cdot q_R}{0{,}551 + q_R}}{V_S + \frac{36{,}8 + 13{,}5 \cdot q_R}{0{,}5 + q_R}} - 6 + \frac{N_J - 800}{40} \qquad (3.65)$$

mit RE = Entlastungsrate des Mischsystems [%],
q_R = Regenabflußspende [l/(ha·a)],
V_S = Speichervolumen [m³] und
N_J = Jahresniederschlag [l/(m²·a)].

MEIßNER (1991) und BROMBACH & MICHELBACH (1998) gehen davon aus, daß das Speichervolumen bei 100% Ausbaugrad 23,3 m³/ha beträgt. Bei einem Ausbaugrad von 10% ist das Speichervolumen null. Nach HAMM ET AL. (1991) betrug der Ausbaugrad der Mischkanalisation im Jahre 1987 25%, was einem Speichervolumen von ca. 6 m³/ha entspricht. Bei ihren Untersuchungen für das Einzugsgebiet des Bodensees gehen BROMBACH & MICHELBACH (1998) von einem mittleren Ausbaugrad von 50% aus. Für die Regenabflußspende nehmen BROMBACH & MICHELBACH (1998) einen mittleren Wert von 1 l/(s·ha) an.

Da die Entlastungsrate nach Gleichung 3.65 auch vom Niederschlag abhängt, wird die Entlastungsrate für jedes Flußgebiet berechnet. Dabei nehmen wir an, daß die Regenabflußspende für alle Flußgebiete gleich ist und 1 l/(s·ha) beträgt.

Zur Ermittlung des Ausbaugrades wurden die Daten zur Abwasserstatistik bezüglich des Speichervolumens von Regenüberlaufbecken in den Bundesländern für die Jahre 1987, 1991 und 1995 ausgewertet. Danach ergeben sich für diese Jahre die in der Tabelle 3.28 angegebenen Werte für den Ausbaugrad. Bei den Berechnungen wurden die Angaben für das Jahr 1987 für den Zeitraum 1983 bis 1987 verwendet.

Für die neuen Bundesländer liegen Angaben zum Speichervolumen von Regenüberlaufbecken erst seit 1991 vor. Da diese Zahlen sehr gering sind, wurde angenommen, daß diese Speichervolumina auch für den Zeitraum 1983 bis 1987 anwendbar sind. Über die Anteile der einzelnen Bundesländer an den einzelnen Flußgebieten wurden die Ausbaugrade für jedes der untersuchten Flußgebiete in den Zeiträumen 1983 bis 1987 und 1993 bis 1997 berechnet.

Tabelle 3.28: Speichervolumina der Regenüberlaufbecken (V_S) und Ausbaugrad für die einzelnen Bundesländer in den Jahren 1987, 1991 und 1995.

Bundesland	Volumen Regenüberlaufbecken (V_S)			Ausbaugrad		
	1987	1991	1995	1987	1991	1995
	[10^3 m³]			[%]		
Baden-Württemberg	1.456	2.374	2.639	55,2	83,8	94,8
Bayern	522	1.431	1.882	20,0	51,3	66,9
Berlin		18	23	4,7	4,7	6,0
Brandenburg		8	17		6,1	11,4
Bremen	41	63	79	39,3	67,0	79,4
Hamburg	0	25	52	0,0	12,5	27,2
Hessen	215	834	1.046	13,7	49,5	60,4
Mecklenburg-Vorpommern		6	13		3,6	11,6
Niedersachsen	28	116	126	10,7	46,7	53,3
Nordrhein-Westfalen	631	2.280	3.036	17,7	60,4	78,9
Rheinland-Pfalz	218	500	695	21,5	46,5	62,0
Saarland		68	116	1,5	20,9	35,6
Sachsen	19	19	96		2,0	11,9
Sachsen-Anhalt		3	46		0,6	11,1
Schleswig-Holstein	29	51	61	20,2	40,8	50,8
Thüringen		9	59		1,3	9,4
Alte Bundesländer	3.145	7.742	9.732	25,0	58,4	72,5
Neue Bundesländer	61	61	253	2,0	2,0	9,6
Deutschland	3.206	7.803	9.984	20,5	47,8	61,6

Die Nährstoffkonzentration im Mischkanal im Entlastungsfall läßt sich unter den bisherigen Annahmen ebenfalls berechnen. Es gilt:

$$C_{M_{N,P}} = \frac{((AG_{E_{N,P}} \cdot E_{KA} + C_{GEW_{N,P}} \cdot Q_{GEWM}) \cdot Z_{NT} + AS_{N,P} \cdot A_{URBVM} \cdot 100) \cdot \frac{RE}{100}}{Q_{URBM}} \quad (3.66)$$

mit $C_{M_{N,P}}$ = Nährstoffkonzentration im Mischkanal im Entlastungsfall [g/m³],

$AG_{E_{N,P}}$ = einwohnerspezifische N- bzw. P-Abgabe [g/(E·d)],

$C_{GEW_{N,P}}$ = Nährstoffkonzentration im gewerblichen Abwasser [g/m³] und

Q_{GEWM} = Abfluß aus Gewerbegebieten mit Mischkanalisationsanschluß [m³/d].

Insgesamt wird bei den Analysen der Einfluß der Fremdwasserzuflüsse zum Mischsystem vernachlässigt, da man davon ausgehen kann, daß an den Starkregentagen die Kanäle eher Spender als Empfänger von Wasser sind.

Einen Überblick über die zur Berechnung der Nährstoffkonzentrationen im Mischsystem verwendeten Parameter gibt die Tabelle 3.29.

Tabelle 3.29: Zur Berechnung der Nährstoffkonzentration im Mischsystem bei Entlastung verwendete Parameterwerte.

Nährstoff	AG_E	C_{GEW}	AS_{URB}
	[g/(E·d)]	[g/m³]	[kg/(ha·a)]
Stickstoff	11	1,0	$4+N_{DEP}$
Phosphor	1,8	0,1	2,5

Um die Nährstoffkonzentrationen und die entlastete Wassermenge aus der Mischkanalisation zu berechnen, wird noch die Zahle der effektiv wirksamen Starkregentage (Z_{NT}) benötigt. Für die Ermittlung der effektiv wirksamen Starkregentage wurden die von BROMBACH & MICHELBACH (1998) ermittelten Nährstoffkonzentrationen im Entlastungsfall bei unterschiedlichen Ausbaugraden genutzt. Bei Annahme einer Anzahl von 50 effektiv wirksamen Starkregentagen konnten sehr ähnliche Ergebnisse erzielt werden (siehe Tabelle 3.30). Dabei repräsentieren die mit dem hier vorgestellten Modell berechneten Nährstoffkonzentrationen einen Mittelwert für alle Flußgebiete der Donau und des Oberrheins.

Tabelle 3.30: Vergleich der Modellergebnisse von BROMBACH & MICHELBACH (1998) und MONERIS für die Nährstoffkonzentrationen in der Mischkanalisation im Entlastungsfall bei verschiedenen Ausbaugraden und einer Anzahl von 50 effektiv wirksamen Starkregentagen.

Ausbaugrad	MONERIS		BROMBACH & MICHELBACH (1998)	
	Stickstoff	Phosphor	Stickstoff	Phosphor
	[g N/m³]	[g P/m³]	[g N/m³]	[g P/m³]
0%	8,95	1,88	10,8	2,0
50%	6,67	1,40	6,9	1,5
100%	5,32	1,12	5,4	1,3

Die gesamten über die Mischkanalisation in ein Flußgebiet eingetragenen Nährstoffmengen kann man auf der Basis der Gleichungen 3.64 und 3.66 wie folgt berechnen:

$$\mathbf{EUM_{N,P} = C_{M_{N,P}} \cdot RE \cdot Q_{URBM}} \qquad \textbf{(3.67)}$$

mit $EUM_{N,P}$ = über die Mischkanalisation eingetragene Nährstoffmengen [t/a].

Nährstoffeinträge von nicht mit Kläranlagen verbundenen Kanälen

Die Abwasserstatistiken weisen neben der an Kläranlagen angeschlossenen Bevölkerung auch noch den Bevölkerungsanteil aus, der zwar an eine Kanalisation aber an keine Kläranlage angeschlossen ist.

Im folgenden wird davon ausgegangen, daß auch ein Anteil der urbanen Fläche zwar an keine Kläranlage aber an eine Kanalisation angeschlossen ist. Der Anteil dieser Flächen an der gesamten versiegelten Fläche soll dem Bevölkerungsanteil entsprechen, der nur an eine Kanalisation angeschlossen ist.

Diese Flächen können bezüglich des Stoffeintrages wie die Flächen mit Trennkanalisation betrachtet werden (siehe oben). Es gelten auch die gleichen spezifischen Werte für die Nährstoffabschwemmung von diesen Flächen.

Zusätzlich sind aber die Nährstoffeinträge von der Bevölkerung zu berücksichtigen, die nur an eine Kanalisation angeschlossen ist. Wie bereits im Abschnitt 3.1.1.1 beschrieben, gehen wir bei diesem Bevölkerungsanteil davon aus, daß der partikuläre Anteil der menschlichen Nährstoffabgabe in die Kläranlagen transportiert wird. Für den gelösten Anteil wird angenommen, daß dieser vollständig der Kanalisation zugeführt wird. Die gesamten Nährstoffeinträge über diesen Pfad werden dann entsprechend der Gleichung 3.68 berechnet:

$$\mathbf{EUK_{N,P} = AS_{N,P} \cdot A_{URBK} \cdot 100 + E_{URBK} \cdot AG_{ES_{N,P}} \cdot 0{,}365 + C_{GEW_{N,P}} \cdot Q_{GEWK}} \qquad \mathbf{(3.68)}$$

mit
- $EUK_{N,P}$ = Nährstoffeintrag von den nur an die Kanalisation angeschlossenen Einwohnern und urbanen versiegelten Flächen [t/a],
- A_{URBK} = nur an die Kanalisation angeschlossene Fläche [km²],
- E_{URBK} = nur an die Kanalisation angeschlossene Einwohner,
- Q_{GEWK} = jährlicher Abfluß von nur an die Kanalisation angeschlossenen Gewerbeflächen [m³/s] und
- $AG_{ES_{N,P}}$ = spezifische gelöste Nährstoffabgabe des Menschen [g P/(E·d].

Die spezifischen gelösten Nährstoffabgaben des Menschen betragen für den Zeitraum 1993 bis 1997 1,05 g P/(E·d) bzw. 9 g N/(E·d). Für Stickstoff gilt dieser Wert auch für den Zeitraum 1983 bis 1987. Für Phosphor müssen jedoch für diesen Zeitraum für die alten und neuen Bundesländer mit 2,55 und 3,25 g P/(E·d) verschiedene Werte berücksichtigt werden.

Nährstoffeinträge von weder mit Kläranlagen oder Kanälen verbundenen Haushalten

Bisher wurden nur die Anteile der Bevölkerung und von urbanen Flächen behandelt, die an eine Kanalisation angeschlossen sind. Aber auch von der Bevölkerung und den urbanen Flächen, die weder an die Kanalisation noch an Kläranlagen angeschlossen sind, können Stoffeinträge in die Gewässer verursacht werden.

Für diesen Bevölkerungsanteil ist wie bereits im Abschnitt 3.1.1.1 erwähnt, zu berücksichtigen, daß zumindest bei Neubauten die gesammelten Abwässer vollständig einer Kläranlage zugeführt werden müssen. Alte Gebäude haben zum Teil noch Sickergruben. Bei diesen wird davon ausgegangen, daß nur die gelöste Nährstoffabgabe in den Boden und nach

sehr unterschiedlicher Bodenpassage in die Gewässer gelangt. Bei der Bodenpassage wird ein Teil der Nährstoffe zurückgehalten.

Für die versiegelten Flächen ohne Kanalisationanschluß muß ebenfalls davon ausgegangen werden, daß ein Teil der abgeschwemmten Nährstoffe im Boden zurückgehalten wird.

Für die Nährstoffeinträge von diesen Flächen gilt:

$$\mathbf{EUN_{N,P} = (1 - R_{B_{N,P}}) \cdot (AS_{N,P} \cdot A_{URBN} \cdot 100 + E_{URBN} \cdot AG_{ES_{N,P}} \cdot 0{,}365 \cdot (1 - K_{ABF}))} \qquad \textbf{(3.69)}$$

mit
- $EUN_{N,P}$ = Nährstoffeintrag von den weder an eine Kläranlage noch an eine Kanalisation angeschlossenen Einwohnern und versiegelten urbanen Flächen [t/a],
- $R_{B_{N,P}}$ = Nährstoffrückhalt im Boden,
- A_{URBN} = weder an eine Kläranlage noch an eine Kanalisation angeschlossene versiegelte urbane Fläche [km²],
- E_{URBN} = weder an eine Kläranlage noch an eine Kanalisation angeschlossene Bevölkerung,
- $AG_{ES_{N,P}}$ = einwohnerspezifische gelöste Nährstoffabgabe [g P/(E·d)] und
- K_{ABF} = Abfuhrgrad [%].

Bei diesem Pfad wird davon ausgegangen, daß Einträge von industriellen Indirekteinleitern nicht vorkommen. Für den Rückhalt dieser Nährstoffeinträge im Boden werden 50% angenommen, da zur Zeit keine regional differenzierten Angaben verfügbar sind. Die verwendeten Abfuhrgrade, d. h. wieviel der gesammelten Abwässer bzw. Fäkalien den kommunalen Kläranlagen zugeführt werden, können aus Abschnitt 3.1.1.1 entnommen werden.

3.2 Nährstofffrachten der Flüsse

Bei der Berechnung der Frachten muß zwischen den mit Einzel- und den durch Mischproben ermittelten Werten unterschieden werden. Lag bei **Einzelproben** ein Abflußwert am Meßtag der Gütemessung vor, wurden die Nährstofffrachten pro Jahr nach der Gleichung 3.70 berechnet. Lagen die Meßwerte für die einzelnen Stoffe unterhalb der Bestimmungsgrenze, wurde jeweils mit dem halben Wert der Bestimmungsgrenze gerechnet.

$$L_{J\,N,P} = \frac{Q_{TGL}}{Q_{MEß}} \cdot \left(\frac{1}{J} \cdot \sum_{n=1}^{J} C_{t_{N,P}} \cdot Q_t \cdot U_f \right) \qquad (3.70)$$

mit
- $L_{J_{N,P}}$ = jährliche Nährstofffracht [g/s],
- Q_{TGL} = mittlerer jährlicher Abfluß täglicher Durchflußmessungen [m³/s],
- $Q_{MEß}$ = mittlerer jährlicher Abfluß für die Tage der Gütemessungen im Untersuchungszeitraum [m³/s],
- n = Anzahl der Meßwerte pro Jahr,
- $C_{t_{N,P}}$ = Nährstoffkonzentration zum Meßzeitpunkt t [mg/l],
- Q_t = Abfluß zum Meßzeitpunkt t [m³/s] und
- U_f = Umrechnungsfaktor vom Durchflußpegel zum Gütepegel.

Diese Frachtberechnungsmethode ist auch die von der OSPAR (1996) favorisierte Methode zur Berechnung der Einträge in die Nordsee. Untersuchungen von LITTLEWOOD (1995) zeigen, daß bei einem Vergleich fünf verschiedener Methoden zur Frachtschätzung für englische Flüsse, nur diese Methode verläßliche Frachtberechnungen ergibt.

Andere Methoden zur Frachtberechung (KELLER ET AL., 1997), wie z. B. die Verwendung einer mittleren Konzentration und mittlerer Abflüsse im Jahr, mittlerer Abflüsse aus den täglichen Abflüssen vor dem Meßtag der Konzentrationsmessung oder die Interpolation der Konzentrationsmeßwerte auf das gesamte Jahr wurden nicht angewandt. Von KELLER ET AL. (1997) wurde bei einer Anwendung verschiedener Frachtberechnungsmethoden auf das Meßprogramm der *IKSR* von 1995 jedoch festgestellt, daß die unterschiedlichen Methoden zur Frachtberechnung in der Mehrzahl der Fälle zu ähnlichen Ergebnissen führen, wobei die Jahresfracht jedoch als Schätzwert betrachtet werden sollte.

Waren Meßwerte von wöchentlichen oder 14-täglichen **Mischproben** vorhanden, wurde die jährliche Nährstofffracht nach Gleichung 3.71 berechnet:

$$L_{J\,N,P} = \left(\frac{1}{J} \cdot \sum_{n=1}^{J} C_{MISCH_{N,P}} \cdot Q_{MISCH} \cdot U_f \right) \qquad (3.71)$$

mit
- $C_{MISCH_{N,P}}$ = Nährstoffkonzentration der Mischprobe [mg/l],
- Q_{MISCH} = Abfluß des Meßzeitraumes [m³/s].

Aus den jährlichen Werten wurde dann der Mittelwert der Fracht im Untersuchungszeitraum ermittelt. Der Untersuchungszeitraum 1 umfaßt dabei die Jahre 1983 bis 1987, der zweite die Jahre 1993 bis 1997.

$$L_{U\,N,P} = \frac{1}{U} \cdot \sum_{i=1}^{U} L_{J_{N,P}} \tag{3.72}$$

mit $L_{U_{N,P}}$ = mittlere jährliche Nährstofffracht im Untersuchungszeitraum [g/s],

i = Anzahl der Jahre im Untersuchungszeitraum.

Da nicht zu jedem Pegel tägliche Abflüsse zur Verfügung standen und somit die beschriebene Abflußwichtung nicht überall vorgenommen werden konnte, wurde geprüft, wie stark das Mittel des Abflusses am Meßtag vom Mittel des täglichen Abflusses im Untersuchungszeitraum abweicht.

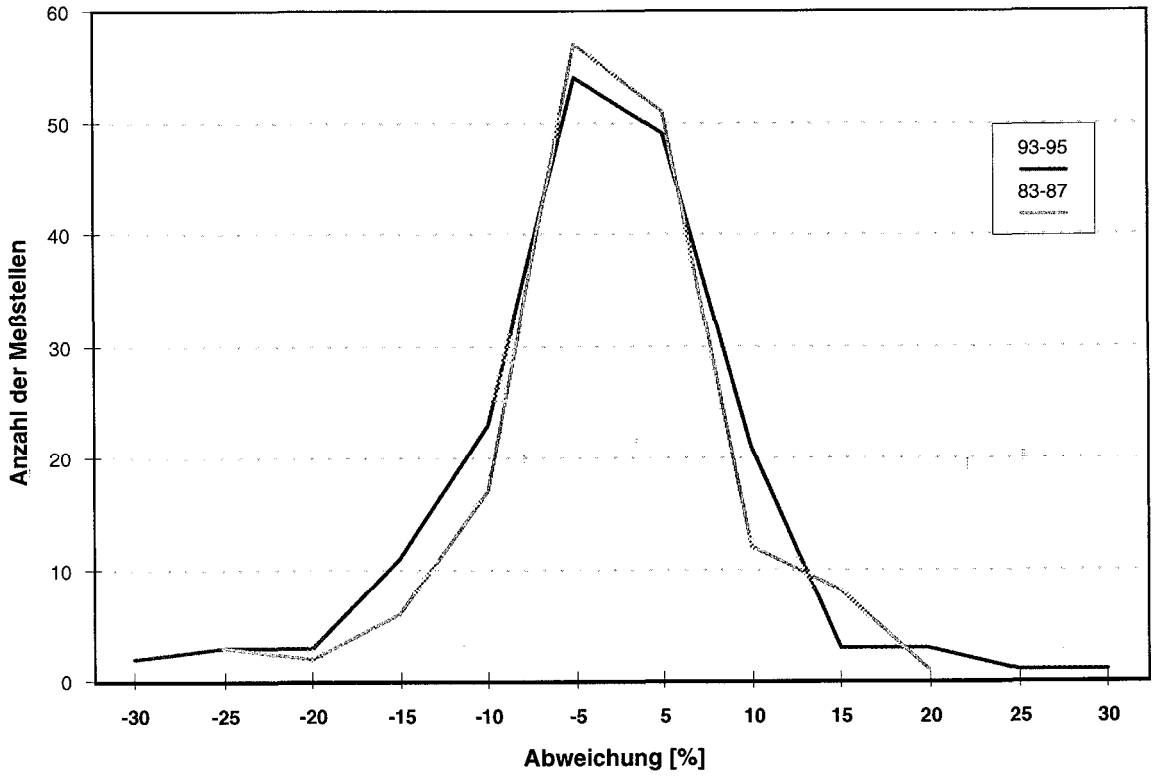


Abbildung 3.22: Abweichung des mittleren Abflusses am Meßtag vom mittleren täglichen Abfluß in den Untersuchungszeiträumen.

Dabei ergaben sich nur selten Abweichungen von mehr als 15% (siehe Abbildung 3.22). Somit kann davon ausgegangen werden, daß auch an den Pegeln, für die kein täglicher Abfluß vorlag, die zur Frachtberechnung verwendeten Abflüsse den realen Abfluß im jeweiligen Zeitraum relativ gut wiedergeben.

Um diesen Vergleich auch für die gemessenen Frachten durchführen zu können, wären Daten von täglichen Nährstoffmessungen an verschiedenen Pegeln notwendig. Diese liegen jedoch

nur für die Meßstellen Bad Honnef und Lobith-Bimmen am Rhein für die Jahre 1990 bis 1995 vor. Der Vergleich der berechneten jährlichen NH_4-N-, NO_3-N- und TP-Frachten, ermittelt aus täglichen (T) und 14-täglichen (T14) Meßwerten, zeigt für die einzelnen Jahre nur Abweichungen von maximal 14% (vergleiche Tabelle 3.31). Dabei treten sowohl Über- als auch Unterschätzungen auf. Gemittelt über den Zeitraum 1991-95 verringert sich das Maximum der Abweichungen sogar auf 4%. Somit kann davon ausgegangen werden, daß die mit nur 26 Meßwerten pro Jahr ermittelten Jahresfrachten bzw. Frachten für den jeweiligen Untersuchungszeitraum zumindest für große Flußgebiete näherungsweise auch den aus täglichen Werten ermittelten an den anderen Meßstationen entsprechen.

Tabelle 3.31: Abweichung der Frachten berechnet aus 14-täglichen Meßwerten (T14) von den aus täglichen Meßwerten berechneten (T) an den Stationen Bad Honnef und Lobith-Bimmen.

Jahr	Abweichung Fracht T14 von Fracht T [%]					
	Pegel Bad Honnef			Pegel Lobith-Bimmen		
	NH_4-N	NO_3-N	TP	NH_4-N	NO_3-N	TP
1990	-8,1	1,9	-7,8	-2,3	-0,9	-4,1
1991	2,7	0,8	-0,8	-1,8	-0,6	-1,8
1992	4,9	-5,0	6,0	-6,5	-3,4	-1,0
1993	-13,8	0,1	3,8	-5,8	-1,0	2,4
1994	-2,4	0,4	-4,2	2,5	-0,8	-6,7
1995	-13,5	-2,4	12,0	-0,4	-0,1	0,7
1991-95	-4,1	-1,2	4,0	2,4	-1,1	-1,2

Die geringen Abweichungen der Frachten werden durch Untersuchungen in Dänemark (persönliche Mitteilung KRONVANG) zur Frachtberechnung bestätigt. Diese ergaben, daß bei Einzugsgebieten größer 1.000 km² nur bis maximal 15-prozentige Unterschiede in den Frachten bei täglichen und 14-täglichen Messungen auftreten. Da die Untersuchungen in diesem Projekt hauptsächlich für Pegel mit einem Einzugsgebiet größer als 1.000 km² durchgeführt wurden, kann davon ausgegangen werden, daß die realen Frachten an der Meßstelle gut wiedergegeben werden.

Außerdem wurde ein Vergleich der aus 14-täglichen und täglichen Meßwerten berechneten Frachten der abfiltrierbaren Stoffe (AFS) für verschiedene Zeiträume durchgeführt.

Dazu konnten tägliche Meßwerte von 18 Meßstellen, davon 8 im Einzugsgebiet der Donau, verwendet werden (siehe Tabelle 3.32). Die Messungen an der Donau bei Jochenstein und an den anderen Flüssen außerhalb des Donaueinzugsgebietes wurden von der *BfG* durchgeführt, die anderen Flüsse wurden vom *Bayerischen Landesamt für Wasserwirtschaft* beprobt.

Als Vergleichswerte lagen für 12 Meßstellen 14-tägliche Gütemeßdaten als Einzelproben vor. Diese stammen im Donaugebiet ebenfalls vom *Bayerischen Landesamt für Wasserwirtschaft*, für die anderen Flüsse von den jeweils zuständigen Landesumweltämtern.

Bereits der Vergleich der AFS-Konzentrationen der täglichen und 14-täglichen Meßdaten am gleichen Meßtag zeigte, daß sich die Meßmethoden oder der Beprobungszeitpunkt für AFS des *Bayerischen Landesamtes für Wasserwirtschaft* für beide Meßreihen unterschiedet. Die am gleichen Tag gemessenen AFS-Konzentrationen weichen deutlich voneinander ab. Ebensolche Abweichungen treten zwischen den für jeden Tag vorliegenden Daten der *BfG* und den 14-täglichen Meßdaten der anderen Landesämter auf. Bereits daraus läßt sich folgern, daß auf Grund der unterschiedlichen Methodik oder auch unterschiedlicher Meßzeitpunkte die aus täglichen Meßwerten berechneten AFS-Frachten (AFS-T) deutlich von den aus nur 14-täglichen Messungen berechneten Frachten (AFS-14) abweichen müssen.

Die Periodenmittelwerte der täglichen AFS-Frachten (AFS-T) wurden mit den aus den 14-täglichen Meßreihen ermittelten Periodenmittelwerten der AFS-Frachten (AFS-14) verglichen (siehe Tabelle 3.32, letzte Spalte und Abbildung 3.23). Dabei treten meist sehr hohe Abweichungen auf. Die aus den täglichen Meßwerten ermittelten Frachten werden zum größten Teil deutlich unterschätzt.

Um zu testen, ob diese Unterschätzung auf die zeitliche Auflösung der Meßreihen oder auf die durch die Meßmethodik bedingten Unterschiede zurückzuführen ist, wurden auch aus den täglichen Meßdaten der *BfG* und des *Bayerischen Landesamtes für Wasserwirtschaft* Datensätze generiert, die nur 14-tägliche Meßreihen darstellen. Aus diesen wurden dann erneut AFS-Frachten berechnet (AFS-T14).

Der Vergleich dieser AFS-Frachten (AFS-T14) mit den mittleren täglichen Frachten (AFS-T) zeigt, daß die Abweichungen dabei im Durchschnitt wesentlich geringer sind (siehe Tabelle 3.32, Spalte 4), als die der 14-täglichen (AFS-14) von den täglichen Frachten (AFS-T).

Vergleicht man die beiden 14-täglichen Datensätze zeigt sich erneut eine große Abweichung, die zeigt, daß sich Frachten deutlich voneinander unterschieden, obwohl die Messungen vom jeweils gleichen Tag stammen.

Die Unterschiede zwischen den aus den täglichen (AFS-T) und den 14-täglichen Daten berechneten Frachten (AFS-14) sind somit vor allem methodisch bedingt. Diese systematischen methodischen Unterschiede zeigen sich in der Abweichung der berechneten Frachten der beiden 14-täglichen Datenreihen (AFS-14 und AFS-T14) (vergleiche Tabelle 3.32 und Abbildung 3.23). Die zeitliche Auflösung der Messungen spielt demgegenüber eine geringere Rolle. Bezieht man in die Untersuchung die Lage der Meßstellen mit ein, ergibt sich, daß vor allem im Flachland die Abweichungen geringer sind

als im Mittelgebirge, da an diesen Meßstellen nur selten kurzzeitige Fluktuationen von Abfluß und AFS-Konzentrationen auftreten. Größere Abweichungen treten vor allem an rückgestauten Flüssen mit Gebirgseinfluß (Neckar, Mosel) auf.

Überträgt man diesen Vergleich auf die Nährstoffe, so ist dies eine weitere Bestätigung dafür, daß im Flachland in der Regel auch bei den partikulär transportierten Nährstoffkompenten die reale Fracht bei Einzugsgebietsgrößen von mehr als 1.000 km² durch die 14-täglichen Messungen nur gering unterschätzt wird. Bei den Flußgebieten mit Gebirgseinfluß scheint dagegen eine systematische Unterbestimmung der Fracht von partikulären Stoffen von 10% bis 20% wahrscheinlich. In den einzelnen betrachteten Zeiträumen können sich jedoch Unter- bzw. Überbestimmungen der partikulären Fracht ablösen. Eine dauerhafte größere Unterbestimmung der partikulären Frachten auf Basis 14-täglicher Meßwerte scheint lediglich bei rückgestauten Flüssen mit Gebirgseinfluß vorzukommen (Neckar, Mosel).

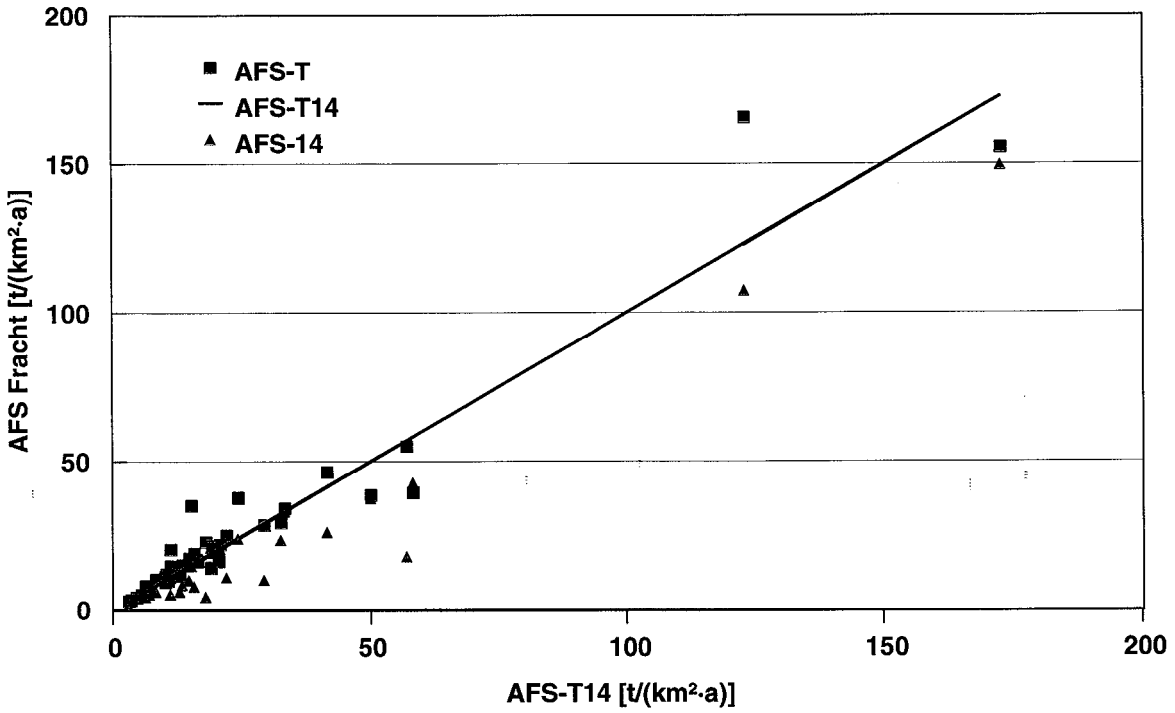


Abbildung 3.23: Vergleich der mit unterschiedlichen Methoden berechneten spezifischen AFS-Frachten.

Tabelle 3.32: Abweichung der AFS-Frachten berechnet aus 14-täglichen (AFS-14 und AFS-T14) und täglichen (AFS-T) Meßwerten.

Adresse	Gewässer	Zeitraum	Abweichung [%]		
			AFS-T14 von AFS-T	AFS-14 von AFS-T14	AFS-14 von AFS-T
11404	Iller	1983-87	-25,9	-12,4	-35,1
11404	Iller	1988-92	10,7	-13,4	-4,0
11602	Mindel	1986-87	-13,1	-38,5	-46,5
11602	Mindel	1988-92	-22,6	-74,9	-80,6
14601	Vils	1988-91	-25,6	-51,2	-63,7
15202	Regen	1983-87	7,6	-51,7	-48,0
15202	Regen	1988-91	-22,6	-29,7	-45,6
16902	Isar	1984-87	-17,9	-49,9	-58,9
16902	Isar	1988-91	-15,7	-29,3	-40,4
17402	Ilz	1983-87	3,4	-68,4	-67,3
17402	Ilz	1988-92	1,4	-64,9	-64,4
18802	Rott	1983-87	9,1	-26,9	-20,2
18802	Rott	1988-92	-14,4	-48,7	-56,1
19101	Donau	1983-87	-11,4	-36,5	-43,8
19101	Donau	1988-92	28,6	-25,2	-3,7
19101	Donau	1993-95	47,2	-26,3	8,5
23999	Neckar	1989-92	-46,4		
23999	Neckar	1993-95	-57,1		
24703	Main	1983-87	-16,2	-6,8	-21,9
24703	Main	1988-92	-19,0	-24,6	-38,9
24703	Main	1993-95	29,5	11,4	44,2
26903	Mosel	1983-87	-4,3		
26903	Mosel	1988-92	-13,3		
26903	Mosel	1994-95	-37,0		
27904	Rhein	1983-87	-2,4		
27904	Rhein	1988-92	-6,1		
27904	Rhein	1993-95	-6,9		
49105	Weser	1983-87	20,5		
49105	Weser	1988-92	-7,6		
49105	Weser	1993-95	-6,9		
56901	Saale	1993-94	-11,0	-1,6	-12,4
59312	Elbe	1995	6,9	-23,0	-17,7
59312	Elbe	1983-87	0,3		
59312	Elbe	1988-92	-0,7		
59312	Elbe	1993-95	0,8		
37303	Ems	1984-87	5,6		
37303	Ems	1988-92	-2,5		
37303	Ems	1993-95	2,3		
69001	Oder	1993-94	-6,2	-54,7	-57,6

3.3 Nährstoffrückhalte und Nährstoffverluste im Flußsystem

Bei vorhergehenden Vergleichen zwischen den abgeschätzten Nährstoffeinträgen und den Frachten in Flußgebieten wurden zum Teil erhebliche Unterschiede festgestellt (BEHRENDT, 1996; BEHRENDT & OPITZ, 1999), die nicht allein auf eine Unterschätzung der Frachten oder Überschätzung der Einträge zurückgeführt werden können (BEHRENDT & BACHOR, 1998).

Die Abbildung 3.24 zeigt den Zusammenhang zwischen der beobachteten Nährstofffracht und den Nährstoffeinträgen für verschiedene Flußgebiete in Europa.

Auf der Basis von Daten zu den Nährstoffeinträgen von 100 Flußgebieten mit einer Einzugsgebietsgröße von 100 bis 200.000 km² wurde von BEHRENDT & OPITZ (1999) ein empirisches Modell über die Rückhalte von Stickstoff und Phosphor in Abhängigkeit von der spezifischen Abflußspende bzw. der hydraulischen Belastung in dem Flußgebiet abgeleitet.

Ausgangspunkt der Modellvorstellungen ist die Massenbilanz in einem Flußgebiet, wonach die in einem Zeitraum über ein oder mehrere Jahre beobachtete Nährstofffracht das Ergebnis der Bilanz der Summe aller Einträge von punktuellen und diffuse Emissionen und der Summe aller Retentions- und Verlustprozesse ist:

$$\mathbf{L_{N,P} = E_{N,P} - R_{N,P} = \sum EP_{N,P} + \sum ED_{N,P} - \sum R_{N,P}} \qquad \textbf{(3.73)}$$

mit $L_{N,P}$ = Nährstofffracht [t/a],
$E_{N,P}$ = gesamte Nährstoffemissionen [t/a],
$R_{N,P}$ = Verluste bzw. Retention der Nährstoffe [t/a],
$EP_{N,P}$ = punktuelle Nährstoffemissionen [t/a] und
$ED_{N,P}$ = diffuse Nährstoffemissionen [t/a].

Nach Umstellung von Gleichung 3.73 erhält man:

$$\frac{\mathbf{L_{N,P}}}{\mathbf{E_{N,P}}} = \frac{\mathbf{1}}{\mathbf{1 + R_{L_{N,P}}}} \qquad \textbf{(3.74)}$$

mit $R_{L_{N,P}}$ = frachtgewichtete Nährstoffretention.

Für die Beschreibung möglicher Zusammenhänge zwischen der Retention (R_L) und möglichen steuernden Variablen wurde zunächst eine Potenzfunktion gewählt.

$$\mathbf{R_{L_{N,P}} = a \cdot x^b} \qquad \textbf{(3.75)}$$

mit a, b = Modellkoeffizienten.

Die Abbildungen 3.25 und 3.26 zeigen, daß auf der Grundlage der verfügbaren Daten Zusammenhänge zwischen der Retention und der Abflußspende sowie der hydraulischen Belastung in den Flußgebieten bestehen. In der Tabelle 3.33 sind die Ergebnisse für die Schätzung der Modellkoeffizienten dargestellt.

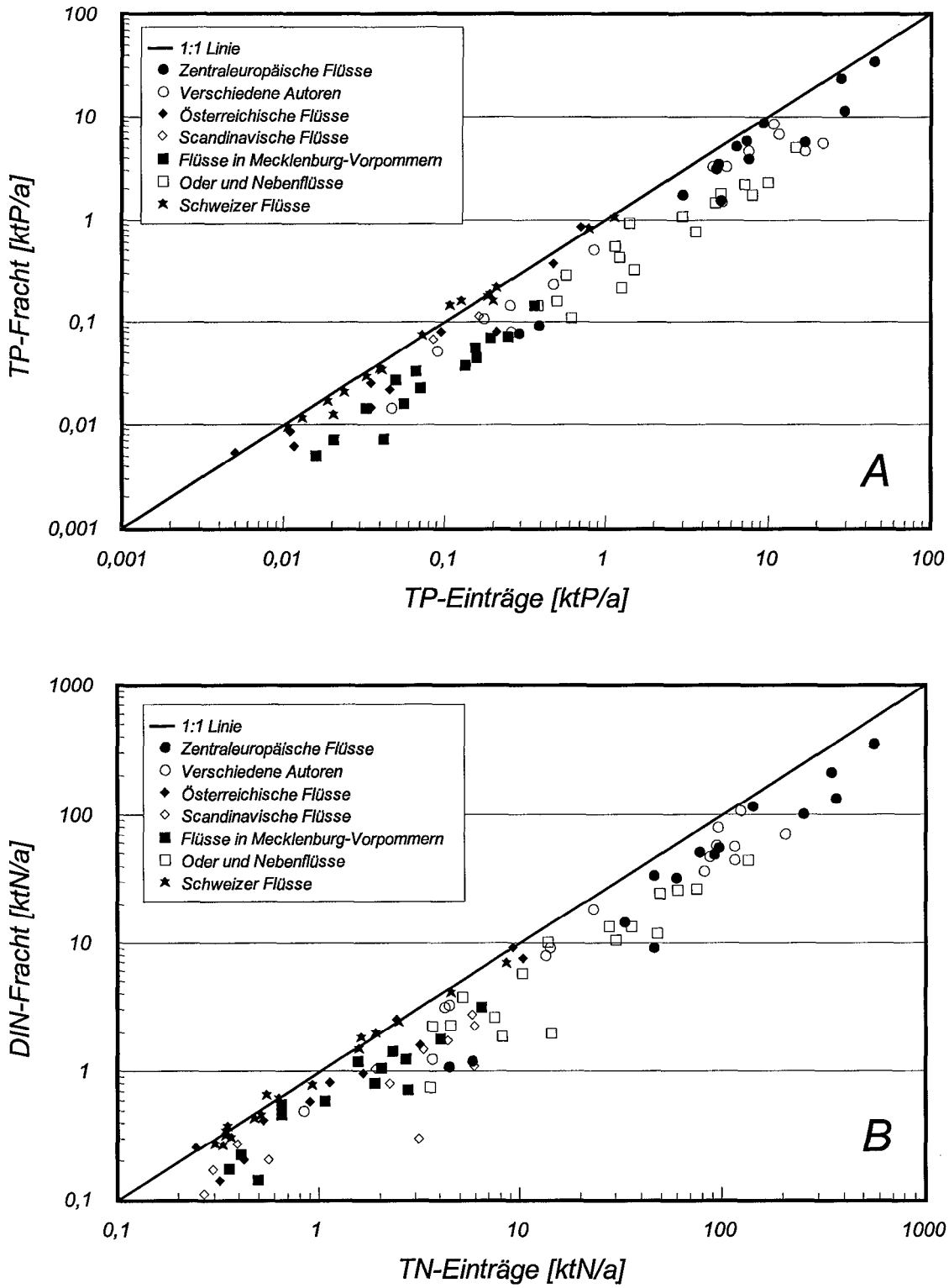


Abbildung 3.24: Zusammenhang zwischen den Nährstoffeinträgen und den Nährstofffrachten für verschiedene Flußgebiete in Europa.

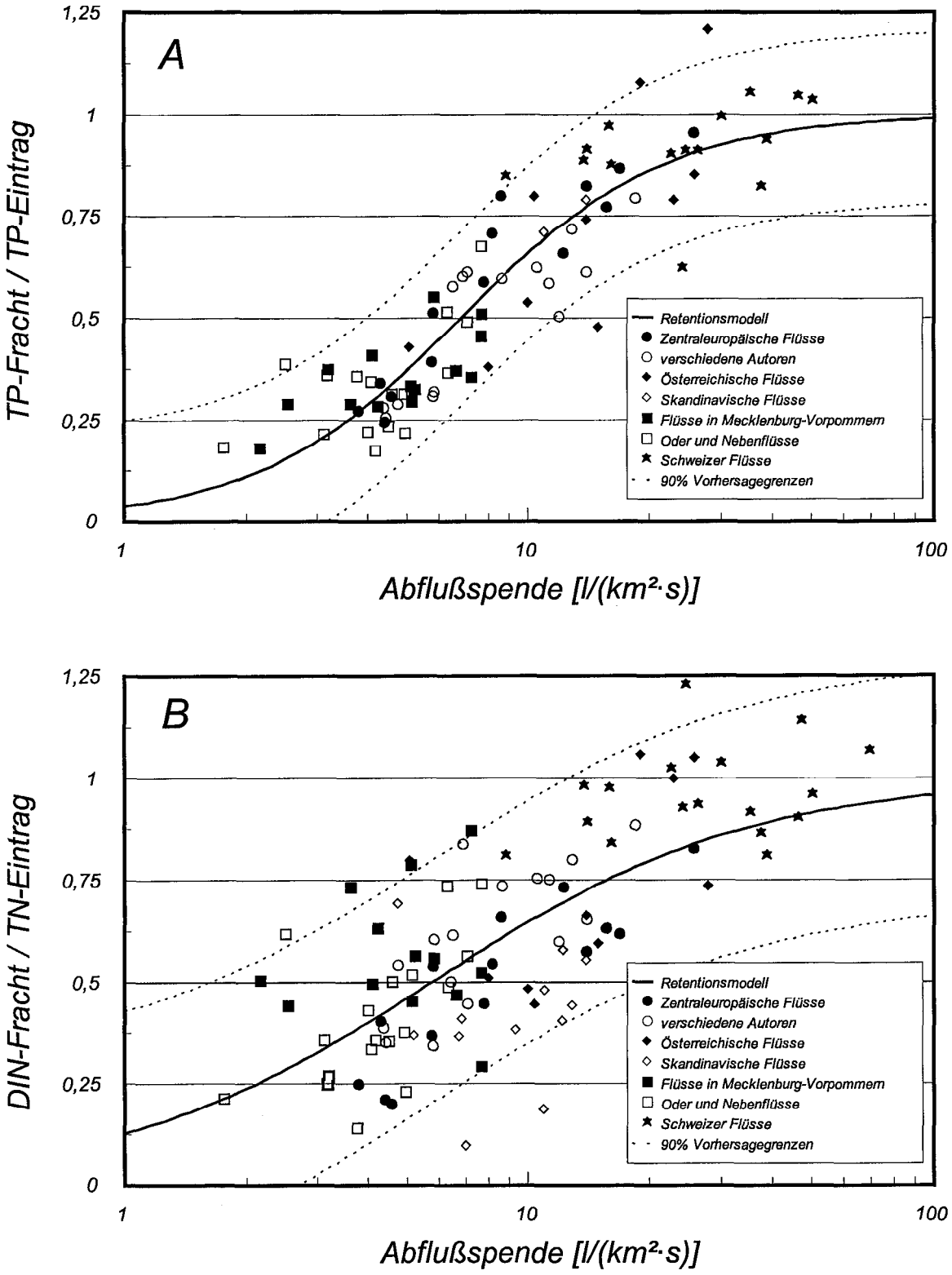


Abbildung 3.25: Abhängigkeit des Verhältnisses von Nährstofffracht zu Nährstoffeintrag von der Abflußspende in den untersuchten Flußgebieten.

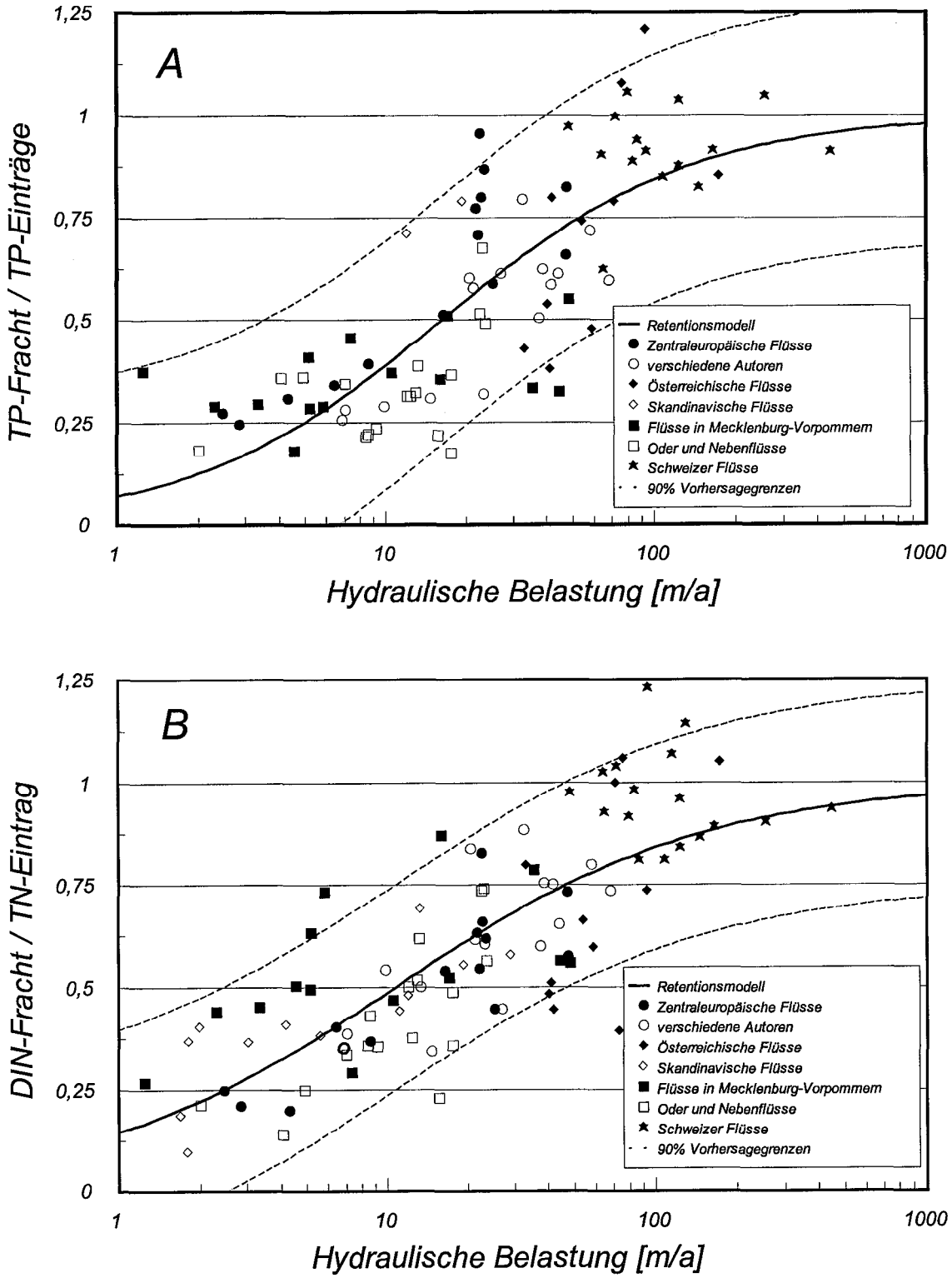


Abbildung 3.26: Abhängigkeit des Verhältnisses von Nährstofffracht zu Nährstoffeintrag von der hydraulischen Belastung in den untersuchten Flußgebieten.

Die Abbildung 3.27 zeigt, daß es auf der Grundlage dieser abgeleiteten Modellvorstellungen möglich erscheint, aus den Nährstoffeinträgen und den charakteristischen Parametern

Abflußspende und hydraulische Belastung die Retention im System der Oberflächengewässer eines Flußgebietes und die realisierte Fracht abzuschätzen.

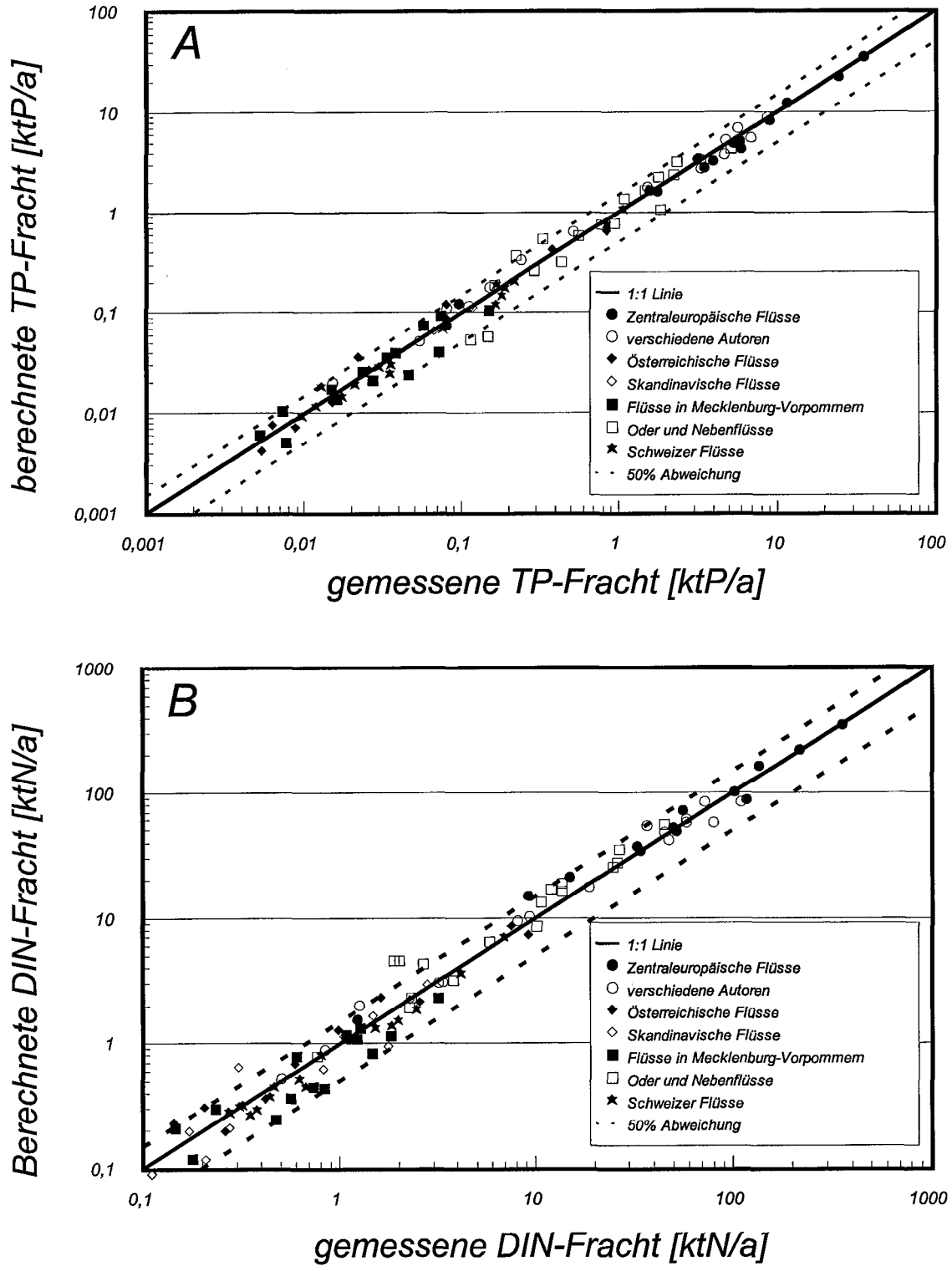


Abbildung 3.27: Zusammenhang zwischen den berechneten und gemessenen Nährstofffrachten für die untersuchten Flußgebiete in Europa.

Wendet man diese Modellvorstellungen an, so kann man für alle untersuchten Flußgebiete aus den Nährstoffeinträgen auch die Nährstofffrachten berechnen und den gemessenen Frachten gegenüberstellen. Es gilt:

$$L_{N,P} = \frac{1}{1 + R_{L_{N,P}}} \cdot E_{N,P} \qquad (3.76)$$

Dabei ist zu beachten, daß die Modellvorstellungen für Stickstoff bisher lediglich für die Fracht von anorganisch gelöstem Stickstoff (Summe der Fracht von Ammonium, Nitrit und Nitrat) abgeleitet worden sind. Bei der Berechnung der Frachten wurde für Stickstoff die Abhängigkeit zur hydraulischen Belastung und bei Phosphor der sich aus den Abhängigkeiten zur Abflußspende und der hydraulischen Belastung ergebende Mittelwert der Retention für die Frachtabschätzung genutzt.

Die in die Analyse einbezogenen Daten zu den Flußgebieten stützen sich auf Angaben von BEHRENDT (1996b), BEHRENDT & BACHOR (1998), BILLEN ET AL. (1995), KROIß ET AL. (1997), PRASUHN & BRAUN (1994), PRASUHN ET AL. (1996), ISERMANN (1997), TONDERSKI (1997) BRAUN (1994), SVENDSEN ET AL. (1995), RADERSCHALL (1996), RUHRVERBAND (1998) und ARNHEIMER & BRANDT (1998).

Tabelle 3.33: Ergebnisse der Regressionsanalyse zwischen der Nährstoffretention in den Flußsystemen und der Abflußspende (q) bzw. der hydraulischen Belastung (HL).

	Alle Flußgebiete			**Flußgebiete < 1.000 km²**			**Flußgebiete zwischen 1.000 und 10.000 km²**			**Flußgebiete > 10.000 km²**		
x	**Q**	**HL[1)]**	**HL[2)]**	**Q**	**HL[1)]**	**HL[2)]**	**q**	**HL[1)]**	**HL[2)]**	**q**	**HL[1)]**	**HL[2)]**
Phosphor												
r^2	0,8090	0,6148	0,6130	0,7529	0,5785	0,5671	0,7988	0,5884	0,5746	0,8765	0,6879	0,6699
n	89	89	89	29	29	29	32	32	32	28	28	28
a	26,6	13,3	16,6	41,4	57,6	21,1	21,7	9,3	17,2	28,9	26,9	13,9
b	-1,71	-0,93	-1,00	-1,93	-1,26	-1,00	-1,55	-0,81	-1,00	-1,80	-1,25	-1,00
Stickstoff												
r^2	0,5096	0,6535	0,6173	0,3936	0,4423	0,3647	0,5763	0,6607	0,5395	0,4548	0,7373	0,7357
n	100	100	100	33	33	33	35	35	35	32	32	32
a	6,9	5,9	11,9	3,5	3,3	9,5	5,8	4,4	12,7	7,9	10,9	12,7
b	-1,10	-0,75	-1,00	-1,01	-0,65	-1,00	-0,96	-0,62	-1,00	-1,03	-0,94	-1,00

1) Ergebnisse für das Modell entsprechend Gleichung 3.76.

2) Ergebnisse entsprechend dem Modellansatz von KELLY ET AL. (1987).

3.4 Immissionsmethode zur Abschätzung der punktuellen und diffusen Anteile an der Nährstofffracht

Bisher wurde die Immissionsmethode zur Abschätzung der Anteile von punktuellen und diffusen Eintragsquellen an der Fracht eines Flusses auf der Basis der Modellvorstellungen von BEHRENDT (1993) für den Rhein und seine Hauptnebenflüsse für den Zeitraum 1973 bis 1987 und in einer weiterentwickelten Version für die Elbe und ihre Nebenflüsse (Zeitraum 1985-1989) sowie für Flüsse in Mecklenburg-Vorpommern (Zeitraum 1992-1994) angewandt (BEHRENDT, 1994b, 1996a).

Ausgangspunkt für die Separierung ist die von NOVOTNY & CHESTERS (1981) und NOVOTNY (1988) gegebene Definition von diffusen und punktuellen Stoffeintragsquellen:

- Der Eintrag aus Punktquellen ist hinsichtlich Menge und Beschaffenheit nahezu gleichbleibend. Die Größe des Eintrages ist nur gering oder nicht von meteorologischen Faktoren abhängig. Der Ort des Eintrags in das Gewässer ist in der Regel eindeutig identifizierbar.
- Der Eintrag aus diffusen Quellen weist zumeist eine sehr hohe Variabilität auf, die in der Stofffracht mehrere Größenordnungen überstreichen kann. Die Größe des Eintrages steht in einem engen Zusammenhang zu meteorologischen Faktoren wie dem Niederschlag. Der Ort des Stoffeintrages ist nicht eindeutig identifizierbar.

Gemäß dieser Definition liegt ein Schlüssel für die Versuche einer Separierung von diffusen und punktuellen Eintragsquellen vor allem in ihrem unterschiedlichen Verhalten gegenüber den meteorologischen Faktoren, das heißt eine solche Differenzierung erfordert eine Betrachtung der verschiedenen natürlichen und anthropogenen Komponenten des Abflußregimes in einem Flußgebiet. Voraussetzungen für die Anwendung der Immissionsmethode sind:

- Eine möglichst große Anzahl von Meßwerten der Stoffkonzentration und des Durchflusses an einer Monitoringstation.
- Die Änderungen der Emissionen aus den einzelnen Eintragspfaden sollten im betrachteten Zeitraum möglichst klein sein.
- Punktuelle und diffuse Eintragsquellen sind im betrachteten Einzugsgebiet näherungsweise gleichverteilt (Anwendung der Methode versagt, wenn z. B. eine große Kläranlage direkt oberhalb der Meßstelle liegt).
- Die flußinternen Rückhalte und Verlustprozesse sind bei den zu untersuchenden Stoffen nicht abhängig von der Art des Eintrages sondern lediglich stoffspezifisch.
- Die Größe der durch punktuelle Quellen in das Flußsystem eingeleiteten Wassermenge sollte näherungsweise bekannt sein.
- Die Analysen sollten möglichst für mehrjährige Zeiträume erfolgen, um alle hydrologischen Konstellationen, wie Hoch- und Niedrigwasser zu erfassen und die statistische Sicherheit zu erhöhen. Es bieten sich insbesondere 5-Jahres-Zeiträume an,

da Zeitreihen meteorologischer und hydrologischer Größen u. a. im allgemeinen eine Periodizität von ca. 5 Jahren aufweisen.

Ermittlung des punktförmigen Anteils an der beobachteten Fracht

Die Immissionsmethode geht davon aus, daß sich die beobachtete Fracht aus der Summe der einzelnen Frachtkomponenten punktuelle Fracht (LP) und Fracht aus diffusen Quellen (LD) zusammensetzt. Aus den verschiedenen Möglichkeiten für die Verhältnisse zwischen den Stoffkonzentrationen der einzelnen Frachtkomponenten ergeben sich die in der Abbildung 3.28 dargestellten möglichen Zusammenhänge zwischen den beobachteten Konzentrationen bzw. Frachten und dem Durchfluß.

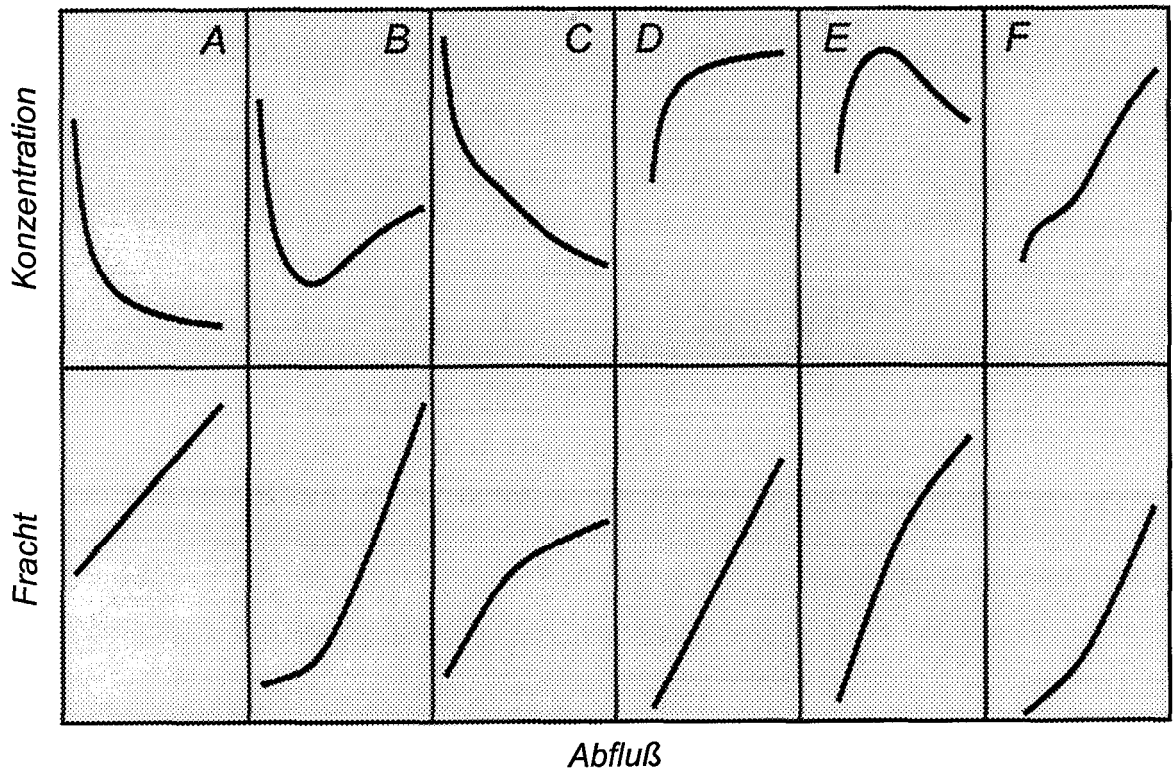


Abbildung 3.28: Schematische Darstellung möglicher Durchflußabhängigkeiten von Stoffkonzentration und Stofffracht in Flüssen.

Mit der Immissionsmethode zur Abschätzung des Anteils von diffusen und punktuellen Quellen an der beobachteten Gesamtfracht einer Meßstelle wird versucht, aus den verschiedenen möglichen Durchflußabhängigkeiten einen Wert für den punktuellen Frachtanteil zu ermitteln. Durch die Reduktion der Fragestellung auf die Bestimmung des punktförmigen Frachtanteils kann das Gesamtproblem viel einfacher gestaltet werden, da dadurch mögliche Sprünge und Nichtlinearitäten, die inbesondere durch die unterschiedlichen Konzentrationen der verschiedenen diffusen Quellen verursacht werden, vernachlässigt

werden können. Für den einfachsten Fall von Abbildung 3.28 (Teilabbildung A) - Verdünnung einer konstanten Fracht (Punktquelle) - gilt:

$$\mathbf{LP_{N,P} = L_{0_{N,P}} + C_{D_{N,P}} \cdot Q_P} \qquad \textbf{(3.77)}$$

mit $LP_{N,P}$ = Nährstofffracht aus punktuellen Quellen [t/a],
$L_{0_{N,P}}$ = hypothetische Fracht [t/a] bei einem Abfluß von 0,
$C_{D_{N,P}}$ = mittlere Konzentration der diffusen Einträge [mg/l] und
Q_P = Abfluß aus Punktquellen [m³/s].

Die zur Ermittlung der punktuellen Fracht notwendigen Parameter L_0 und C_D werden dabei aus der linearen Regression zwischen Fracht und Durchfluß oder der nichtlinearen Regression zwischen Konzentration und Durchfluß bestimmt (siehe Abbildung 3.29, rechte Seite). Für die Fälle B und C in Abbildung 3.28 kann diese Aufgabe trotz nichtlinearer Frachtabhängigkeit ebenfalls nach Gleichung 3.77 gelöst werden, wenn man die Regressionsanalyse auf die Wertepaare mit geringem Durchfluß, das heißt auf den linearen Zusammenhang, beschränkt.

Für die Fälle D bis F führt die Gleichung 3.77 für die Abschätzung der punktuellen Frachtanteile zu keinem Ergebnis, da in der Regel die Regressionen zwischen Fracht bzw. Konzentration und Durchfluß negative Werte für den Parameter L_0 liefern (siehe Abbildung 3.29, linke Seite). Negative Werte für die Punktfracht LP wären die Folge, was natürlich ein Rechenergebnis ist, das nicht der Realität entspricht. Dieses Ergebnis kommt durch die schematische Übertragung des Regressionsergebnisses auf den in der Regel weit unterhalb des beobachteten Durchflußbereiches liegenden Wert von Q_P zustande.

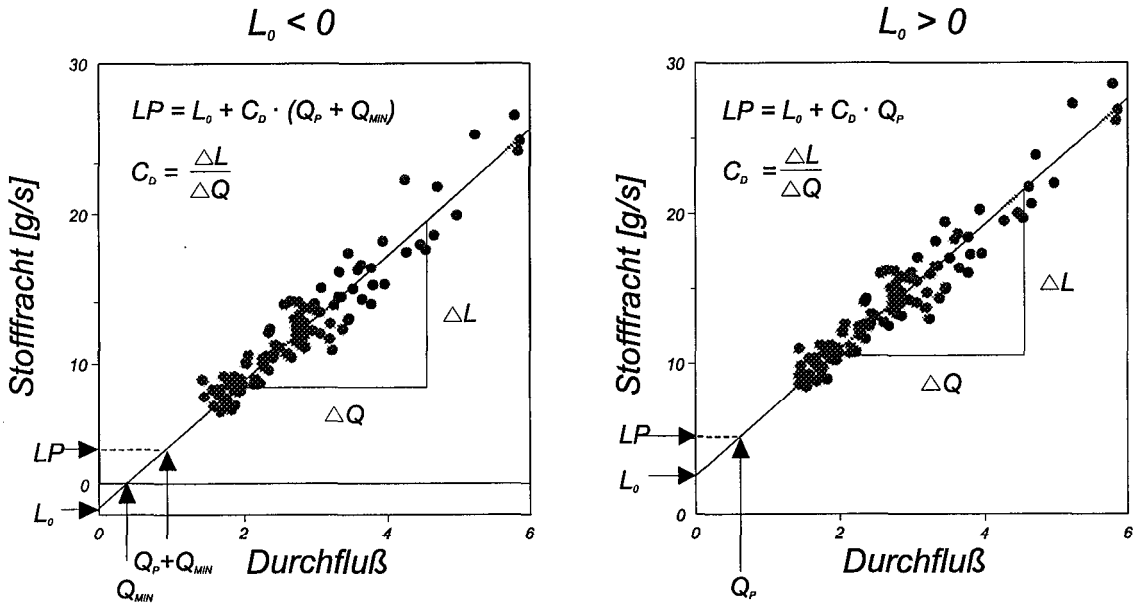


Abbildung 3.29: Schematische Darstellung zur Vorgehensweise bei der Abschätzung der punktuellen Frachtanteile nach der Immissionsmethode.

Die Fracht kann aber nicht negative Werte annehmen. Daraus folgt, daß die Regressionsbeziehung in der linearen Form innerhalb des beobachteten Durchflußbereiches nicht bis zu Durchflüssen von Null gelten kann. Mit anderen Worten: Wegen des im Vergleich zu den minimalen Durchflüssen geringen Anteils der Wassermenge aus den Punktquellen, sind deren Stoffeinträge bereits soweit verdünnt, daß sie sich kaum noch in der Durchflußabhängigkeit von Konzentration und Fracht auswirken. Wie in Abbildung 3.29 schematisch dargestellt, kann man den Durchflußpunkt ableiten, bei dem die Fracht nur noch von Punktquellen hervorgerufen wird. Während in den Fällen mit einem durch Regression geschätzten positven Wert von L_0, der Schnittpunkt der Punktfracht LP mit der Regressionsgeraden bei Q_P liegt (Abbildung 3.29, rechte Seite), wird dieser Schnittpunkt bei einem geschätzen negativen Wert von L_0 nicht bei Q_P sondern bei Q_P plus dem Wert von Q_{MIN} (siehe Abbildung 3.29, linke Seite) abgelesen, dem Wert des Durchflusses, bei dem die Fracht bei schematischer Übertragung der Regressionbeziehung auf den Bereich außerhalb der beobachteten Meßwerte Null betragen würde. Für die Berechnung der Punktfracht gilt dann bei geschätzten negativen Werten von L_0:

$$\mathbf{LP_{N,P} = L_{0_{N,P}} + C_{D_{N,P}} \cdot (Q_P + Q_{MIN})} \qquad \textbf{(3.78)}$$

mit Q_{MIN} = minimaler Durchfluß [m³/s].

Die summarische Fracht aus diffusen Quellen wird nach erfolgter Abschätzung der Punktfracht aus der Differenz von mittlerer Fracht und Punktfracht berechnet:

$$\mathbf{LD_{N,P} = L_{N,P} - LP_{N,P}} \qquad \textbf{(3.79)}$$

mit $LD_{N,P}$ = Nährstofffracht aus diffusen Quellen [t/a].

Berücksichtigung der Temperaturabhängigkeit

Für Stickstoff ist bekannt, daß die verschiedenen Stickstoffkomponenten - insbesondere Ammonium und Nitrat - intensiven Umsetzungen im Gewässer unterliegen können. Hauptprozesse sind die Nitrifikation und die Denitrifikation zum Teil auch die Stickstoffaufnahme durch das sich entwicklende Phytoplankton. Diese Umsetzungs- bzw. Verlustprozesse nehmen alle mit steigender Temperatur zu. Die Wirkung dieser Prozesse zeigt sich im Gewässer in einer mehr oder weniger ausgeprägten Temperaturabhängigkeit der Ammonium- und Nitratkonzentration. Um die Wirkung der möglichen Verluste auf die Abschätzung der diffusen und punktuellen Frachtanteile zu verringern bzw. auszuschließen, wurden alle Abschätzungen zur Quantifizierung der Punktfracht mit temperaturkorrigierten Werten der Stickstoffkomponenten durchgeführt. Die Temperaturkorrektur erfolgte dabei so, daß zunächst mittels eines für biologische Umsätze gebräuchlichen exponentiellen Zusammenhanges über Regression die Koeffizienten für die Temperaturabhängigkeit (k_T) für jeden Fluß für den jeweiligen Zeitraum bestimmt werden. Die Originalwerte werden

anschließend nach Gleichung 3.80 korrigiert, was einer Normierung der Konzentrationen auf Null Grad entspricht.

$$C_{KORR_N} = C_{ORG_N} \cdot e^{(-k_T \cdot T_W)} \qquad (3.80)$$

mit C_{KORR_N} = korrigierte Stickstoffkonzentration [mg/l],
C_{ORG_N} = originale Stickstoffkonzentration [mg/l],
k_T = Koeffizient für die Temperaturabhängigkeit und
T_W = Wassertemperatur [°C].

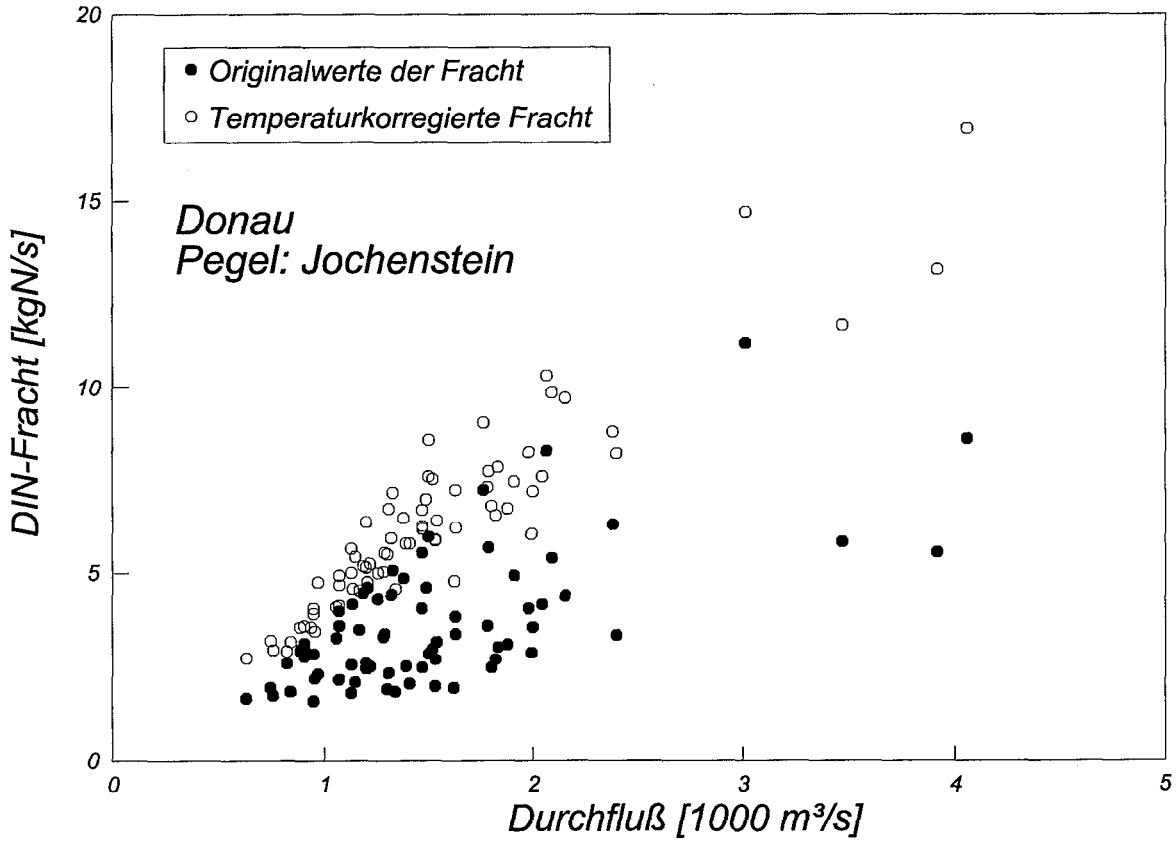


Abbildung 3.30: Abhängigkeit der DIN-Fracht und der temperaturkorrigierten DIN-Fracht vom Durchfluß für den Donaupegel Jochenstein für den Zeitraum 1993 bis 1995.

Mit den korrigierten Konzentrationen werden die Frachten berechnet und über die o. g. Vorgehensweise werden die Anteile der punktuellen Quellen an der Fracht abgeschätzt. Die Temperaturkorrektur führt bei den Stickstoffkomponenten in der Regel zu einer Verbesserung der Durchflußabhängigkeiten, wie die Abbildung 3.30 beispielhaft für die Donau bei Jochenstein im Zeitraum 1993 bis 1995 zeigt. Für die verschiedenen Rheinstationen konnte ebenfalls eine deutliche Verringerung der Streuung durch Temperaturkorrektur erreicht werden.

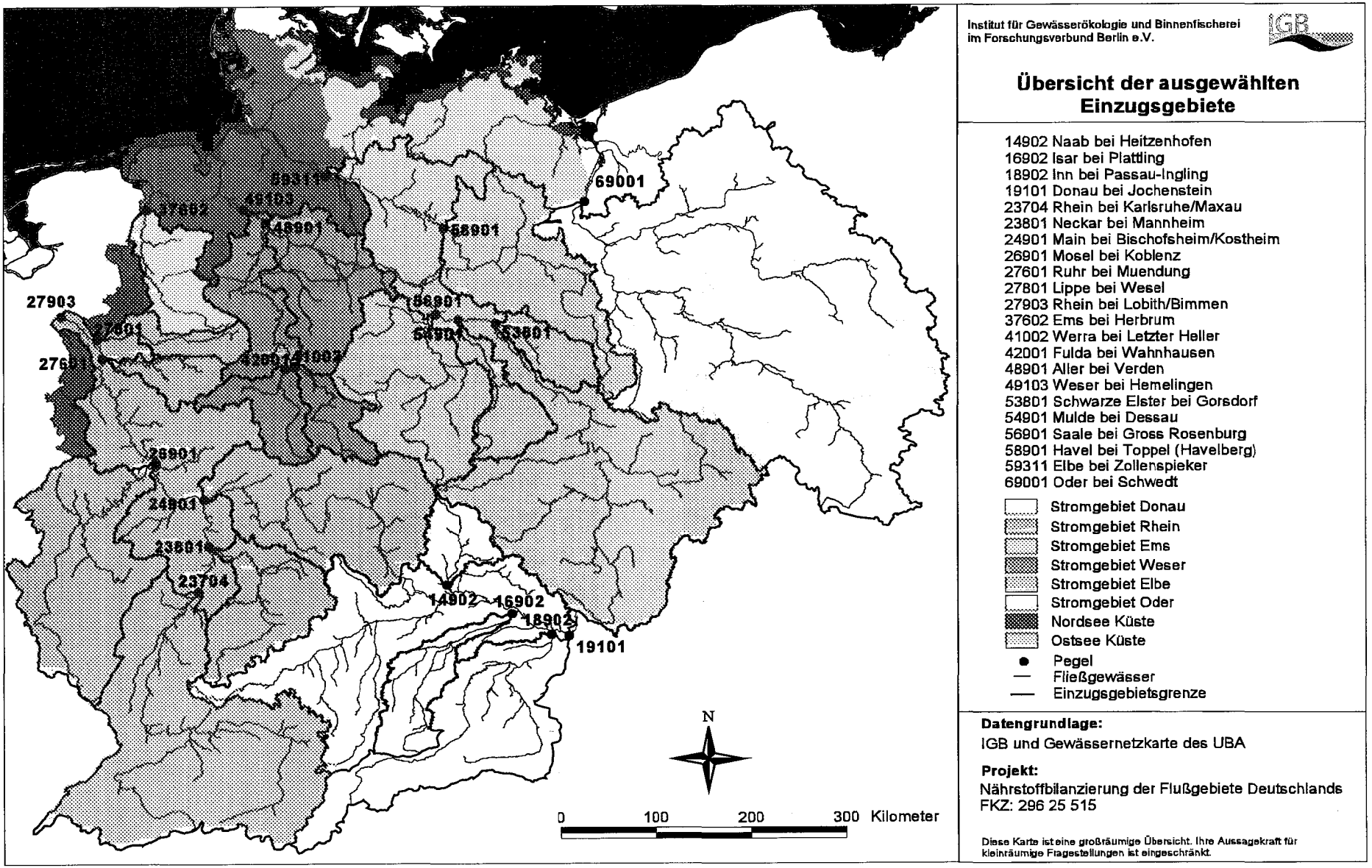
Eine ausführliche Darstellung der Methodik zu dieser Art der Eintragsseparierung wird bei BEHRENDT (1994b) gegeben.

4 Ergebnisse

Für eine Übersicht über die Nährstoffeinträge in Deutschland wurden 22 Einzugsgebiete in 6 Stromgebieten ausgewählt (vergleiche Tabelle 4.1 und Karte 4.1). Diese repräsentieren sowohl die Hauptzuflüsse als auch die jeweils mündungsnächsten, tideunbeeinflußten Pegel des gesamten Stromgebietes in Deutschland. Zusätzlich werden alle anderen direkt in die Nord- oder Ostsee entwässernden Flüsse sowie unbeobachtete Gebiete unterhalb der tideunbeeinflußten Pegel zusammengefaßt. Aus den Summen dieser und der Stromgebiete ergeben sich die Gesamteinträge in die einzelnen Meere und in Deutschland.

Tabelle 4.1: Einzugsgebiete der Stromgebiete und ihrer Hauptflüsse.

ADR.	Gewässer	Gütepegel	A_{EZG}
			[km²]
14902	Naab	Heitzenhofen	5.426
16902	Isar	Plattling	8.839
18902	Inn	Passau-Ingling	26.049
19101	Donau	Jochenstein	77.086
23704	Oberrhein	Karlsruhe	50.196
23801	Neckar	Mannheim	13.957
24901	Main	Bischofsheim	27.140
26901	Mosel	Koblenz	28.100
27601	Ruhr	Muendung	4.485
27801	Lippe	Wesel	4.886
27903	Rhein	Lobith/Bimmen	159.127
37602	Ems	Herbrum	9.207
41002	Werra	Letzter Heller	5.478
42001	Fulda	Wahnhausen	6.933
48901	Aller	Verden	15.220
49103	Weser	Hemelingen	38.415
53801	Schwarze Elster	Gorsdorf	5.453
54901	Mulde	Dessau	7.399
56901	Saale	Gross Rosenburg	23.718
58901	Havel	Toppel (Havelberg)	24.297
59311	Elbe	Zollenspieker	135.024
69001	Oder	Schwedt	112.950
Nordsee Küste			38.969
Ostsee Küste			23.475
Nordsee gesamt			**380.741**
Ostsee gesamt			**136.523**
Schwarzes Meer			**77.308**
Deutschland			**356.804**



Karte 4.1: Übersicht der ausgewählten Einzugsgebiete.

4.1. Emissionsmethode nach MONERIS

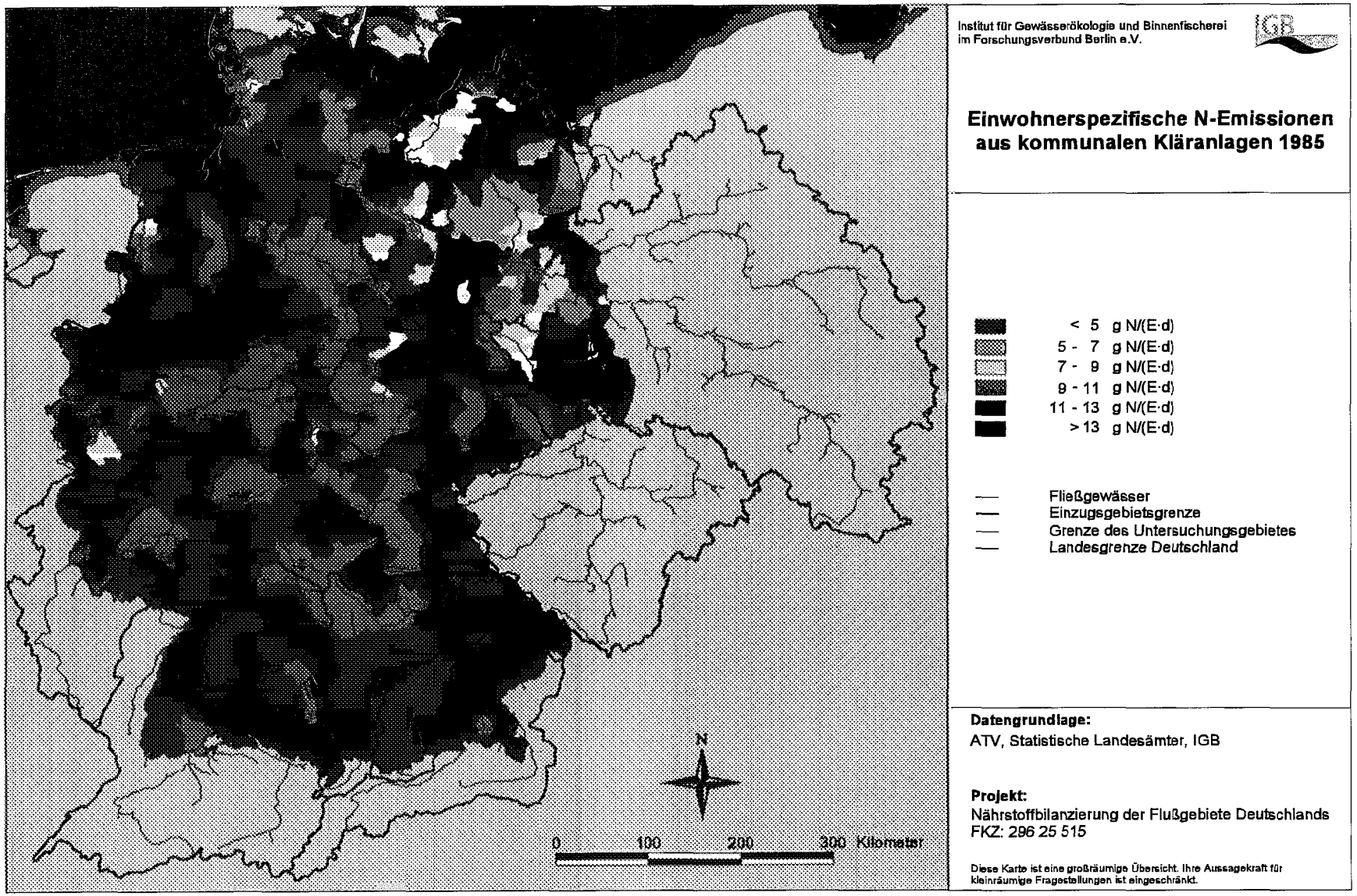
4.1.1 Punktuelle Einträge in Deutschland

4.1.1.1 Nährstoffeinträge aus kommunalen Kläranlagen

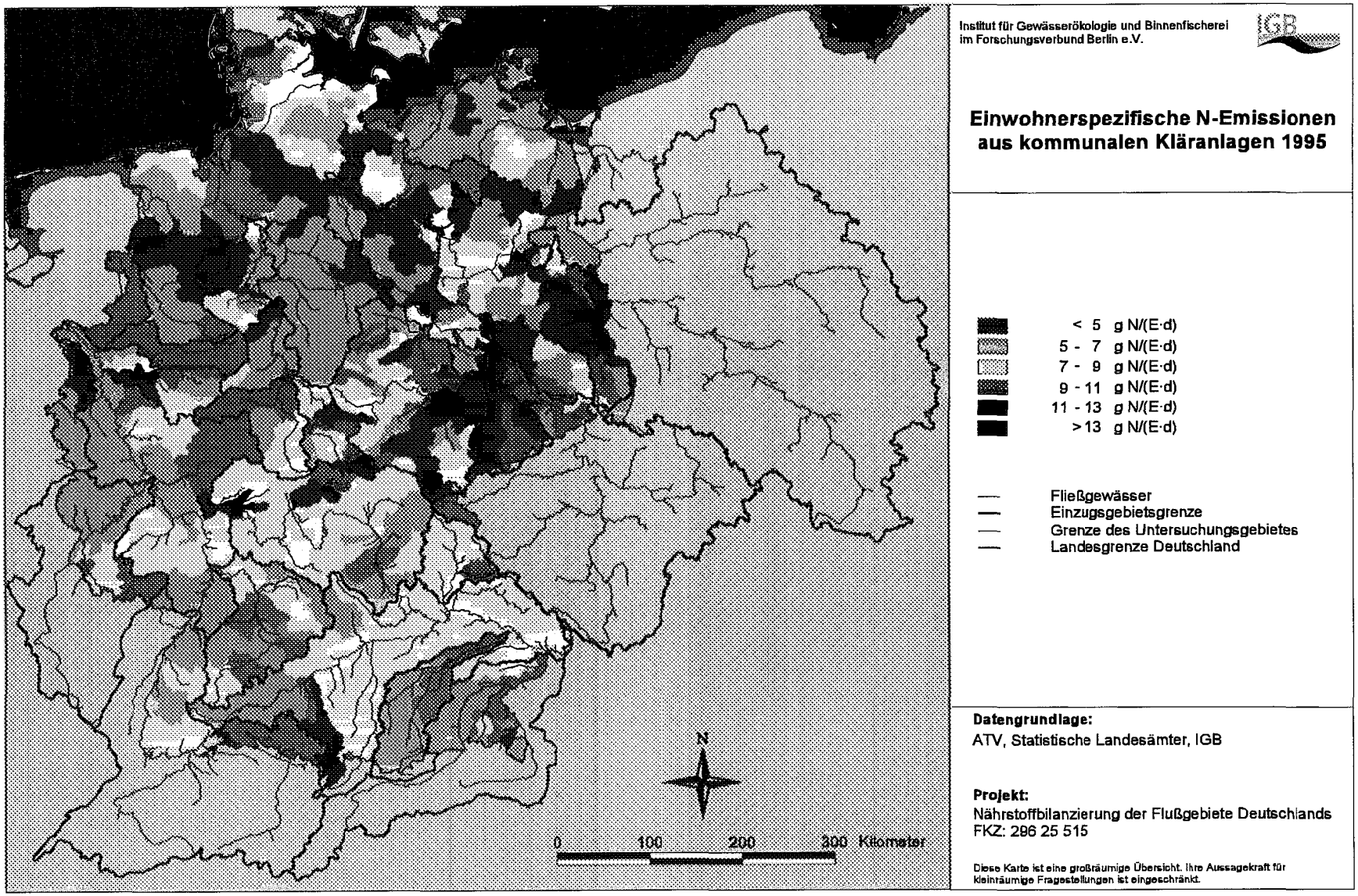
Die Entwicklung der *Stickstoffemissionen* aus kommunalen Kläranlagen in Deutschland zeigen Tabelle 4.2, Abbildung 4.1 sowie die Karten 4.2 und 4.3. Danach verringerten sich in Deutschland im Zeitraum von 1985 bis 1995 die N-Emissionen (EKK_N) um 32% von 303 auf 205 kt N/a. Die mittlere Reinigungsleistung der Kläranlagen verbesserte sich dabei von 29% auf 53%. Die einwohnerspezifische Stickstoffemission (N_E) - bezogen auf die direkt über die Kanalisation an öffentliche Kläranlagen angeschlossene Bevölkerung - reduzierte sich bundesweit um 39% von 12,9 auf 7,8 g N/(E·d).

Tabelle 4.2: Stickstoffemissionen (EKK_N), einwohnerspezifische N-Emission (N_E), mittlere N-Eliminationsleistungen (N-Elim.) kommunaler Kläranlagen Deutschlands sowie angeschlossene Einwohner (E_{KA}) und Einwohnergleichwerte (EGW) 1985 und 1995.

ADR.	Gewässer	EKK_N 1985	EKK_N 1995	EKK_N 1985-95	N_E 1985	N_E 1995	N_E 1985-95	N-Elim. 1985	N-Elim. 1995	E_{KA} 1985	E_{KA} 1995	EGW 1985	EGW 1995
		[t N/a]		*[%]*	[g N/(E·d)]		*[%]*	[%]		[10^3·E]		[10^3·EGW]	
14902	Naab	1.650	1.230	*-25,5*	13,1	8,1	*-37,9*	28	47	350	410	270	300
16902	Isar	9.430	8.010	*-15,1*	11,8	8,7	*-26,3*	29	44	2.190	2.530	1.240	1.200
18902	Inn	3.540	2.320	*-34,4*	14,3	7,5	*-48,0*	28	49	680	850	560	440
19101	Donau	32.750	24.420	*-25,4*	13,3	8,3	*-38,0*	29	49	6.730	8.090	4.950	4.920
23704	Oberrhein	10.100	7.000	*-30,7*	13,3	8,1	*-38,6*	32	54	2.090	2.360	1.670	1.540
23801	Neckar	20.620	15.140	*-26,6*	12,1	8,1	*-33,5*	32	54	4.670	5.150	3.220	3.240
24901	Main	23.640	18.290	*-22,6*	12,0	8,8	*-27,2*	30	50	5.390	5.720	3.360	3.490
26901	Mosel	5.840	4.350	*-25,5*	12,2	7,6	*-37,4*	28	55	1.310	1.560	730	720
27601	Ruhr	6.170	6.020	*-2,6*	11,4	10,0	*-12,4*	30	40	1.490	1.650	870	860
27801	Lippe	6.790	5.310	*-21,8*	14,2	10,0	*-29,0*	30	42	1.310	1.450	1.070	570
27903	Rhein	138.250	98.010	*-29,1*	12,5	8,0	*-35,6*	30	54	30.360	33.410	20.440	19.830
37602	Ems	7.650	4.970	*-35,0*	13,5	6,9	*-49,2*	35	62	1.550	1.990	1.410	1.490
41002	Werra	1.740	1.020	*-41,3*	11,9	7,4	*-37,9*	22	52	400	380	190	130
42001	Fulda	3.230	3.330	*+3,0*	10,7	9,2	*-13,9*	35	51	830	990	380	370
48901	Aller	12.930	7.130	*-44,8*	11,7	5,9	*-49,7*	30	56	3.020	3.310	1.790	1.570
49103	Weser	26.310	17.050	*-35,2*	12,2	7,0	*-43,2*	31	54	5.890	6.710	3.700	3.400
53801	Schwarze Elster	1.410	910	*-35,1*	13,1	8,2	*-37,2*	17	50	290	300	100	*60*
54901	Mulde	4.120	4.250	*+3,2*	14,8	10,9	*-26,6*	15	29	760	1.070	380	110
56901	Saale	18.440	12.740	*-30,9*	16,1	11,5	*-28,5*	22	38	3.130	3.030	3.090	820
58901	Havel	16.590	8.080	*-51,3*	10,6	4,8	*-54,5*	32	56	4.290	4.590	1.740	570
59311	Elbe	49.330	32.230	*-34,7*	13,2	8,1	*-38,4*	26	46	10.260	10.890	6.510	2.420
69001	Oder	3.070	1.560	*-49,1*	19,8	10,2	*-48,2*	33	28	420	420	640	130
Nordsee Küste		34.910	20.840	*-40,3*	13,3	7,0	*-47,1*	30	57	7.190	8.120	5.230	5.660
Ostsee Küste		11.000	5.760	*-47,7*	14,9	7,1	*-52,2*	24	52	2.020	2.210	1.640	1.010
Nordsee gesamt		**256.460**	**173.110**	*-32,5*	**12,7**	**7,8**	*-39,0*	**30**	**54**	**55.260**	**61.120**	**37.290**	**32.800**
Ostsee gesamt		**14.070**	**7.320**	*-48,0*	**15,8**	**7,6**	*-51,6*	**26**	**49**	**2.450**	**2.630**	**2.280**	**1.140**
Schwarzes Meer		**32.770**	**24.440**	*-25,4*	**13,3**	**8,3**	*-38,0*	**29**	**49**	**6.730**	**8.100**	**4.950**	**4.920**
Deutschland		**303.300**	**204.860**	*-32,5*	**12,9**	**7,8**	*-39,4*	**29**	**53**	**64.440**	**71.850**	**44.520**	**38.850**



Karte 4.2: Einwohnerspezifische N-Emissionen aus kommunalen Kläranlagen 1985.



Karte 4.3: Einwohnerspezifische N-Emissionen aus kommunalen Kläranlagen 1995.

Im Vergleich der in Deutschland liegenden Stromgebiete wurde in der Donau mit 25% die geringste Eintragsreduktion erreicht. Dies ist in erster Linie auf die im Donaugebiet im betrachteten Zeitraum hohe Zunahme der angeschlossenen Einwohner an kommunale Kläranlagen von 20% zurückzuführen. Dies ist fast doppelt so viel, wie im Bundesdurchschnitt, wo sich der Anschlußgrad an kommunale Kläranlagen insgesamt nur um 11% erhöhte. Auch das 1995 erreichte Emissionsniveau ist mit 8,3 g N/(E·d) im Einzugsgebiet der Donau vergleichsweise hoch. Als ein Grund dafür kann die ländliche, dezentral organisierte Struktur der Abwasserentsorgung und die damit verbundene größere Anzahl von Kläranlagen der Größenklassen 1 und 2 angeführt werden, die in der Regel nicht die Reinigungsleistungen größerer, gezielt Stickstoff eliminierender Anlagen erreichen bzw. nicht den Anforderungen der Abwasserverordnung (AbwV) unterliegen. Während im Einzugsgebiet des Rheins etwa 6% der angeschlossenen Bevölkerung in Kläranlagen der Größenklassen 1 und 2 behandelt werden, liegt der Anteil im Donaugebiet bei ca. 11%. Eine weitere Erklärung liegt möglicherweise in den *Reinhalteordnungen kommunales Abwasser (ROkAbw)* von Bayern und Baden-Württemberg begründet. In diesen ist fast das gesamte Einzugsgebiet der Donau nicht als „empfindliches Gebiet" nach der *EU-Richtlinie Kommunales Abwasser* ausgewiesen. In Folge dessen sind in den ROkAbw für das Donaugebiet keine konkret rechtlichen Anforderungen und Termine bezüglich der N-Elimination öffentlicher Kläranlagen festgelegt. Es kann davon ausgegangen werden, daß zumindest bis 1995 in Bayern und Baden-Württemberg Investitionen zum Ausbau bzw. zur Ertüchtigung der Kläranlagen auf die N-Elimination vermehrt in die „empfindlichen Gebiete" von Rhein und Elbe gelenkt wurden. Die Anschlußverhältnisse des Jahres 1995 belegen den Einfluß der ROkAbw. Während im Donaugebiet nur etwa 20% aller behandelten Einwohner in zur Denitrifikation befähigten Anlagen behandelt werden, sind es in den bayerischen und baden-württembergischen Einzugsgebieten von Elbe und Rhein 34%. Der Anteil der in kommunalen Kläranlagen indirekt entsorgten Bevölkerung (Fäkalien bzw. Fäkalschlämme aus Sammelgruben und Kleinkläranlagen) an den gesamten N-Emissionen beträgt nach Abbildung 4.1 im Einzugsgebiet der Donau 1995 etwa 6%. Regionale Bedeutung mit Werten bis zu 14% werden in den Flußgebieten von Naab und Inn erlangt.

Entsprechend dem Bevölkerungsanteil liefert 1995 das Einzugsgebiet des Rheins mit ca. 98 kt N/a knapp die Hälfte des in Deutschland aus kommunalen Kläranlagen emittierten Stickstoffs. Die Einträge konnten gegenüber 1985 um 29% reduziert werden. Die höchsten spezifischen Belastungen traten 1995 mit jeweils 10,0 g N/(E·d) in den Flußgebieten Ruhr und Lippe auf (vergleiche Karte 4.3). Sie sind in erster Linie auf die niedrigen mittleren N-Reinigungsleistungen von 40% bzw. 42% zurückzuführen. Während im Einzugsgebiet des Rheins 1995 etwa 40% der entsorgten Bevölkerung an denitrifizierende Anlagen angeschlossen waren, lagen die Anteile in Ruhr und Lippe bei 13% bzw. 24%. Dementsprechend konnten die Emissionen gegenüber 1985 in der Ruhr nur um 3% gesenkt werden; in der Lippe wurden 22% erreicht, was v. a. auf der gleichzeitigen Halbierung der berücksichtigten Einwohnergleichwerte (EGW) beruht. Der Emissionsanteil der indirekt in kommunalen Kläranlagen entsorgten Bevölkerung lag nach Abbildung 4.1 1985 und 1995 im gesamten Stromgebiet des Rheins bei etwa 2%.

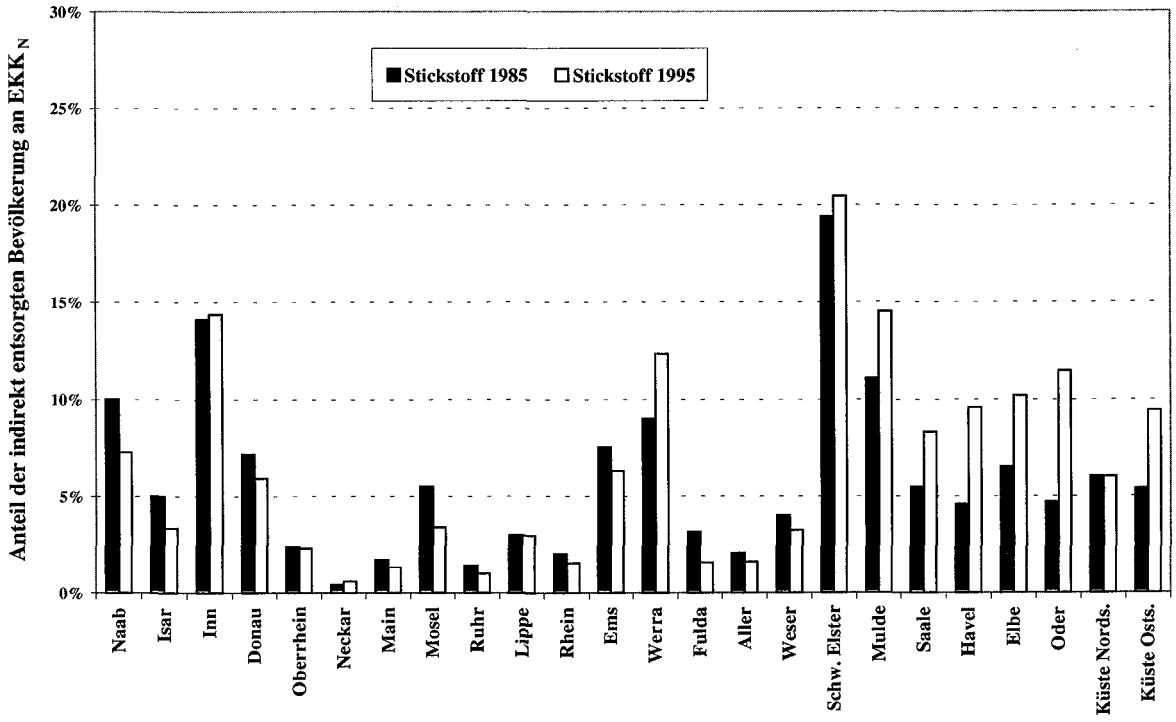


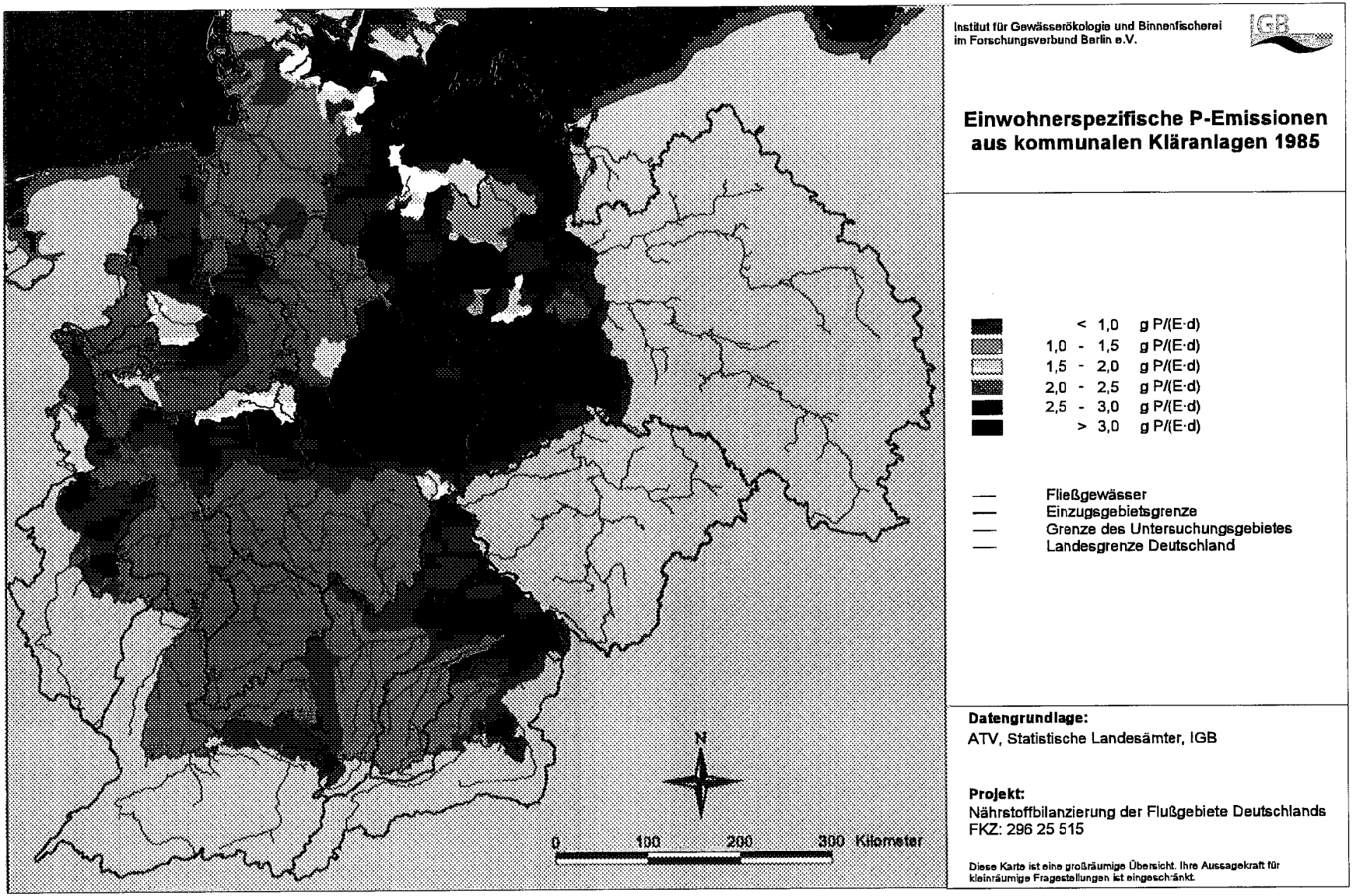
Abbildung 4.1: Anteil der in kommunalen Kläranlagen indirekt entsorgten Bevölkerung an den gesamten Stickstoffemissionen (EKK_N) 1985 und 1995.

Im Einzugsgebiet der Elbe konnten die Stickstoffemissionen im betrachteten Zeitraum um 35% von etwa 49 auf 32 kt N/a reduziert werden. Die im Vergleich der Stromgebiete relativ hohe Reduktion resultiert zu einem großen Teil auf den drastischen Rückgang der zu berücksichtigenden Einwohnergleichwerte von ca. 60% in Folge des Wegfalls vieler industriell-gewerblicher Indirekteinleiter nach der deutschen Vereinigung. Die 1995 insgesamt im Stromgebiet der Elbe erreichte mittlere N-Reinigungsleistung von 46% sowie die Werte der Flußgebiete Mulde und Saale von 29% bzw. 38% sind im bundesweiten Vergleich niedrig. Der Grund dafür liegt an dem jeweils hohen Anteil der nur in mechanisch reinigenden Kläranlagen angeschlossenen Bevölkerung von 49% in der Mulde bzw. 21% in der Saale. Beide Einzugsgebiete weisen folglich 1995 die höchsten spezifischen Emissionen auf (vergleiche Karte 4.3). In Verbindung mit einer starken Zunahme des Anschlußgrades der Bevölkerung seit 1985 von ca. 40% und einem hohen Emissionsanteil aus der indirekt entsorgten Bevölkerung von 15% (siehe Abbildung 4.1) konnten die N-Emissionen in der Mulde zwischen 1985 und 1995 nicht reduziert werden. Im Einzugsgebiet der Havel wurde nach Tabelle 4.2 mit 51% die größte Emissionsreduktion erreicht. Dieser starke Rückgang ist v. a. auf die Einführung der Stickstoffelimination in den großen Berliner Klärwerken zurückzuführen, die sich im Ansteigen der mittleren Reinigungsleistung von 32% auf 56% manifestiert. Die spezifische Emission sank und erreichte 1995 einen Wert von 4,6 g N/(E·d), der im Vergleich aller Flußgebiete ein Minimum darstellt. In der Karte 4.2 sind auch für 1985 die in der Havel gelegenen Gebiete geringer spezifischer Emissionen von im Mittel 10,6 g N/(E·d) auffällig. Sie resultieren aus dem 1985 in diesem Gebiet hohen Anteil von Kläranlagen mit Abwasserlandbehandlung.

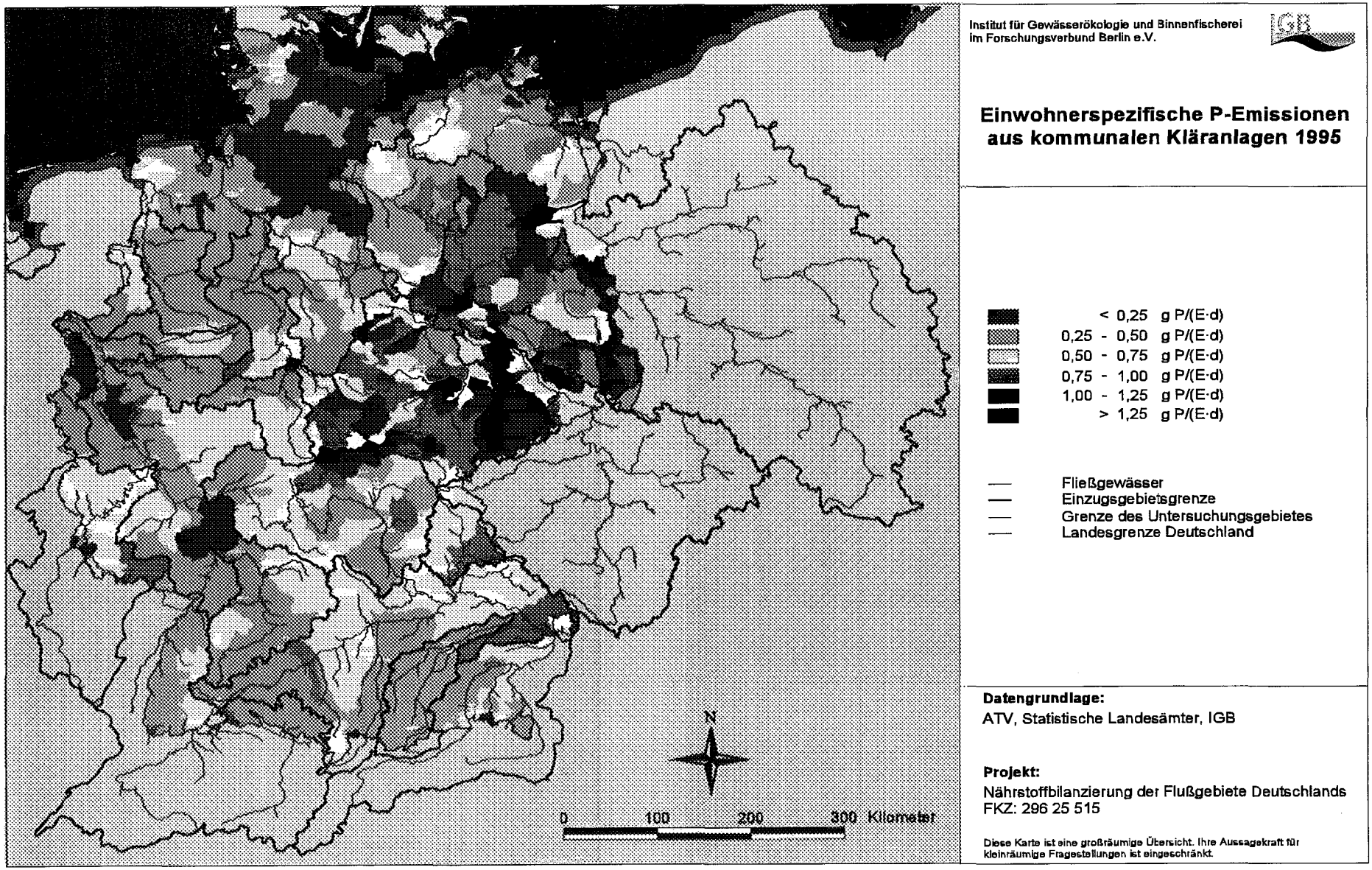
Die Entwicklung der *Phosphoremissionen* aus öffentlichen Kläranlagen in Deutschland zeigen Tabelle 4.3, Abbildung 4.2 sowie die Karten 4.4 und 4.5. Danach verringerten sich in der Periode von 1985 bis 1995 die P-Emissionen (EKK_P) bundesweit um 80% von 57 auf 11 kt P/a. Die mittlere Reinigungsleistung steigerte sich dabei von 37% auf 79%, die einwohnerspezifische P-Emission (P_E) reduzierte sich um 82% von 2,4 auf 0,4 g P/(E·d). Der Rückgang der P_E-Werte war insgesamt so groß, daß in den Legenden Karten 4.4 und 4.5 unterschiedliche Klasseneinteilungen gewählt werden mußten.

Tabelle 4.3: Phosphoremissionen (EKK_P), einwohnerspezifische P-Emission (P_E), mittlere P-Eliminationsleistungen (P-Elim.) kommunaler Kläranlagen Deutschlands sowie angeschlossene Einwohner (E_{KA}) und Einwohnergleichwerte (EGW) 1985 und 1995.

ADR.	Gewässer	EKK_P 1985	EKK_P 1995	EKK_P 1985-95	P_E 1985	P_E 1995	P_E 1985-95	P-Elim. 1985	P-Elim. 1995	E_{KA} 1985	E_{KA} 1995	EGW 1985	EGW 1995
		[t P/a]		*[%]*	[g P/(E·d)]		*[%]*	[%]		[10^3·E]		[10^3·EGW]	
14902	Naab	340	100	*-69,7*	2,7	0,7	*-74,8*	33	68	350	410	270	300
16902	Isar	1.810	280	*-84,4*	2,3	0,3	*-86,5*	37	84	2.190	2.530	1.240	1.200
18902	Inn	650	150	*-77,7*	2,6	0,5	*-82,3*	38	79	680	850	560	440
19101	Donau	6.140	1.410	*-77,1*	2,5	0,5	*-80,9*	35	76	6.730	8.090	4.950	4.920
23704	Oberrhein	1.420	340	*-75,8*	1,9	0,4	*-78,6*	50	82	2.090	2.360	1.670	1.540
23801	Neckar	4.000	820	*-79,4*	2,4	0,4	*-81,4*	36	79	4.670	5.150	3.220	3.240
24901	Main	4.580	910	*-80,1*	2,3	0,4	*-81,3*	34	80	5.390	5.720	3.360	3.490
26901	Mosel	1.250	410	*-67,4*	2,6	0,7	*-72,6*	32	69	1.310	1.560	730	720
27601	Ruhr	1.130	260	*-76,8*	2,1	0,4	*-79,1*	41	78	1.490	1.650	870	860
27801	Lippe	1.200	210	*-82,2*	2,5	0,4	*-83,9*	35	86	1.310	1.450	1.070	570
27903	Rhein	25.970	4.990	*-80,8*	2,3	0,4	*-82,6*	36	81	30.360	33.410	20.440	19.830
37602	Ems	1.320	240	*-82,1*	2,3	0,3	*-86,0*	40	84	1.550	1.990	1.410	1.490
41002	Werra	520	80	*-83,8*	3,5	0,6	*-82,9*	20	74	400	380	190	130
42001	Fulda	600	190	*-68,0*	2	0,5	*-73,2*	47	77	830	990	380	370
48901	Aller	2.380	480	*-79,8*	2,2	0,4	*-81,6*	38	78	3.020	3.310	1.790	1.570
49103	Weser	5.010	1.070	*-78,7*	2,3	0,4	*-81,3*	37	78	5.890	6.710	3.700	3.400
53801	Schwarze Elster	470	100	*-78,1*	4,4	0,9	*-78,8*	14	63	290	300	100	60
54901	Mulde	1.170	530	*-55,1*	4,2	1,3	*-68,1*	12	42	760	1.070	380	110
56901	Saale	4.160	840	*-79,9*	3,6	0,8	*-79,2*	18	64	3.130	3.030	3.090	820
58901	Havel	2.100	430	*-79,7*	1,3	0,3	*-81,0*	68	87	4.290	4.590	1.740	570
59311	Elbe	10.210	2.380	*-76,7*	2,7	0,6	*-78,0*	38	71	10.260	10.890	6.510	2.420
69001	Oder	440	170	*-61,5*	2,8	1,1	*-60,8*	38	46	420	420	640	130
Nordsee Küste		5.640	840	*-85,0*	2,1	0,3	*-86,7*	42	86	7.190	8.120	5.230	5.660
Ostsee Küste		2.110	260	*-87,8*	2,9	0,3	*-88,9*	29	85	2.020	2.210	1.640	1.010
Nordsee gesamt		**48.150**	**9.520**	*-80,2*	**2,4**	**0,4**	*-82,1*	**37**	**80**	**55.260**	**61.120**	**37.290**	**32.800**
Ostsee gesamt		**2.550**	**430**	*-83,3*	**2,9**	**0,4**	*-84,5*	**31**	**78**	**2.450**	**2.630**	**2.280**	**1.140**
Schwarzes Meer		**6.150**	**1.410**	*-77,0*	**2,5**	**0,5**	*-80,9*	**35**	**76**	**6.730**	**8.100**	**4.950**	**4.920**
Deutschland		**56.850**	**11.350**	*-80,0*	**2,4**	**0,4**	*-82,1*	**37**	**79**	**64.440**	**71.850**	**44.520**	**38.850**



Karte 4.4: Einwohnerspezifische P-Emissionen aus kommunalen Kläranlagen 1985.



Karte 4.5: Einwohnerspezifische P-Emissionen aus kommunalen Kläranlagen 1995.

Bei der Analyse der P-Emissionen ist zu beachten, daß die einwohnerspezifische Abgabe (AG_{E_P}) sowohl regional als auch zeitlich unterschiedlich und durch die Menge bzw. den Rückgang der Waschmittelphosphate bestimmt ist (siehe Abschnitt 3.1.1.1). Die Rückgänge der P_E-Werte im Untersuchungszeitraum sind folglich in Flußgebieten auf dem Gebiet der neuen Bundesländer zu 55% und in denen der alten Länder zu 45% ausschließlich auf den Rückgang der spezifischen Abgaben zurückzuführen. Diese Werte haben somit den Charakter einer Mindestverringerung. Sie wird gewährleistet unabhängig von dem in einem Gebiet realisierten Anschlußgrad an weitergehend Phosphor eliminierende Kläranlagen.

Im Stromgebiet der Donau konnten die P-Emissionen zwischen 1985 und 1995 um 77% reduziert werden. Im Jahr 1995 wurden 1,4 kt P/a emittiert und dabei bei einer mittleren Reinigungsleistung von 76% ein spezifisches Emissionsniveau von 0,5 g P/(E·d) erreicht. In den Einzugsgebieten der Naab, der Großen Vils, des Inns, der Iller sowie der unteren Donau lagen nach Karte 4.4 1985 die spezifischen Emissionen mit Werten größer als 2,5 g P/(E·d) am höchsten. Dies ist in erster Linie auf den jeweils hohen Anteil der Frachtanteile aus der indirekt entsorgten Bevölkerung von bis zu 20% zurückzuführen (siehe Abbildung 4.2). Im Jahr 1995 traten besonders die Flußgebiete der Naab und der Großen Vils hervor. Der auch 1995 noch hohe Anteil aus der indirekt entsorgten Bevölkerung sowie die niedrige mittlere P-Eliminationsleistung von 68% führen in der Naab zu hohen P_E-Werten von 0,7 g P/(E·d). In der Naab werden nur 56% der Bevölkerung in gezielt Phosphor eliminierenden Anlagen entsorgt; in der gesamten Donau sind es 80%. Im Flußgebiet der Isar wurden 1995 mit einem P_E-Wert von 0,3 g P/(E·d), einer Frachtreduktion von 84% und einer Reinigungsleistung von im Mittel 84% im bundesweiten Vergleich mit die besten Werte realisiert.

Im Stromgebiet des Rheins reduzierten sich die Einträge aus kommunalen Kläranlagen zwischen 1985 und 1995 um 80% von etwa 26,0 auf 5,0 kt P/a. Die Emissionssituation des Jahres 1985 nach Karte 4.4 zeigt innerhalb des Rheingebiets ein relativ einheitliches Bild. Die meisten Flußgebiete weisen spezifische Emissionen in einem Bereich von 2,0-2,5 g P/(E·d) auf. Die damit verbundenen mittleren Reinigungsleistungen reichen von 32-36%. Bessere Emissionsniveaus wurden v. a. in den Einzugsgebieten der Ruhr und des Bodensees erreicht. Die schon in den späten sechziger Jahren im Rahmen der *Internationalen Gewässerschutzkommission für den Bodensee* (IGKB, 1972) formulierten Richtlinien zum Gewässerschutz und den damit verbundenen Anforderungen an die P-Elimination öffentlicher Kläranlagen zeigten bereits 1985 deutlich ihre Wirkung. Im Bereich des Bodensees konnten die innerhalb des Rheineinzugsgebiets niedrigsten P_E-Werte von kleiner 1,0 g P/(E·d) realisiert werden. Im Flußgebiet der Ruhr führte vor allem der Schutz der im Einzugsgebiet gelegenen 14 Trinkwassertalsperren zu einem verstärkten Einsatz der gezielten P-Elimination. Im Moselgebiet wurde mit 67% nur eine geringe Frachtreduktion erreicht. Die mittlere P-Eliminationsleistung lag 1995 mit 69% unter den Werten der anderen Flußgebiete des Rheins, die nach Tabelle 4.3 um 80% lagen. Auch in Verbindung mit dem zumindest für das Rheingebiet hohem Frachtanteil der indirekt entsorgten Bevölkerung von 7% (siehe Abbildung 4.2) wurde in der Mosel 1995 im Mittel nur ein P_E-Wert von ca. 0,7 g P/(E·d) realisiert.

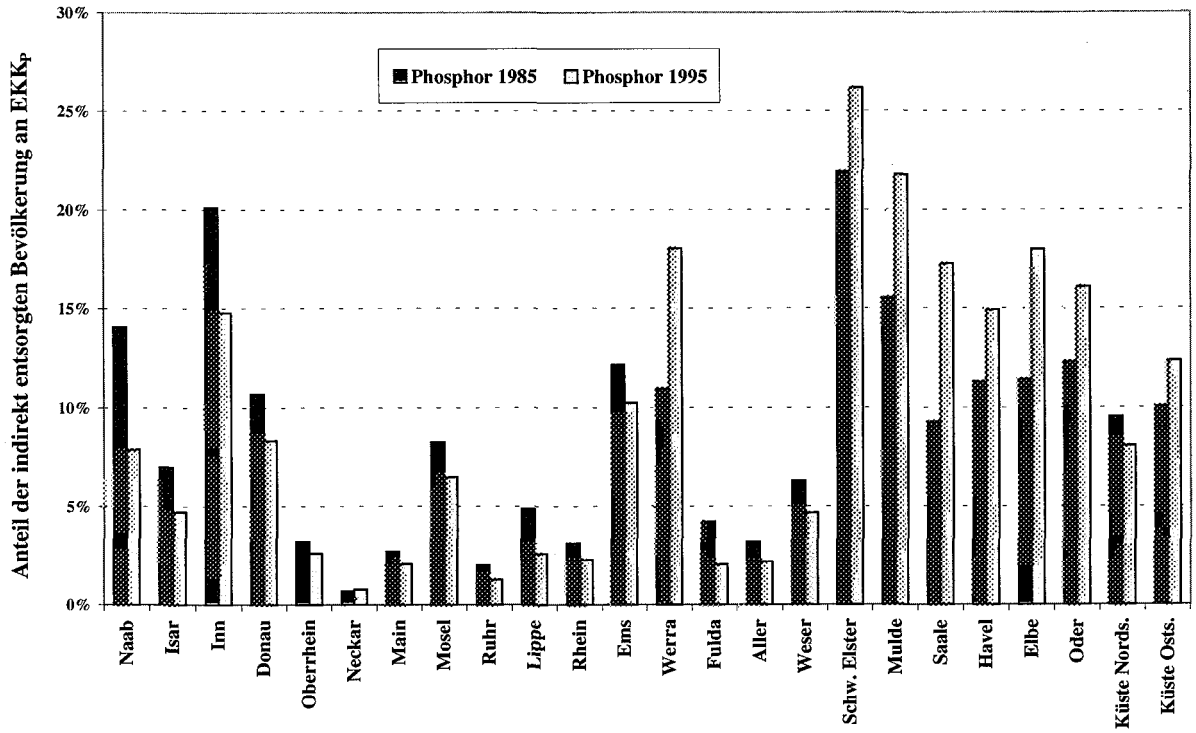


Abbildung 4.2: Anteil der in kommunalen Kläranlagen indirekt entsorgten Bevölkerung an den gesamten Phosphoremissionen (EKK_P) 1985 und 1995.

Im Stromgebiet der Elbe konnten im Zeitraum 1985-1995 die Phosphoremissionen aus öffentlichen Kläranlagen von etwa 10,2 auf 2,4 kt P/a vermindert werden. Das entspricht einer Reduktion von 77%. Vergleicht man das Stromgebiet der Elbe, dessen Einzugsgebiet zu einem großen Teil auf dem Gebiet der neuen Bundesländer liegt, mit dem ausschließlich in den alten Ländern liegenden Rheingebiet, so lag das 1995 in der Elbe erreichte Emissionsniveau mit einem P_E-Wert von 0,6 g P/(E·d) etwa ein Drittel über dem des Rheingebiets. Auch die mittlere Reinigungsleistung der Kläranlagen von 71% verdeutlicht das im Vergleich der großen Stromgebiete höhere Emissionsniveau der Elbe. Das Flußgebiet der Havel steuerte im Jahr 1985 einen Anteil von 20% an den insgesamt im Elbegebiet erfolgten Emissionen bei. Ein geringer Wert, wenn man berücksichtigt, daß im Havelgebiet mehr als 40% der im Elbegebiet an Kläranlagen angeschlossenen Bevölkerung lebt. Im Vergleich aller deutschen Flußgebiete wies die Havel 1985 mit 1,3 g P/(E·d) die geringsten spezifischen Emissionen und mit 68% die höchste mittlere P-Eliminationsleistung auf. Das niedrige Emissionsniveau wird besonders in Karte 4.4 deutlich. Die Gründe der guten Emissionssituation liegen in der bereits zu diesem Zeitpunkt im Raum Berlin eingeführten P-Elimination[1] sowie der in der Region verbreiteten Abwasserlandbehandlung. Auch 1995

[1] Nach einer Gewässerschutzvereinbarung vom 28. September 1982 zwischen der DDR und Berlin (West) wurde zum 1. Januar 1986 in den Berliner Klärwerken Falkenberg, Ruhleben und Marienfelde sowie in den bei Berlin liegenden Anlagen Münchehofe und Schönerlinde eine gezielte P-Elimination eingeführt. Aus Gründen der Verhältnismäßigkeit wurden die P-Stufen für die Emissionsabschätzung bereits für 1985 berücksichtigt.

wurden in der Havel mit einem P_E-Wert von 0,3 g P/(E·d) und einer Reinigungsleistung von im Mittel 87% im bundesweiten Vergleich sehr gute Leistungen realisiert. Die Flußgebiete von Saale, Mulde und Schwarzer Elster wiesen 1995 bundesweit die höchsten spezifischen Emissionen auf. Die Werte liegen zwischen 0,8 und 1,3 g P/(E·d) (vergleiche Karte 4.5). Die Tatsache, daß die größten Kläranlagen des Muldegebiets (Zwickau, Chemnitz), in denen ein Drittel der im Muldegebiet angeschlossenen Einwohner behandelt wurde, selbst 1995 nur eine mechanische Reinigungsstufe betrieben, ist mit Sicherheit der wichtigste Grund für das hohe Niveau. Auch die nach Abbildung 4.2 sehr hohen Anteile von bis zu 25%, die aus der Mitbehandlung der Fäkalschlämme resultieren, führen zu den hohen Werten.

Vergleich mit anderen Angaben

Vergleichsangaben über N- und P-Emissionen kommunaler Kläranlagen können für 1985 den Analysen von HAMM ET AL. (1991) und BEHRENDT (1994) sowie für 1995 den Angaben der Abwasserstatistik, der *Abwassertechnischen Vereinigung (ATV)*, von BORCHARDT & GEFFERS (1999), von FUCHS & HAHN (1999), dem RUHRVERBAND (1998) sowie vom *UBA* (1997) entnommen werden. Alle Vergleichswerte sind in Tabelle 4.4 angegeben.

Tabelle 4.4: Vergleich der Ergebnisse der N- und P-Emissionen kommunaler Kläranlagen in Deutschland mit anderen Angaben.

Jahr	Gebiet	EKK_N			EKK_P			Quelle
		Quelle	Nach Tab. 4.2	*Differenz*	Quelle	Nach Tab. 4.3	*Differenz*	
		[t N/a]		*[%]*	[t P/a]		*[%]*	
1985	ABL+BE (W)	235.000	249.820	*+6*	43.000	44.840	*+4*	HAMM ET AL. (1991)
1989	NBL+BE	57.420	57.810	*+1*	11.120	12.200	*+10*	BEHRENDT (1994)
1995	D	201.820	204.860	*+2*	9.850	11.350	*+15*	ATV (1996), STAT-ABW (1995)
1995	D	235.000	204.860	*-13*	17.000	11.350	*-33*	UBA (1997)
1995	D	193.840	204.860	*+6*	10.320	11.350	*10*	STAT-ABW (1995)
1995	Neckar	12.820	15.140	*+18*	910	820	*-10*	FUCHS & HAHN (1999)
1995	Lahn	2.790	3.410	*+22*	250	220	*-11*	BORCHARDT & GEFFERS (1999)
1997	Ruhr	6.370	6.010	*-6*	260	250	*-1*	RUHRVERBAND (1998)
1995	Donau	24.960	24.440	*-2*	1.500	1.410	*-6*	STAT-ABW (1995)
1995	Rhein	103.640	103.020	*-1*	5.050	5.180	*3*	STAT-ABW (1995)
1995	Weser	18.280	21.590	*+18*	1.080	1.220	*13*	STAT-ABW (1995)
1995	Elbe	31.430	39.020	*+24*	1.920	2.620	*37*	STAT-ABW (1995)

Es ist zu beachten, daß die in Tabelle 4.4 gemachten Angaben zur Abwasserstatistik 1995 nicht den Originalangaben entsprechen, sondern modifiziert wurden, um einen korrekten Vergleich zu den in den Tabellen 4.2 und 4.3 angegebenen Werten zu gewährleisten. Insbesondere mußte berücksichtigt werden, daß es sich bei den in der Statistik angegebenen N-Emissionen nur um die Summe der anorganischen Komponenten handelt. Um eine Angabe für Gesamtstickstoff zu erhalten, wurden zusätzlich die Emissionsanteile des organischen

Stickstoffs aus den angegebenen Abwassermengen und einer mittleren Ablaufkonzentration von 2,5 mg N/l berechnet (vergleiche Abschnitt 3.1.1.1). Die Vergleichswerte der *ATV* basieren auf mittleren Ablaufkonzentrationen von $C_{KA_{DIN}} = 18{,}0$ mg N/l und $C_{KA_{TP}} = 1{,}0$ mg P/l, die auf den Eigenkontrollmessungen von 5.822 Kläranlagen bzw. 89% der gesamten in Deutschland vorhandenen Ausbaugröße basieren. Aus den genannten Konzentrationen und unter Berücksichtigung des organischen Stickstoffanteils wurden in Verbindung mit den in der Abwasserstatistik angegebenen Abwassermengen die N- und P-Emissionen bestimmt.

Die Vergleichsangaben für 1985 bzw. 1989 stehen sowohl für Stickstoff als auch für Phosphor in sehr guter Übereinstimmung mit den in den Tabellen 4.2 und 4.3 angegebenen Werten. Auch die modifizierten Angaben der Abwasserstatistik sowie der *ATV* bestätigen für das gesamte Bundesgebiet für 1995 die Größenordnung der im Rahmen dieser Arbeit ermittelten Werte. Die bei den P-Emissionen mit 33% große Diskrepanz zur Angabe des *UBA* erklärt sich aus der Tatsache, daß es sich bei den Werten des *UBA* lediglich um Prognosen für das Jahr 1995 handelt, die von HAMM ET AL. (1991) und WERNER & WODSAK (1994) gemacht worden sind. Anscheinend wurde bei den Prognosen die Entwicklung der P-Eliminierung in den Kläranlagen unterschätzt oder der deutliche Unterschied der den Abschätzungen zu Grunde liegenden einwohnerspezifischen Abgaben (AG_{E_P}) kommt an dieser Stelle zum Ausdruck (vergleiche Abschnitt 3.1.1.1). Für die einzelnen Strom- und Flußgebiete existiert im Vergleich zu den statistischen Angaben und den Angaben anderer Autoren ebenfalls eine gute Übereinstimmung. Eine Ausnahme bildet insbesondere der Phosphor im Einzugsgebiet der Elbe. Als eine Erklärung kann der nach Abbildung 4.2 mit 18% hohe Frachtanteil der indirekt entsorgten Bevölkerung gesehen werden, der sich möglicherweise in den Angaben der Abwasserstatistik nicht ausreichend widerspiegelt.

4.1.1.2 Nährstoffeinträge von industriellen Direkeinleitern

Für die Ermittlung der Nährstoffeinträge von industriellen Direkteinleitern wurden, wie bereits in Abschnitt 2.2.3 ausgeführt, für die Jahre 1985 und 1995 die Ergebnisse der Untersuchungen von ROSENWINKEL & HIPPEN (1997) sowie weitere Literaturangaben (IKSR, 1989, 1999; HAMM ET AL., 1991; IKSE, 1992; BEHRENDT, 1994) genutzt. Zusätzlich wurden bei diesem Eintragspfad auch Stickstoffeinträge aus Sumpfungswässern des Braunkohletagebaus für Gebiete mit einem größeren Anteil solcher Flächen an der Bodenbedeckung berücksichtigt (persönliche Mitteilung LEßMANN, 1999).

Einen Überblick über die Nährstoffeinträge industrieller Direkteinleiter in die Flußgebiete Deutschlands und deren Veränderung gibt die Tabelle 4.5.

Tabelle 4.5: Nährstoffeinträge in die Flußgebiete Deutschlands durch industrielle Direkteinleiter ($EID_{N,P}$) 1985 und 1995 sowie deren Änderung.

ADR.	Gewässer	EID_P			EID_N		
		1985	1995	Änderung	1985	1995	Änderung
		[t P/a]		*[%]*	[t N/a]		*[%]*
14902	Naab	4					
16902	Isar	60	10	*-83,4*	100	26	*-73,4*
18902	Inn	380	70	*-81,6*	3.650	970	*-73,4*
19101	Donau	580	100	*-82,7*	4.780	1.270	*-73,4*
23704	Oberrhein	240	100	*-57,5*	4.860	960	*-80,2*
23801	Neckar	480	50	*-89,5*	10.030	1.990	*-80,2*
24901	Main	600	200	*-66,7*	12.420	4.110	*-66,9*
26901	Mosel	170	50	*-70,7*	3.550	670	*-81,2*
27601	Ruhr	3					
27801	Lippe	8					
27903	Rhein	3.370	590	*-82,4*	69.450	13.740	*-80,2*
37602	Ems	100	18	*-82,4*	1.130	300	*-73,4*
41002	Werra	2	5	*+95,7*		16	
42001	Fulda	3					
48901	Aller	14					
49103	Weser	300	50	*-81,6*	4.890	1.320	*-73,1*
53801	Schwarze Elster	38	0,4	*-98,9*	860	660	*-23,9*
54901	Mulde	290	48	*-83,2*	8.150	810	*-90,0*
56901	Saale	710	70	*-90,7*	19.590	4.510	*-77,0*
58901	Havel	840	24	*-97,1*	6.350	2.240	*-64,8*
59311	Elbe	2.350	160	*-93,1*	46.760	9.000	*-80,7*
69001	Oder	100	44	*-55,4*	400	1.080	*+171,2*
Nordsee Küste		45	280	*+510,5*		720	
Ostsee Küste		220	4	*-98,3*	900	50	*-94,0*
Nordsee gesamt		**6.160**	**1.100**	*-82,1*	**122.230**	**25.080**	*-79,5*
Ostsee gesamt		**330**	**48**	*-85,0*	**1.300**	**1.140**	*-12,4*
Schwarzes Meer		**580**	**100**	*-82,7*	**4.780**	**1.270**	*-73,4*
Deutschland		**7.070**	**1.250**	*-82,3*	**128.310**	**27.490**	*-78,6*

Für Flußgebiete, für die keine Angaben zu den industriellen Direkteinleitern verfügbar waren, enthält die Tabelle 4.5 keine Werte. Bei der Aufschlüsselung der früheren Angaben zu den Nährstoffeinträgen durch industrielle Direkteinleiter war oft keine eindeutige Zuordnung möglich bzw. fehlten auch einzelne Einleiter. Dies ist der Grund dafür, daß beispielsweise in der Oder eine Zunahme festgestellt wird.

Insgesamt kann man jedoch auf Basis der Werte in Tabelle 4.5 feststellen, daß sich die Einträge durch industrielle Direkteinleiter deutlich vermindert haben. So ist bundesweit für Phosphor ein Rückgang um 82% und für Stickstoff ein Rückgang um 79% zu verzeichnen.

4.1.2 Diffuse Einträge in Deutschland

4.1.2.1 Direkteintrag in die Gewässer durch atmosphärische Deposition

Die Tabelle 4.6 gibt einen Überblick zu den aus den EMEP-Rasterdaten für die einzelnen Flußgebiete abgeleiteten spezifischen Depositionsraten von Ammonium und Stickoxiden sowie der Summe beider N-Depositionsraten in den Jahren 1985 und 1996 (siehe Karte 2.12) sowie deren Veränderung.

Tabelle 4.6: Mittlere atmosphärische N-Deposition in den Jahren 1985 und 1996 für die Flußgebiete Deutschlands (berechnet auf der Basis der EMEP-Daten; TSYRO, 1998a, b).

ADR.	Gewässer	1985			1996			Änderung	
		$NH_{4_{DEP}}$	$NO_{X_{DEP}}$	N_{DEP}	$NH_{4_{DEP}}$	$NO_{X_{DEP}}$	N_{DEP}	$NH_{4_{DEP}}$	$NO_{X_{DEP}}$
		[kg N/(ha·a)]						*[%]*	
14902	Naab	14,5	10,1	24,6	8,2	6,5	14,7	*-43,4*	*-36,1*
16902	Isar	12,7	11,0	23,7	13,9	6,0	20,0	*+9,5*	*-45,2*
18902	Inn	9,9	8,8	18,7	9,6	4,8	14,4	*-3,5*	*-45,1*
19101	Donau	12,3	9,7	22,1	10,7	5,7	16,3	*-13,4*	*-42,0*
23704	Oberrhein	10,1	7,2	17,3	9,0	6,2	15,2	*-10,3*	*-14,1*
23801	Neckar	8,5	7,9	16,4	8,4	7,7	16,1	*-1,3*	*-2,9*
24901	Main	11,6	10,0	21,6	7,5	7,4	14,9	*-35,0*	*-26,0*
26901	Mosel	8,7	8,8	17,4	7,4	8,8	16,2	*-14,7*	*+0,4*
27601	Ruhr	21,2	12,1	33,3	11,1	12,0	23,1	*-47,5*	*-0,7*
27801	Lippe	22,3	11,1	33,4	13,2	12,2	25,3	*-40,9*	*+9,8*
27903	Rhein	11,0	9,0	20,0	8,5	8,4	16,9	*-22,3*	*-6,9*
37602	Ems	22,3	10,7	33,0	14,0	10,7	24,7	*-37,2*	*0,0*
41002	Werra	13,5	12,4	25,9	8,3	7,7	16,0	*-38,4*	*-37,8*
42001	Fulda	11,4	12,4	23,9	9,2	8,7	17,9	*-19,4*	*-29,8*
48901	Aller	14,6	9,7	24,3	9,6	8,8	18,5	*-33,9*	*-9,0*
49103	Weser	14,9	10,7	25,6	9,9	8,9	18,8	*-33,3*	*-17,1*
53801	Schwarze Elster	11,8	11,1	22,9	6,4	7,2	13,7	*-45,4*	*-35,0*
54901	Mulde	13,4	12,1	25,5	7,7	7,7	15,4	*-42,4*	*-36,4*
56901	Saale	12,9	11,8	24,7	8,4	7,5	15,8	*-35,0*	*-36,9*
58901	Havel	11,7	9,0	20,7	7,0	7,0	14,0	*-40,3*	*-22,5*
59311	Elbe	12,0	10,3	22,3	7,6	7,0	14,6	*-36,6*	*-31,9*
69001	Oder	9,7	7,9	17,6	7,8	6,8	14,6	*-20,0*	*-13,3*
Nordsee Küste		19,1	8,7	27,7	13,2	9,1	22,3	*-30,5*	*+4,5*
Ostsee Küste		12,2	7,4	19,6	7,9	5,7	13,6	*-35,2*	*-23,3*
Nordsee gesamt		**12,8**	**9,6**	**22,5**	**9,0**	**8,1**	**17,0**	*-30,2*	*-16,3*
Ostsee gesamt		**10,2**	**7,8**	**18,0**	**7,8**	**6,6**	**14,4**	*-23,2*	*-15,0*
Schwarzes Meer		**12,3**	**9,7**	**22,1**	**10,7**	**5,6**	**16,3**	*-13,5*	*-42,0*
Deutschland		**12,2**	**9,2**	**21,4**	**8,9**	**7,4**	**16,3**	*-26,6*	*-19,6*

Diese spezifischen Depositionsraten sind das Ergebnis komplexer Transport- und Ausbreitungsberechnungen für ganz Europa und liegen in verschiedenen Rasterformaten für die beiden berücksichtigten Jahre vor (1985: 150 km; 1996: 50 km). Veränderungen in den

Depositionsraten können deshalb einigen Flußgebieten zum Teil durch die höhere Auflösung im Jahr 1996 verursacht sein. Dies ist bei der Interpretation der Daten zu berücksichtigen.

Bei der Interpretation der Veränderungen der N-Depositionsraten ist zu beachten, daß diese nicht nur auf Veränderungen innerhalb Deutschlands bzw. innerhalb der Flußgebiete zurückzuführen sind, sondern ebenfalls durch Vergrößerung bzw. Verringerungen der N-Emissionen außerhalb der Flußgebiete verursacht sein können. Damit ist keine klare Zuordnung der Veränderungen auf Ursachen innerhalb Deutschlands möglich.

Insgesamt kann man davon ausgehen, daß sich die Ammoniumdepositionsraten in Deutschland um 27% vermindert haben, wobei die Verringerungen in den Einzugsgebieten der Nord- und Ostsee deutlich höher ausfallen als im Donaugebiet. Demgegenüber sind jedoch die Verminderungen bei den Stickoxiddepositionsraten im Donaugebiet mehr als doppelt so groß, wie im übrigen Deutschland, so daß man in Bezug auf die Summe von Ammonium- und Stickoxidemissionen davon ausgehen kann, daß die Veränderungen in den Einzugsgebieten von Nord- und Ostsee sowie vom Schwarzem Meer recht ähnlich sind.

Depositionsraten von mehr als 20 kg N/(ha·a) treten in der Isar, im unteren Einzugsgebiet des Rheins, sowie im Gebiet der Ems und an der Nordseeküste auf. Demgegenüber sind die Depositionsraten in den Flußgebieten der neuen Bundesländer mit 13 bis 16 kg N/(ha·a) vergleichsweise gering. Auch sind für diese Flußgebiete die Verminderungen in der N-Deposition am größten. Dies ist vor allem auf die Verringerung der Tierbestände in den neuen Bundesländern zurückzuführen.

Die Ergebnisse der Berechnungen zu den Stickstoff- und Phosphoreinträgen infolge direkter Deposition auf die Gewässerflächen eines Flußgebietes zeigt die Tabelle 4.7. Da darin auch Veränderungen in der Wasserfläche gemäß den Ergebnissen der Gemeindestatistik eingehen, sind die Veränderungen in den N-Einträgen dieses Pfades für die einzelnen Flußgebiete nicht unbedingt mit den Veränderungen in Tabelle 4.6 identisch. Insgesamt haben sich nach Tabelle 4.7 die Stickstoffeinträge infolge direkter atmosphärischer Deposition um ca. 3.500 t N/a bzw. um 25% auf 10.500 t N/a vermindert. Die Verminderung ist mit 20% im Donaugebiet am geringsten und im Einzugsgebiet der Ostsee mit 29% am höchsten. Für die einzelnen Flußgebiete kann wiederum festgestellt werden, daß die Reduzierung der N-Einträge aus atmosphärischer Deposition in den Flußgebieten der neuen Bundesländer mit mehr als 30% höher ist als in den übrigen Flußgebieten mit Ausnahme der Naab.

Bei den Phosphoreinträgen aus atmosphärischer Deposition wurde von einer Verminderung der spezifischen Depositionsraten von 0,7 (NBL) bzw. 0,4 (ABL) auf 0,37 kg P/(ha·a) für alle Flußgebiete ausgegangen (siehe Abschnitt 3.1.2.2). Dementsprechend liegt auch die Verminderung der P-Einträge über die direkte atmosphärische Deposition auf die Gewässerflächen in allen Flußgebieten bei ca. 28%. Abweichungen davon sind auf die veränderten Gewässerflächen gemäß der Gemeindestatistik zurückzuführen.

Nach den vorliegenden Abschätzungen kann man für Phosphor davon ausgehen, daß die Einträge aus atmosphärischer Deposition z. Zt. bei 230 t P/a liegen und seit der Mitte der achtziger Jahre um 100 t P/a abgenommen haben.

Tabelle 4.7: Nährstoffeinträge in die Flußgebiete Deutschlands infolge atmosphärischer Deposition auf die Gewässeroberfläche (EAD_P, EAD_N) in den Zeiträumen 1983-1987 und 1993-1997 sowie deren Änderung.

ADR.	Gewässer	EAD_P			EAD_N		
		1983-87	1993-97	Änderung	1983-87	1993-97	Änderung
		[t P/a]		*[%]*	[t N/a]		*[%]*
14902	Naab	3	2	*-5,7*	160	100	*-39,5*
16902	Isar	7	6	*-7,0*	420	360	*-14,6*
18902	Inn	6	6	*-7,5*	330	330	*+0,2*
19101	Donau	30	29	*-5,7*	1.790	1.440	*-19,8*
23704	Oberrhein	11	11	*-7,2*	520	420	*-18,6*
23801	Neckar	3	3	*-3,1*	130	140	*+3,1*
24901	Main	9	8	*-4,7*	470	340	*-27,6*
26901	Mosel	3	3	*-6,0*	130	120	*-8,6*
27601	Ruhr	2	2	*-6,8*	200	140	*-29,8*
27801	Lippe	2	2	*-6,6*	170	130	*-23,5*
27903	Rhein	48	46	*-5,4*	2.760	2.300	*-16,8*
37602	Ems	4	4	*+2,2*	310	250	*-18,6*
41002	Werra	3	1	*-46,9*	90	60	*-37,2*
42001	Fulda	2	2	*-5,1*	150	110	*-24,0*
48901	Aller	6	6	*-1,1*	380	310	*-18,9*
49103	Weser	16	14	*-9,7*	960	740	*-22,5*
53801	Schwarze Elster	7	4	*-47,1*	240	140	*-41,1*
54901	Mulde	5	2	*-47,2*	170	100	*-39,5*
56901	Saale	17	9	*-47,1*	600	380	*-36,4*
58901	Havel	50	29	*-46,3*	1.610	1.110	*-31,1*
59311	Elbe	130	70	*-45,9*	4.060	2.700	*-33,3*
69001	Oder	5	3	*-47,1*	130	90	*-28,9*
Nordsee Küste		29	26	*-10,4*	1.960	1.510	*-22,9*
Ostsee Küste		60	39	*-38,7*	2.080	1.470	*-29,5*
Nordsee gesamt		**230**	**160**	*-29,4*	**10.040**	**7.510**	*-25,2*
Ostsee gesamt		**70**	**41**	*-39,3*	**2.210**	**1.560**	*-29,4*
Schwarzes Meer		**30**	**29**	*-5,7*	**1.790**	**1.440**	*-19,9*
Deutschland		**330**	**230**	*-29,2*	**14.050**	**10.510**	*-25,2*

4.1.2.2 Nährstoffeinträge durch Abschwemmung

Bei den Berechnungen der Nährstoffeinträge durch Abschwemmung ist ein Vergleich lediglich mit den früheren von WERNER ET AL. (1991) bzw. WERNER & WODSAK (1994) veröffentlichten Werten für die alten und neuen Bundesländer möglich (siehe Tabelle 4.8). Dabei zeigt sich, daß die quantifizierten Stickstoffeinträge für die alten Bundesländer recht gut übereinstimmen. Für die neuen Bundesländer zeigen sich größere Abweichungen, die

vorwiegend auf die deutlich geringeren Oberflächenabflußmengen (im Mittel für die Periode 1983-1987 3 mm/m²) im Vergleich zu den von WERNER & WODSAK (1994) angenommenen Werten (10 mm/m²) zurückzuführen sind. Für Phosphor liegen die von WERNER ET AL. (1991) abgeschätzten Einträge infolge Abschwemmung insgesamt deutlich über den hier abgeschätzten Mengen. Die Ursache dafür ist vor allem darin begründet, daß WERNER ET AL. (1991) von einer gelösten P-Konzentration von 0,79 mg P/l für den gesamten Oberflächenabfluß ausgegangen sind. Da Oberflächenabfluß aber nicht nur auf der Ackerfläche vorkommt und andere Flächen mit Oberflächenabfluß zumeist einen deutlich niedrigeren P-Sättigungsgrad des Bodens aufweisen, muß man, wie in Abschnitt 3.1.2.3 angenommen, insgesamt von deutlich geringeren P-Konzentrationen bei diesem Eintragspfad ausgehen.

Tabelle 4.8: Vergleich der Nährstoffeinträge über Abschwemmung ($ERO_{N,P}$) in die Fließgewässer Deutschlands sowie der alten und neuen Bundesländer für den Zeitraum 1983-87 bzw. die Jahre 1987 (ABL) und 1988/89 (NBL) nach WERNER & WODSAK (1994) und MONERIS.

Gebiet	ERO_P		ERO_N	
	MONERIS	WERNER & WODSAK (1994)	MONERIS	WERNER & WODSAK (1994)
	[t P/a]		[t N/a]	
Deutschland	2.520	7.960	13.350	17.980
Alte Bundesländer	2.360	7.100	12.580	15.400
Neue Bundesländer	160	860	770	2.580

Die Karten 4.6 und 4.7 geben einen Überblick über die regionale Differenzierung der an den Oberflächenabfluß gekoppelten gelösten Nährstoffeinträge im Zeitraum 1993-97. Dabei werden in beiden Karten die flächenspezifischen Phosphor- und Stickstoffeinträge über Abschwemmung ausgewiesen. Entsprechend der Grundannahmen zeigen sich solche Flußgebiete als Schwerpunkte für Phosphoreinträge aus Abschwemmung, die sich durch hohen Oberflächenabfluß und einen hohen Anteil von Ackerland auszeichnen (z. B. Alpenvorland, oberes Rheingebiet). Demgegenüber sind die Einträge durch Abschwemmung in den Flußgebieten des nordostdeutschen Tieflandes und der unteren Saale um eine Größenordnung und mehr geringer, was insbesondere auf die berechneten sehr geringen Oberflächenabflüsse in diesen Gebieten zurückzuführen ist.

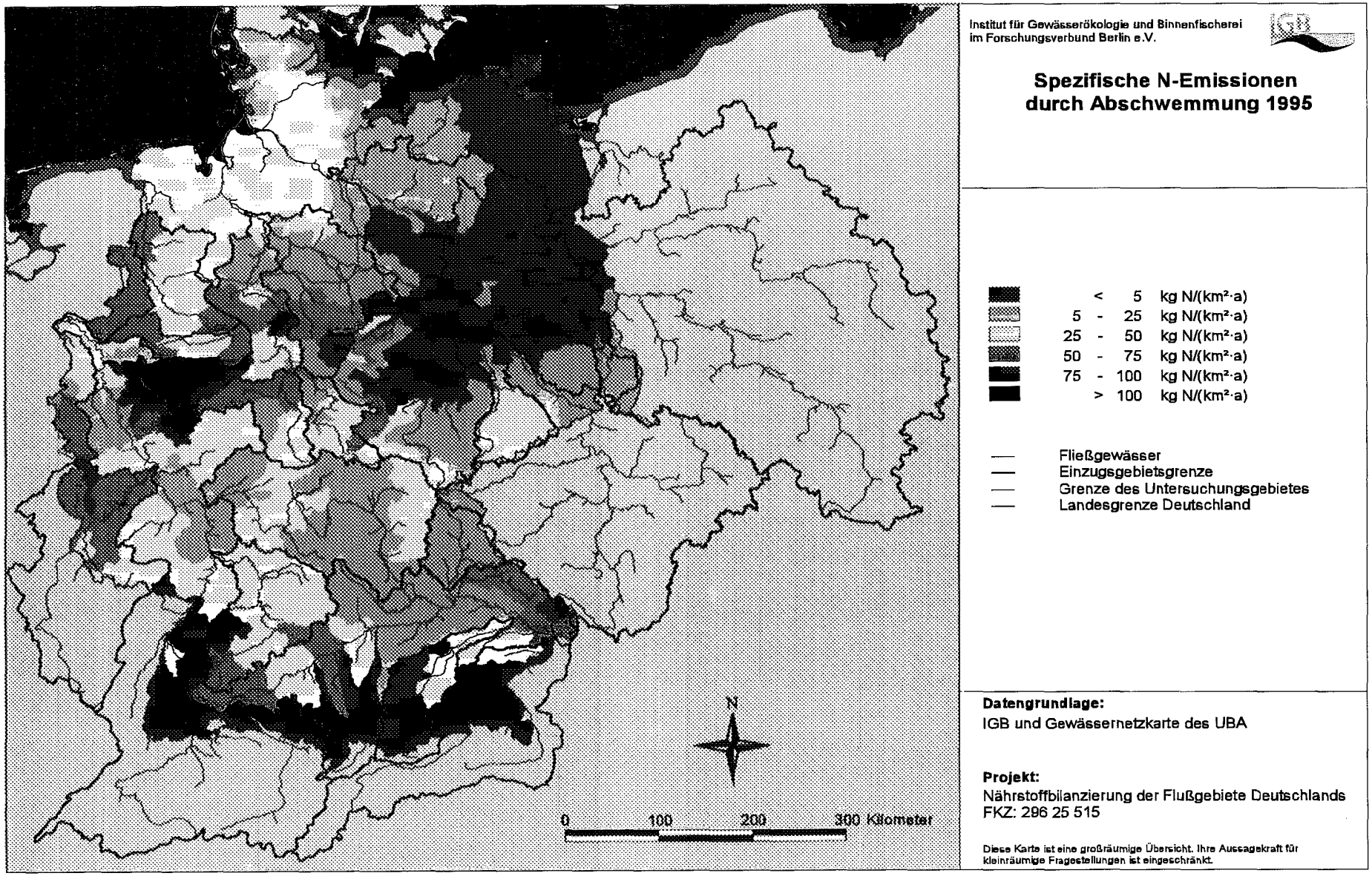
Für Stickstoff zeigt sich infolge der relativ geringen Variation der Konzentrationen im Niederschlag noch ein deutlicherer Zusammenhang zwischen den Gebieten mit hohem Oberflächenabfluß und hohen flächenspezifischen Einträgen aus der Abschwemmung. Dementsprechend zeichnen sich hier ebenfalls die Flußgebiete im Alpenvorland, im oberen Rhein und im unteren ostrheinischen Gebiet durch hohe Einträge aus. Im Elbeeinzugsgebiet wurden lediglich für die obere Unstrut und die obere Bode ähnlich hohe spezifische N-Einträge abgeschätzt. Für die meisten Flußgebiete des nordostdeutschen Flachlandes wurden nur geringe Stickstoffeinträge über Abschwemmung quantifiziert.

In der Tabelle 4.9 sind die Nährstoffeinträge durch Abschwemmung und deren Änderung aufgelistet.

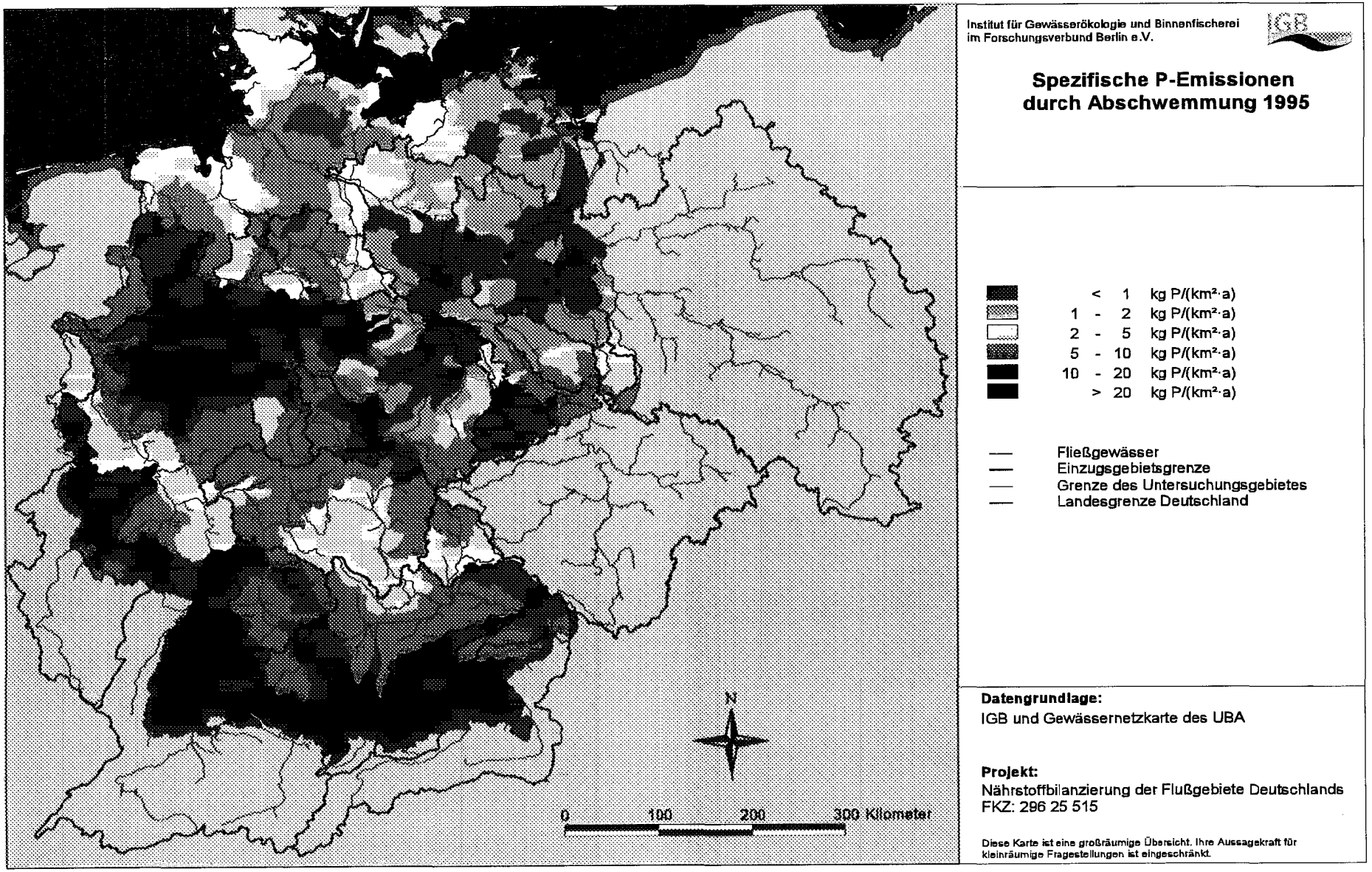
Tabelle 4.9: Nährstoffeinträge in die Flußgebiete Deutschlands durch Abschwemmung ($ERO_{N,P}$) in den Zeiträumen 1983-1987 und 1993-1997 sowie deren Änderung.

ADR.	Gewässer	ERO_P				ERO_N			
		1983-87	1993-97	Änderung	abflußber. Änderung	1983-87	1993-97	Änderung	abflußber. Änderung
		[t P/a]		[%]		[t N/a]		[%]	
14902	Naab	18	22	*+18,9*	*0,0*	150	100	*-29,3*	*-39,0*
16902	Isar	120	150	*+29,8*	*0,0*	770	810	*+4,6*	*-11,7*
18902	Inn	140	190	*+35,5*	*0,0*	980	1.150	*+17,6*	*-7,1*
19101	Donau	620	810	*+30,8*	*0,0*	4.090	4.190	*+2,3*	*-16,5*
23704	Oberrhein	360	370	*+1,2*	*0,0*	1.590	1.460	*-8,0*	*-11,2*
23801	Neckar	180	210	*+16,2*	*0,0*	590	650	*+9,6*	*-3,9*
24901	Main	150	160	*+7,3*	*0,0*	680	530	*-21,9*	*-27,5*
26901	Mosel	110	130	*+13,7*	*0,0*	480	500	*+4,3*	*-8,6*
27601	Ruhr	120	140	*+17,5*	*0,0*	730	590	*-18,8*	*-28,8*
27801	Lippe	48	70	*+37,9*	*0,0*	260	260	*+1,6*	*-22,7*
27903	Rhein	1.230	1.320	*+6,9*	*0,0*	5.660	5.110	*-9,7*	*-15,3*
37602	Ems	70	110	*+74,7*	*0,0*	370	460	*+22,6*	*-23,4*
41002	Werra	34	60	*+70,5*	*0,0*	170	170	*-0,2*	*-36,1*
42001	Fulda	70	70	*+0,1*	*0,0*	360	270	*-25,0*	*-25,1*
48901	Aller	100	160	*+65,2*	*0,0*	400	490	*+23,1*	*-20,6*
49103	Weser	280	410	*+46,5*	*0,0*	1.340	1.380	*+3,1*	*-24,9*
53801	Schwarze Elster	4	16	*+305,7*	*0,0*	19	42	*+118,7*	*-38,9*
54901	Mulde	24	70	*+202,6*	*0,0*	110	180	*+64,1*	*-36,5*
56901	Saale	70	140	*+100,5*	*0,0*	310	390	*+24,3*	*-31,4*
58901	Havel	6	31	*+452,6*	*0,0*	27	100	*+250,9*	*-30,7*
59311	Elbe	120	320	*+159,5*	*0,0*	570	890	*+56,9*	*-32,6*
69001	Oder	3	7	*+123,7*	*0,0*	13	22	*+68,5*	*-22,5*
Nordsee Küste		160	240	*+46,9*	*0,0*	1.130	1.290	*+14,2*	*-17,6*
Ostsee Küste		32	70	*+109,8*	*0,0*	140	200	*+40,8*	*-24,7*
Nordsee gesamt		**1.870**	**2.480**	***+28,8***	***0,0***	**9.080**	**9.140**	***+0,6***	***-18,4***
Ostsee gesamt		**35**	**70**	***+111,0***	***0,0***	**160**	**220**	***+43,0***	***-24,5***
Schwarzes Meer		**620**	**810**	***+30,8***	***0,0***	**4.110**	**4.200**	***+2,2***	***-16,6***
Deutschland		**2.520**	**3.290**	***+30,4***	***0,0***	**13.350**	**13.560**	***+1,6***	***-17,9***

Während bei Phosphor (siehe Abschnitt 3.1.2.3) entsprechend den Modellvoraussetzungen die Einträge über Abschwemmung sich abflußbereinigt nicht verändert haben, kann man bei Stickstoff infolge der Verminderung der atmosphärischen Deposition auch abflußbereinigt von verringerten Einträgen ausgehen. Diese Verminderungen liegen in den einzelnen Flußgebieten zwischen 4% und 40% und betragen für Deutschland insgesamt 18%.



Karte 4.6: Spezifische N-Emissionen durch Abschwemmung 1995.



Karte 4.7: Spezifische P-Emissionen durch Abschwemmung 1995.

4.1.2.3 Nährstoffeinträge durch Erosion

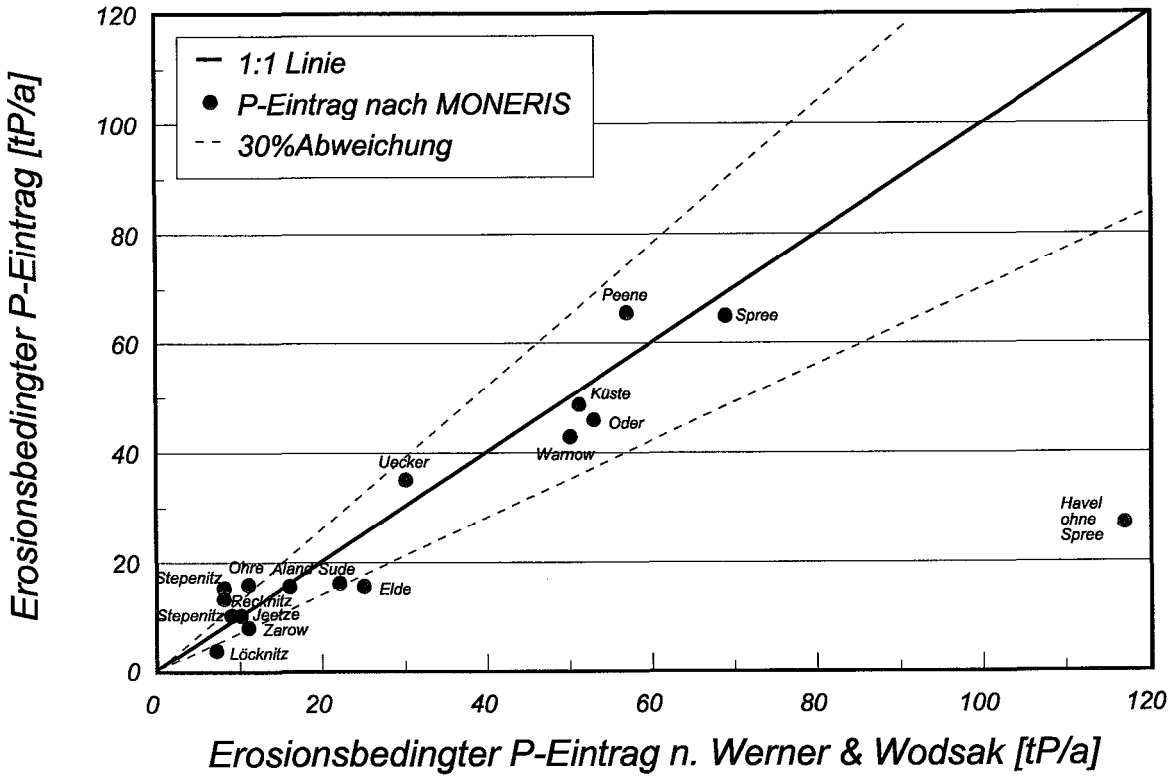
Auch bei den Nährstoffeinträgen über Erosion ist zunächst ein Vergleich mit den Ergebnissen von WERNER ET AL. (1991) sowie WERNER & WODSAK (1994) möglich. In der Tabelle 4.10 sind die entsprechenden Ergebnisse für die über Erosion eingetragenen partikulären Nährstoffe für die alten und neuen Bundesländer sowie für Deutschland insgesamt für den Zeitraum vor 1990 aufgeführt, wobei lediglich die von WERNER ET AL. (1991) und WERNER & WODSAK (1994) ermittelten Werte für Einzugsgebietsgrößen von 1.000 km² genutzt wurden. Aus Tabelle 4.10 wird ersichtlich, daß die mit Hilfe des hier beschriebenen Ansatzes berechneten P-Einträge über die Erosion in allen drei Gebieten um ca. 30% größer sind als die vormals geschätzten. Demgegenüber werden bei Stickstoff die mit MONERIS abgeschätzten erosionsbedingten Einträge im Vergleich zu früheren Annahmen in den alten Bundesländern um 10% unterschätzt und für die neuen Bundesländer um 20% überschätzt.

Tabelle 4.10: Vergleich der Nährstoffeinträge über Erosion ($EER_{N,P}$) in die Fließgewässer Deutschlands sowie der alten und neuen Bundesländer für den Zeitraum 1983-87 bzw. die Jahre 1987 (ABL) und 1988/89 (NBL) nach WERNER & WODSAK (1994) und MONERIS.

Gebiet	EER_P		EER_N	
	MONERIS	WERNER & WODSAK (1994)	MONERIS	WERNER & WODSAK (1994)
	[t P/a]		[t N/a]	
Deutschland	7.490	5.390	12.200	12.350
Alte Bundesländer	5.460	3.900	8.750	9.600
Neue Bundesländer	2.040	1.490	3.450	2.750

Da für die neuen Bundesländer eine nahezu gleiche Datenbasis für den Bodenabtrag (siehe Karte 3.4) verwendet wurde und sich auch die verwendeten P-Gehalte der Böden kaum unterscheiden, muß die Ursache für die Unterschiede vor allem in den verschiedenen Ansätzen für die Abschätzung des erosionsverursachten Sedimenteintrages (SDR-Modell) und des Anreicherungsverhältnisses gesehen werden.

Für eine Überprüfung der flußgebietsbezogenen Angaben zu den Einträgen über Erosion konnten die Angaben von WERNER & WODSAK (1994) für insgesamt 17 Flußgebiete des Lockergesteinsbereiches in den neuen Bundesländern direkt mit den MONERIS- Ergebnissen verglichen werden. Dieser Vergleich ist in der Abbildung 4.3 dargestellt. Es ist ersichtlich, daß die Modelle für die partikulären Nährstoffe über Erosion für 16 der 17 Einzugsgebiete sehr ähnliche Ergebnisse liefern. Lediglich für das Teilgebiet der Havel ohne Spree werden von dem hier vorgestellten Modell deutlich geringere Einträge geschätzt, als bei WERNER & WODSAK (1994) angegeben. Dieser Unterschied ist vermutlich vor allem auf die Berücksichtigung des Gefälles bei der vorgestellten Berechnung des SDR-Verhältnisses zurückzuführen. Im Havelgebiet ist das mittlere Gefälle und damit auch das SDR vergleichsweise gering.



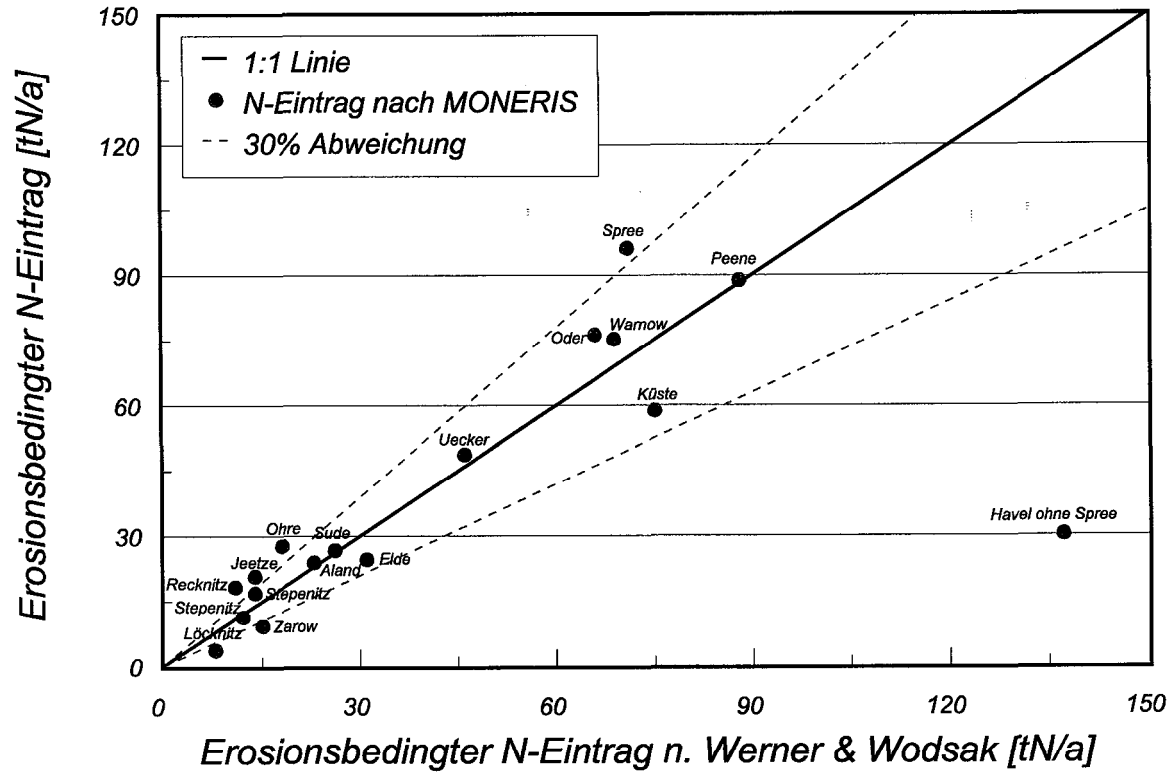


Abbildung 4.3: Vergleich der geschätzten erosionsbedingten Nährstoffeinträge für Flußgebiete des Lockergesteinsbereiches nach WERNER & WODSAK (1994) und nach MONERIS.

Eine weitere Ursache für die Unterschiede bei den erosionsbedingten Nährstoffeinträgen in die Havel scheint in der verschiedenen Auflösung der Basisdaten für den Bodenabtrag zu liegen. So wurden von WERNER & WODSAK (1994) aggregierte Kreisdaten verwendet, während den Berechnungen von MONERIS eine Karte der Bodenabtragspotentiale auf Gemeindebasis zugrunde lag (siehe Karte 3.4). Die auf Gemeindebasis ermittelten Bodenabträge für das Havelgebiet ohne die Spree liegen bereits um ein Drittel unter denen von WERNER & WODSAK (1994) angegebenen Werten. Insgesamt können wir jedoch allein auf der Basis der Modellergebnisse nicht entscheiden, welches Ergebnis besser oder schlechter ist.

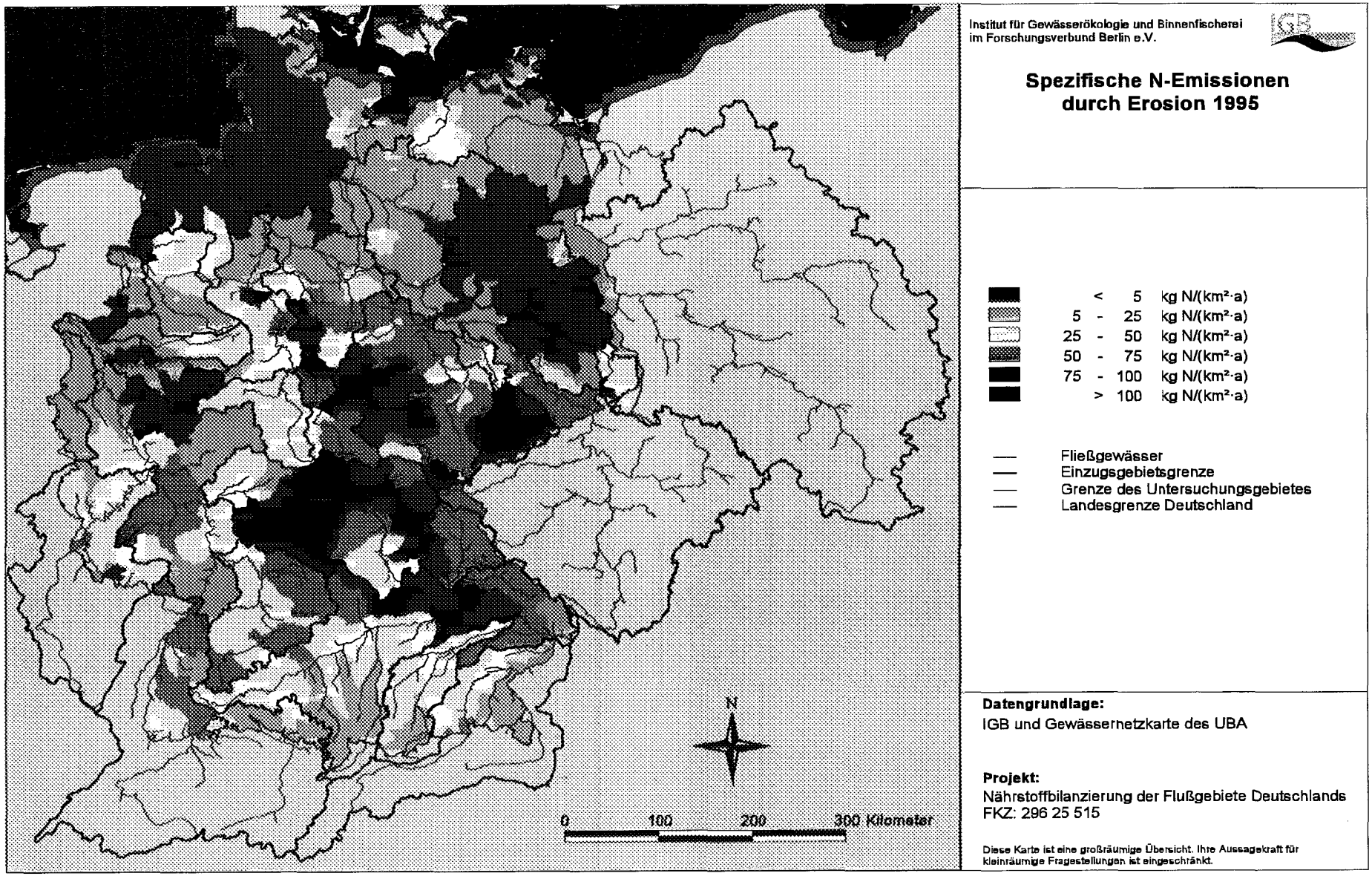
Tabelle 4.11: Nährstoffeinträge in die Flußgebiete Deutschlands durch Erosion ($EER_{N,P}$) in den Zeiträumen 1983-1987 und 1993-1997 sowie deren Änderung.

ADR.	Gewässer	EER_P				EER_N			
		1983-87	1993-97	Änderung	abflußber. Änderung	1983-87	1993-97	Änderung	abflußber. Änderung
		[t P/a]		[%]		[t N/a]		[%]	
14902	Naab	120	150	*+20,5*	*+9,2*	300	330	*+10,1*	*0,0*
16902	Isar	230	260	*+11,9*	*+7,6*	210	220	*+4,0*	*0,0*
18902	Inn	250	300	*+20,4*	*+7,0*	240	270	*+13,8*	*0,0*
19101	Donau	1.660	1.910	*+14,8*	*+7,9*	2.340	2.490	*+6,2*	*0,0*
23704	Oberrhein	320	350	*+8,1*	*+6,0*	500	510	*+2,5*	*0,0*
23801	Neckar	410	450	*+8,8*	*+7,2*	700	710	*+1,9*	*0,0*
24901	Main	1.060	1.190	*+12,5*	*+7,5*	1.990	2.100	*+5,7*	*0,0*
26901	Mosel	120	120	*+5,2*	*+7,3*	290	290	*-2,5*	*0,0*
27601	Ruhr	24	22	*-11,1*	*+9,8*	32	25	*-20,9*	*0,0*
27801	Lippe	110	120	*+7,1*	*+10,5*	150	140	*-2,8*	*0,0*
27903	Rhein	2.560	2.770	*+7,8*	*+7,4*	4.570	4.610	*+1,0*	*0,0*
37602	Ems	100	110	*+10,3*	*+12,1*	210	210	*-1,4*	*0,0*
41002	Werra	150	150	*-3,1*	*+4,9*	340	320	*-8,0*	*-0,3*
42001	Fulda	120	120	*+0,5*	*+7,1*	200	190	*-6,1*	*0,0*
48901	Aller	420	450	*+7,1*	*+9,2*	570	560	*-2,1*	*0,0*
49103	Weser	960	1.000	*+4,0*	*+8,4*	1.460	1.400	*-4,3*	*-0,1*
53801	Schwarze Elster	50	50	*+0,8*	*+6,5*	70	60	*-5,5*	*0,0*
54901	Mulde	260	260	*-0,6*	*+5,7*	520	490	*-6,1*	*0,0*
56901	Saale	960	1.000	*+3,9*	*+4,4*	1.620	1.610	*-0,5*	*0,0*
58901	Havel	90	100	*+11,1*	*+7,2*	120	130	*+5,1*	*0,0*
59311	Elbe	1.680	1.740	*+3,6*	*+5,2*	2.880	2.830	*-1,6*	*0,0*
69001	Oder	60	70	*+12,8*	*+7,8*	100	100	*+4,4*	*0,0*
Nordsee Küste		140	160	*+14,8*	*+11,4*	210	210	*+3,0*	*0,0*
Ostsee Küste		330	350	*+6,5*	*+7,2*	430	430	*-0,4*	*0,0*
Nordsee gesamt		**5.440**	**5.770**	***+6,1***	***+7,1***	**9.330**	**9.270**	***-0,6***	***0,0***
Ostsee gesamt		**390**	**420**	***+7,5***	***+7,3***	**530**	**530**	***+0,5***	***0,0***
Schwarzes Meer		**1.660**	**1.910**	***+14,9***	***+7,9***	**2.340**	**2.490**	***+6,4***	***0,0***
Deutschland		**7.490**	**8.100**	***+8,1***	***+7,3***	**12.200**	**12.290**	***+0,8***	***0,0***

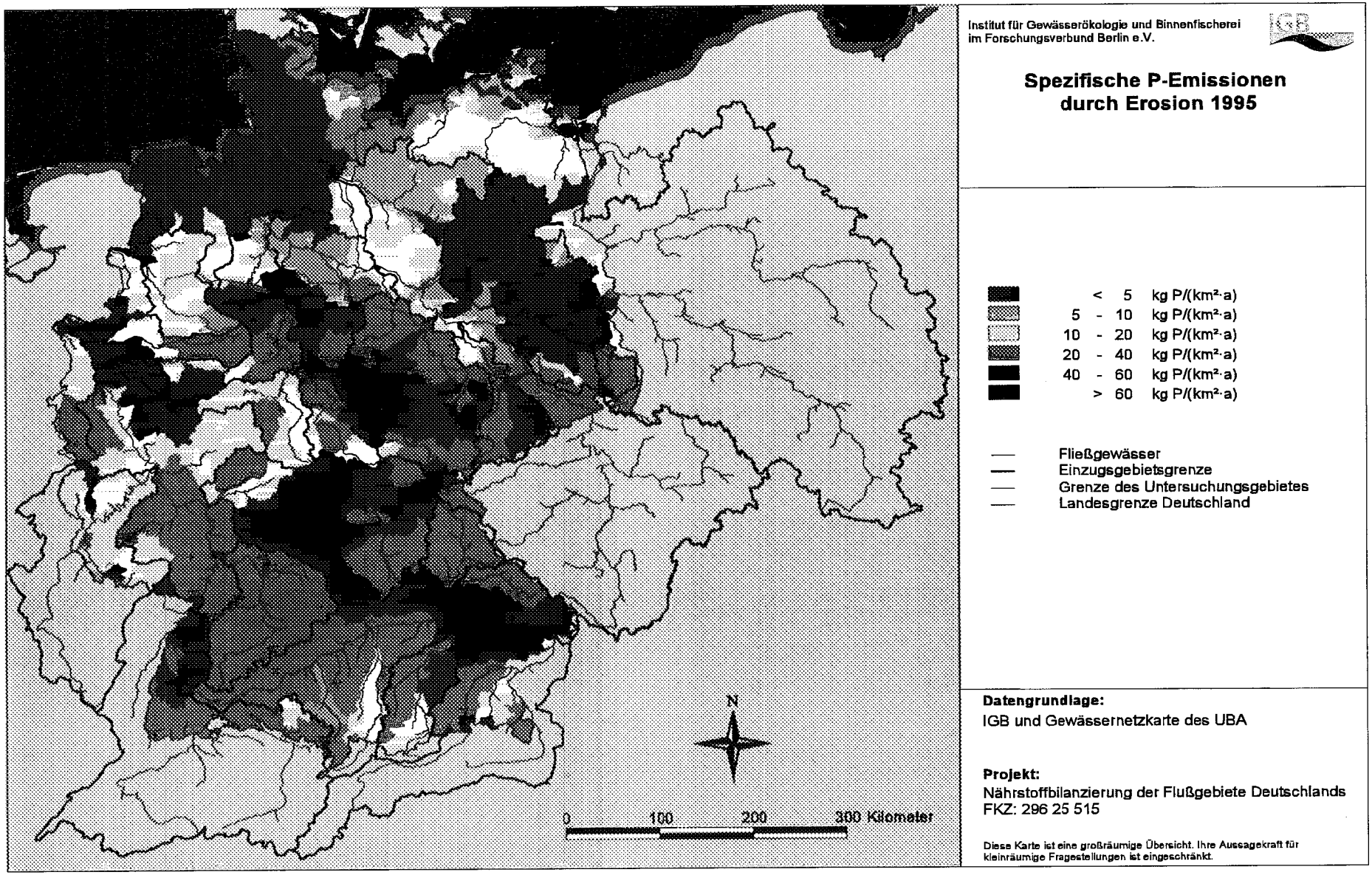
Da die erosionsbedingten Nährstoffeinträge für den Lockergesteinsbereich relativ gut mit den vorherigen Modellergebnissen übereinstimmen, wird davon ausgegangen, daß die mit MONERIS geschätzten höheren Nährstoffeinträge über den Erosionspfad für das Gesamtgebiet der neuen und alten Bundesländer vor allem durch vergleichsweise höhere Einträge in den Flußgebieten des Festgesteinsbereichs, die einen höheren Anteil geneigter Flächen aufweisen, verursacht werden.

Einen Überblick zu den erosionsbedingten Nährstoffeinträgen und deren Veränderung seit der Mitte der Achtziger Jahre in die größeren Flußgebiete Deutschlands gibt Tabelle 4.11. Danach wurden die höchsten spezifischen erosionsbedingten P-Einträge mit mehr als 35 kg P/(km²·a) in den Flußgebieten von Saale, Main, Mulde und Inn festgestellt. Die geringsten spezifischen P-Einträge mit weniger als 5 kg P/(km²·a) kommen in den Flußgebieten der Havel, der Nordseeküste und in der Ruhr vor. Während dies bei der Havel und der Nordseeküste in erster Linie durch die geringen Gefälleverhältnisse in den Flußgebieten verursacht ist, kann man bei der Ruhr davon ausgehen, daß dieses Verhalten vorwiegend durch den vergleichsweise sehr geringen Ackeranteil beeinflußt wird.

Die regionale Verteilung der erosionsbedingten Nährstoffeinträge zeigen die Karten 4.8 und 4.9. Danach liegen die Schwerpunkte der Nährstoffeinträge über den Erosionspfad in Flußgebieten der unteren Donau, des oberen und mittleren Main, den Oberläufen von Mulde und Saale sowie der mittleren Weser und Leine. Allen diesen Flußgebietsteilen ist gemeinsam, daß in ihnen der Anteil des Ackerlandes an der Flußgebietsfläche überdurchschnittlich hoch ist und sie eher mittleren als hohen Lagen zuzuordnen sind. Geringe Nährstoffeinträge durch Erosion werden zur Zeit in den Flußgebieten der unteren Ems und Weser, den Küstenregionen der Nordsee und den mittleren Teilen des nordostdeutschen Tieflandes mit den Flußgebieten von Havel und Schwarzer Elster berechnet.



Karte 4.8: Spezifische N-Emissionen durch Erosion 1995.



Karte 4.9: Spezifische P-Emissionen durch Erosion 1995.

4.1.2.4 Nährstoffeinträge durch Dränage

Vergleicht man die mit den abgeleiteten Modellvorstellungen ermittelten Nährstoffeinträge für den Zeitraum 1983–1987 mit den Angaben von WERNER ET AL. (1991) und WERNER & WODSAK (1994) (siehe Tabelle 4.12), so zeigt sich bei Phosphor für das Gesamtgebiet Deutschlands eine relativ gute Übereinstimmung. Bezogen auf die alten und neuen Bundesländer steigen die Abweichungen jedoch an. So werden gegenüber den Literaturangaben die P-Einträge aus Dränagen in den alten Bundesländern über- und in den neuen Bundesländern unterschätzt. Wie bereits von WERNER ET AL. (1991) festgestellt, stellen die gedränten Hochmoorflächen mit ca. 2.930 t P/a den weitaus größten P-Eintrag über Dränagen. Die Ursache für die nach MONERIS höheren P-Einträge liegen bezüglich der Hochmoorböden in der Annahme einer höheren P-Konzentration in den Dränagen begründet.

Für Stickstoff zeigt die Tabelle 4.12 sowohl für Deutschland insgesamt als auch für die alten und neuen Bundesländer sehr große Abweichungen in den Schätzergebnissen von 200% bis 800%. Die Ursachen für diese Unterschiede liegen einerseits in den verschiedenen Methoden zur Abschätzung der N-Einträge aus Dränagen begründet. Andererseits zeigen aber auch neuere Untersuchungen, daß einige der Grundannahmen in den Abschätzungen von WERNER ET AL. (1991) bzw. WERNER & WODSAK (1994) nicht den Gegebenheiten entsprachen. Dies betrifft die Dränspenden, die für die alten Bundesländer mit 30% aber insbesondere für die neuen Bundesländer mit 50% deutlich unter den Angaben von anderen Untersuchungen lagen (BRAUN ET AL., 1991; SCHOLZ, 1997), und insbesondere die Aufteilung der Dränflächen in Acker- und Grünland. Während WERNER & WODSAK (1994) von einem Grünlandanteil bei Dränagen von 60% ausgehen, ergibt sich bei der Überlagerung der digitalisierten Dränflächen mit der Bodenbedeckungskarte nach CORINE-Landcover, daß im Durchschnitt 85% der gedränten Flächen Ackerland sind (SCHOLZ, 1997). Man muß folglich davon ausgehen, daß bei den früheren Abschätzungen, die Stickstoffeinträge über Dränagen stark unterschätzt wurden.

Tabelle 4.12: Vergleich der Nährstoffeinträge über Dränagen ($EDR_{N,P}$) in die Fließgewässer Deutschlands sowie der alten und neuen Bundesländer für den Zeitraum 1983-87 bzw. die Jahre 1987 (ABL) und 1988/89 (NBL) nach WERNER & WODSAK (1994) und MONERIS.

Gebiet	EDR_P		EDR_N	
	MONERIS	WERNER & WODSAK (1994)	MONERIS	WERNER & WODSAK (1994)
	[t P/a]		[t N/a]	
Deutschland	3.510	2.730	168.290	53.900
Alte Bundesländer	3.300	2.400	98.490	45.000
Neue Bundesländer	200	330	69.800	8.900

Von BEHRENDT (1996a) wurden die N-Einträge über Dränagen in die Flußgebiete des Landes Mecklenburg-Vorpommern für den Zeitraum 1992-1994 auf einer verbesserten Datenbasis ebenfalls nach der Methode von WERNER ET AL. (1991) bestimmt. Den Vergleich dieser Ergebnisse mit den nach MONERIS abgeschätzten N-Einträgen zeigt Abbildung 4.4.

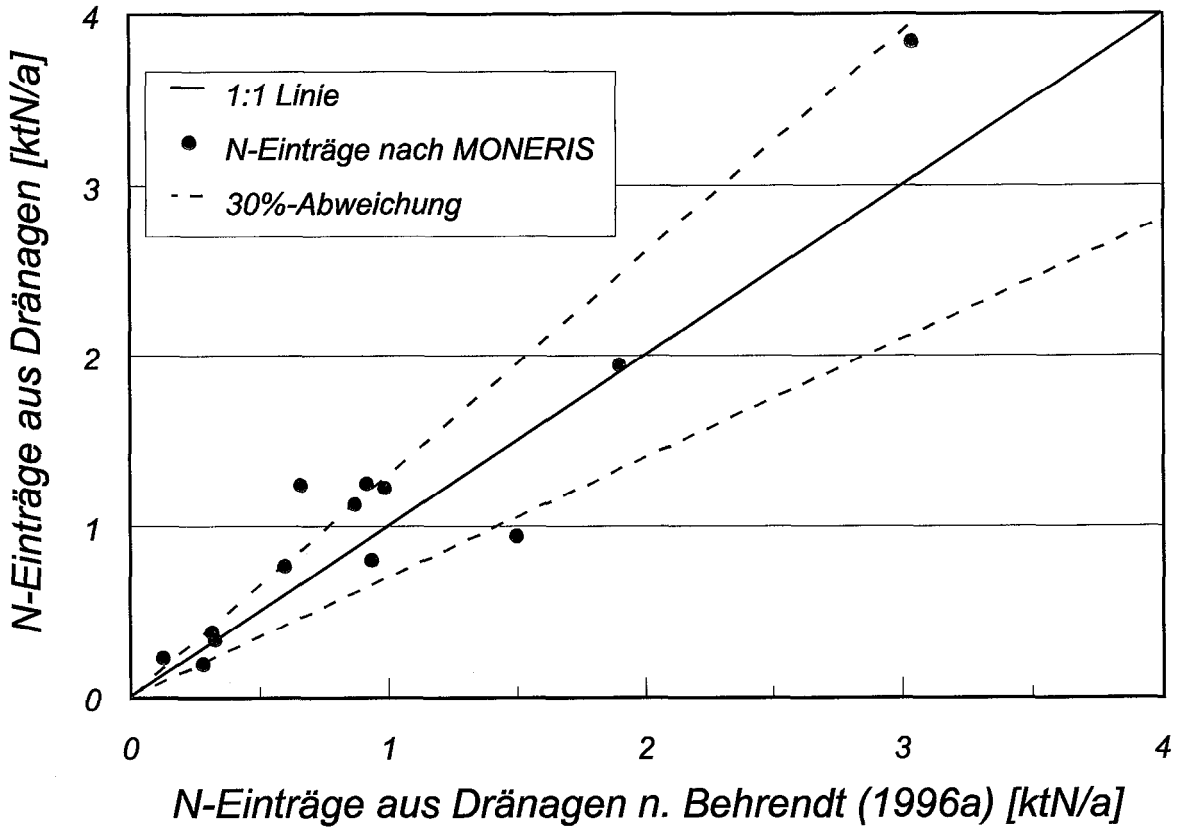


Abbildung 4.4: Vergleich der abgeschätzten Stickstoffeinträge über Dränagen nach BEHRENDT (1996a) und MONERIS für Flußgebiete in Mecklenburg-Vorpommern.

Die Abweichungen liegen bei den meisten dieser Flußgebiete unter 30%. Die Unterschiede liegen zum größten Teil darin begründet, daß von BEHRENDT (1996a) noch aggregierte Werte für die Dränflächen auf Basis der Angaben für die Bezirke der DDR verwendet wurden, während die hier abgeschätzten Dränflächen die regionale Verteilung dieser Flächen entsprechend dem Vernässungsgrad der einzelnen Bodentypen berücksichtigen (siehe Abschnitt 3.1.2.5 und SCHOLZ, 1997).

Die nach den Formeln 3.37 und 3.42 berechneten Dränwasserkonzentrationen für Phosphor und Stickstoff stimmen mit den Literaturangaben (siehe Abschnitt 3.1.2.5) recht gut überein. So wurde beispielsweise für den Bereich des nordöstlichen Tieflandes für den Zeitraum 1993-97 eine mittlere Stickstoffkonzentration von 20 mg N/l berechnet. Die in der Tabelle 3.21 aufgeführten Meßergebnisse zeigen für Stickstoff auf Grünlandstandorten Werte zwischen 1,0 und 5,4 mg N/l und auf Ackerstandorten Werte zwischen 24,2 und 36,3 mg N/l für das nordöstliche Tiefland im Zeitraum um 1995. Der berechnete Wert von 20 mg N/l bezieht sich auf das gesamte Einzugsgebiet und beinhaltet sowohl Grünland- als auch

Ackerstandorte. Setzt man für den Bereich des nordöstlichen Tieflandes in Anlehnung an Tabelle 3.21 für die Grünlandstandorte einen mittleren Wert von 3 mg N/l und für die Ackerstandorte einen mittleren Wert von 30 mg N/l ein, so ergibt sich eine mittlere Dränwasserkonzentration von 22,4 mg N/l.

Die über den Eintragspfad von Dränagen eingetragenen Mengen von Phosphor und Stickstoff sind für die Zeiträume 1983-87 und 1993-97 in den Tabellen 4.13 und 4.14 aufgeführt. Neben den Emissionsangaben für die untersuchten Zeiträume sind die flächenspezifischen Emissionen (bezogen auf die landwirtschaftliche Nutzfläche) für den Zeitraum 1993-1997, die Dränflächengröße und die Veränderungen seit der Mitte der achtziger Jahre unter Berücksichtigung der unterschiedlichen hydrologischen Situationen und abflußbereinigt angegeben. Einen räumlichen Überblick der Emissionen über Dränagen im Zeitraum 1993-1997 in den Flußgebieten Deutschlands geben die Karten 4.10 und 4.11.

Hinsichtlich der Eintragsveränderungen im Untersuchungszeitraum muß darauf hingewiesen werden, daß die der Abschätzung zugrundeliegenden Eingangsgrößen, aufgrund der zur Verfügung stehenden Datenbasis nicht komplett für beide Zeiträume ermittelt werden konnten. Da keine Angaben zu den Veränderungen der Dränflächen für die letzten 15 Jahre vorliegen, wurden für beide Zeiträume die gleichen Dränflächengrößen zugrundegelegt. Zudem wurden beim Phosphor für beide Zeiträume einheitliche Konzentrationen für den Dränablauf eingesetzt. Demzufolge sind die Veränderungen der Phosphoreinträge durch Unterschiede in der Höhe der Dränspende begründet. Dagegen lassen sich die Veränderungen beim Stickstoff auf unterschiedliche Dränwasserkonzentrationen und verschiedene Niederschlagsmengen, die zur Berechnung der Dränspende herangezogen wurden, zurückführen.

Bezüglich des Phosphors wird deutlich, daß der Eintrag über Dränagen in der Mehrzahl der untersuchten Flußgebiete mit spezifischen Emissionen zwischen 0,1 und 6,2 kg P/(km² LN·a) eher eine untergeordnete Rolle einnimmt. Belastungsschwerpunkte treten erst dann auf, wenn mehrere für den Phosphoraustrag über Dränagen bedeutende Faktoren in einem Einzugsgebiet zusammenkommen. Zu nennen sind die Nutzungsintensität, die Höhe der Dränspende, die von den Niederschlagsverhältnissen gesteuert wird und der Anteil der Hochmoorflächen im Einzugsgebiet. Die höchsten Phosphoremissisonen zwischen 11,7 und 28,5 kg P/(km² LN·a) weisen die Flußgebiete von Ems, Aller und Weser auf. In allen drei Gebieten findet man Hochmoorstandorte, deren Anteile an der Einzugsgebietsfläche zwischen 1% bis 6% liegen, eine intensive Nutzung mit einem Ackerlandanteil von 51% bis 76% an der landwirtschaftlichen Nutzfläche sowie hohe Dränspenden.

Tabelle 4.13: Phosphoreinträge in die Flußgebiete Deutschlands über Dränagen (EDR_P) in den Zeiträumen 1983-87 und 1993-97 sowie deren Änderung, spezifische Emissionen 1993-97 (EDR_{SP_P}) und gedränte Fläche (A_{DR}) bezogen auf die landwirtschaftliche Nutzfläche.

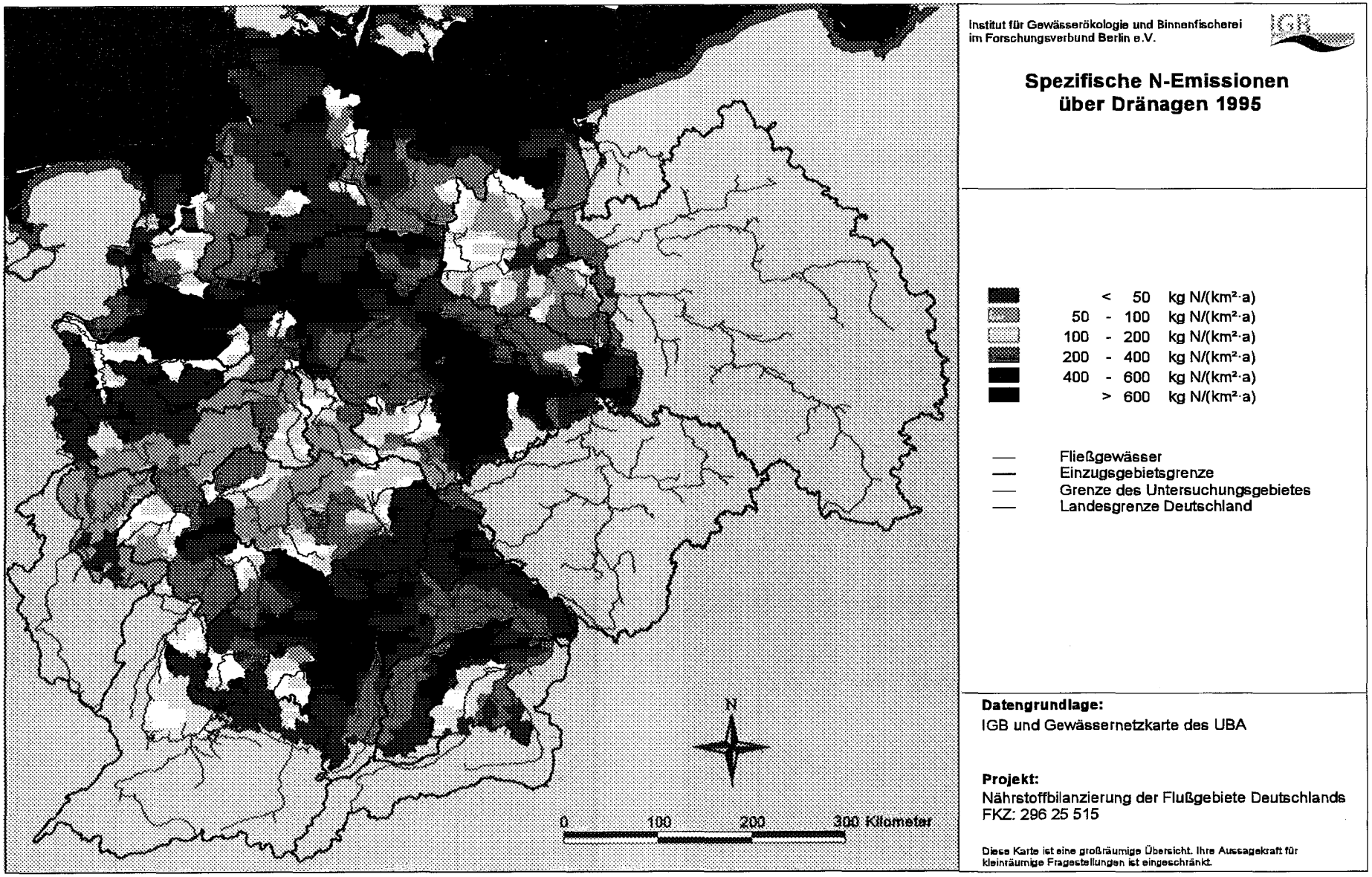
ADR.	Gewässer	A_{DR}/A_{LN}	EDR_P		EDR_{SP_P}	Änderung	abflußber. Änderung
			1983-87	1993-97	1993-97		
		[%]	[t/a]		[kg/(km² LN·a)]	*[%]*	
14902	Naab	*0,3*	0,2	0,2	0,1	*-4,5*	*0,0*
16902	Isar	*12,2*	24	21	5,7	*-14,0*	*0,0*
18902	Inn	*7,2*	15	14	5,3	*-6,2*	*0,0*
19101	Donau	*9,8*	100	90	3,3	*-9,2*	*0,0*
23704	Oberrhein	*6,5*	11	9	2,0	*-23,6*	*0,0*
23801	Neckar	*13,6*	17	17	2,2	*0,0*	*0,0*
24901	Main	*4,0*	13	13	0,9	*+1,0*	*0,0*
26901	Mosel	*4,6*	13	13	2,5	*+5,3*	*0,0*
27601	Ruhr	*1,7*	0,9	1	0,6	*+10,1*	*0,0*
27801	Lippe	*21,2*	18	20	6,2	*+12,8*	*0,0*
27903	Rhein	*8,3*	100	100	2,0	*+0,9*	*0,0*
37602	Ems	*7,4*	80	90	11,7	*+2,5*	*0,0*
41002	Werra	*6,4*	4	5	1,7	*+10,5*	*0,0*
42001	Fulda	*5,1*	5	5	1,6	*+4,9*	*0,0*
48901	Aller	*16,5*	270	260	28,5	*-3,4*	*0,0*
49103	Weser	*10,7*	380	360	16,0	*-4,9*	*0,0*
53801	Schwarze Elster	*16,9*	13	15	5,0	*+15,2*	*0,0*
54901	Mulde	*27,6*	14	17	4,0	*+16,6*	*0,0*
56901	Saale	*14,1*	29	32	2,0	*+11,3*	*0,0*
58901	Havel	*9,9*	30	34	3,0	*+13,4*	*0,0*
59311	Elbe	*14,9*	140	160	3,2	*+13,3*	*0,0*
69001	Oder	*10,7*	7	7	2,5	*+8,4*	*0,0*
Nordsee Küste		*14,9*	2.610	2.370	87,9	*-9,5*	*0,0*
Ostsee Küste		*21,0*	80	90	5,0	*+5,5*	*0,0*
Nordsee gesamt		*11,9*	3.320	3.070	19,6	*-7,4*	*0,0*
Ostsee gesamt		*19,6*	90	100	4,7	*+5,7*	*0,0*
Schwarzes Meer		*9,7*	100	90	3,3	*-9,2*	*0,0*
Deutschland		*12,4*	3.510	3.260	15,9	*-7,1*	*0,0*

Der Austrag von Stickstoff, insbesondere des leicht auswaschbaren Nitrats, erfolgt aus gedränten Flächen in höheren Raten als aus ungedränten (SCHEFFER & BARTELS, 1980). Anhand der Ergebnisse in der Tabelle 4.14 wird deutlich, daß in den untersuchten Flußgebieten mit spezifischen Stickstoffemissionen zwischen 20 und 1.588 kg N/(km² LN·a) für den Zeitraum 1993-97 erhebliche Mengen über Dränagen in die Oberflächengewässer gelangen. Die geringsten Stickstoffmengen finden sich im Flußgebiet der Naab, das mit einem Dränflächenanteil von nur 0,3% an der landwirtschaftlichen Nutzfläche auch den niedrigsten Dränanteil unter den 22 Flußgebieten aufweist. Für das Einzugsgebiet der Lippe wurden mit 1.588 kg N/(km² LN·a) die höchsten Stickstoffeinträge über Dränagen berechnet, gefolgt von der Mulde mit 940 kg N/(km² LN·a). Hinsichtlich der Veränderung der Stickstoffemissionen über Dränagen zeigt sich bei allen Flußgebieten ein deutlicher und nahezu einheitlicher

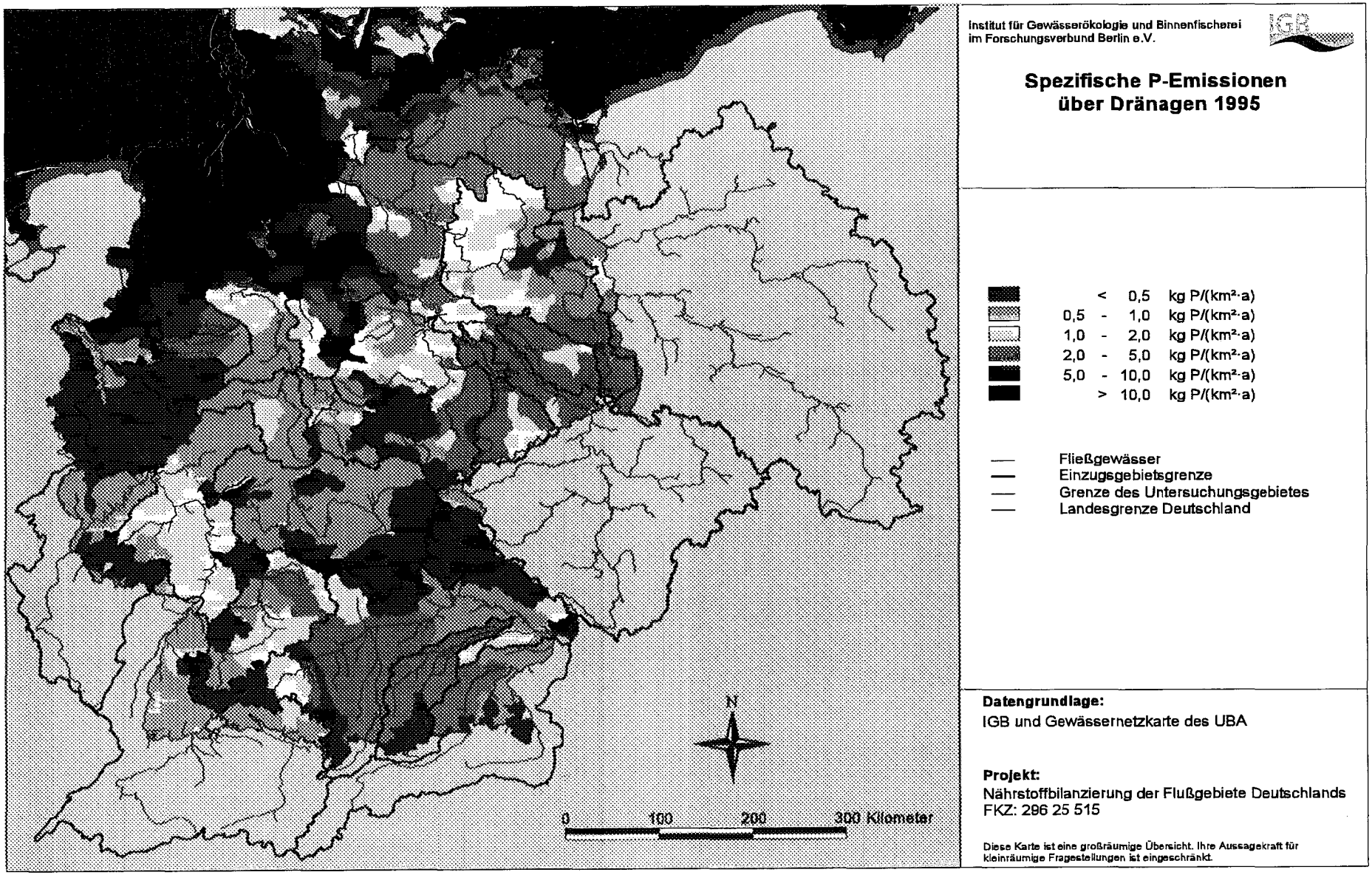
Rückgang, der im Bundesdurchschnitt ca. 28% beträgt. Dieser Rückgang läßt sich durch eine Abnahme der Stickstoffüberschüsse im Boden, die zur Berechnung der Stickstoffkonzentrationen der Dränwässer herangezogen wurden, erklären.

Tabelle 4.14: Stickstoffeinträge in die Flußgebiete Deutschlands über Dränagen (EDR_N) in den Zeiträumen 1983-87 und 1993-97 sowie deren Änderung, spezifische Emissionen 1993-97 (EDR_{SP_N}) und gedränte Fläche (A_{DR}) bezogen auf die landwirtschaftliche Nutzfläche.

ADR.	Gewässer	A_{DR}/A_{LN}	EDR_N		EDR_{SP_N}	Änderung	abflußber. Änderung
			1983-87	1993-97	1993-97		
		[%]	[t/a]		[kg/(km² LN·a)]	*[%]*	
14902	Naab	*0,3*	60	50	20,4	*-21,9*	*-25,7*
16902	Isar	*12,2*	3.360	2.650	731,2	*-21,1*	*-25,7*
18902	Inn	*7,2*	2.060	1.570	610,6	*-23,6*	*-25,7*
19101	Donau	*9,8*	21.110	16.600	621,4	*-21,4*	*-25,7*
23704	Oberrhein	*6,5*	2.100	1.480	341,4	*-29,2*	*-25,7*
23801	Neckar	*13,6*	7.150	5.610	753,4	*-21,5*	*-25,7*
24901	Main	*4,0*	3.880	3.070	207,8	*-21,0*	*-25,7*
26901	Mosel	*4,6*	1.190	950	179,6	*-19,6*	*-25,7*
27601	Ruhr	*1,7*	210	170	94,4	*-21,4*	*-25,7*
27801	Lippe	*21,2*	6.680	5.180	1.587,9	*-22,4*	*-25,7*
27903	Rhein	*8,3*	28.690	22.340	450,0	*-22,1*	*-25,7*
37602	Ems	*7,4*	5.690	4.530	609,0	*-20,5*	*-25,7*
41002	Werra	*6,4*	1.270	810	291,7	*-36,4*	*-38,5*
42001	Fulda	*5,1*	1.200	950	274,0	*-21,0*	*-25,7*
48901	Aller	*16,5*	10.750	8.560	927,1	*-20,4*	*-25,7*
49103	Weser	*10,7*	17.740	13.910	618,2	*-21,6*	*-26,6*
53801	Schwarze Elster	*16,9*	3.010	1.930	640,6	*-36,0*	*-38,5*
54901	Mulde	*27,6*	6.170	3.920	940,2	*-36,4*	*-38,5*
56901	Saale	*14,1*	16.630	10.560	657,1	*-36,5*	*-38,5*
58901	Havel	*9,9*	6.030	3.830	337,0	*-36,5*	*-38,5*
59311	Elbe	*14,9*	47.460	30.340	601,8	*-36,1*	*-38,2*
69001	Oder	*10,7*	1.740	1.100	385,0	*-37,0*	*-38,5*
Nordsee Küste		*14,9*	20.810	16.160	599,9	*-22,4*	*-25,7*
Ostsee Küste		*21,0*	25.030	16.410	921,0	*-34,4*	*-37,0*
Nordsee gesamt		***11,9***	**120.400**	**87.280**	**556,1**	***-27,5***	***-30,7***
Ostsee gesamt		***19,6***	**26.780**	**17.510**	**847,0**	***-34,6***	***-37,1***
Schwarzes Meer		***9,7***	**21.110**	**16.600**	**618,7**	***-21,4***	***-25,7***
Deutschland		***12,4***	**168.290**	**121.390**	**593,6**	***-27,9***	***-31,1***



Karte 4.10: Spezifische N-Emissionen über Dränagen 1995.



Karte 4.11: Spezifische P-Emissionen über Dränagen 1995.

4.1.2.5 Nährstoffeinträge über das Grundwasser

Entsprechend der in Abschnitt 3.1.2.6 beschriebenen Methodik wurden auf der Basis der regional differenzierten Überschüsse die Nährstoffeinträge in die Flußsysteme über den Grundwasserpfad bestimmt. Dabei ist zu beachten, daß in diesem Pfad auch Einträge über den bisher noch nicht separat berücksichtigten Pfad des natürlichen Interflow enthalten sind.

Wie bereits im Abschnitt 3.1.2.6 gezeigt wurde, sind die Modellvorstellungen für den N-Eintrag über das Grundwasser anhand der gemessenen Grundwasserkonzentrationen abgeleitet worden. Der Zusammenhang zwischen den berechneten und gemessenen großräumigen Grundwasserkonzentrationen wurde mit einem Bestimmtheitsmaß von 48% wiedergegeben.

In der Tabelle 3.23 wurden die Veränderungen in den mittleren Nitratkonzentrationen in den Ländern Baden-Württemberg und Bayern aufgezeigt. Daraus kann man folgern, daß der Mittelwert der Nitratkonzentrationen in Bayern leicht angestiegen und in Baden-Württemberg leicht gesunken ist. Zu dem gleichen Ergebnis kommt man, wenn man sich die hydrologisch normierten Veränderungen der N-Einträge für das Gebiet der Donau, des oberen Rheins und des Neckar betrachtet. Demnach erhöhten sich die N-Einträge über das Grundwasser in der Donau um ca. 4% während sie im oberen Rhein und Neckar um ca. 3% abnahmen.

Aus dem Beobachtungsprogramm des Landes Sachsen standen ebenfalls von 7 Meßstellen Werte der Nitratkonzentrationen im Grundwasser für den Zeitraum 1983 bis 1987 zur Verfügung. Berücksichtigt man diese Werte, so zeigt sich im Mittel für diese 7 Stationen, für die Langzeitbeobachtungen verfügbar waren, ein Anstieg in den Nitratkonzentrationen von 5%. Bei den hydrologisch normierten N-Einträgen über das Grundwasser konnten wir eine Erhöhung von 7% bis 9% für die Flußgebiete von Saale und Mulde feststellen. Auch hier wird die vom Modell ermittelte Tendenz zu einem Anstieg der N-Einträge durch die Veränderungen bei den gemessenen Grundwasserkonzentrationen bestätigt.

Die Tabelle 4.15 zeigt einen Vergleich der von WERNER ET AL. (1991) bzw. WERNER & WODSAK (1994) für die neuen und alten Bundesländer geschätzten Stickstoffeinträge über das Grundwasser mit den nach MONERIS ermittelten Werten für den Zeitraum vor 1990. Für das Gesamtgebiet Deutschlands stimmen beide Schätzergebnisse sehr gut überein. Die Abweichung liegt bei weniger als 10%. Für die Teilgebiete sind jedoch größere Abweichungen feststellbar. So sind die nach MONERIS geschätzten N-Einträge über das Grundwasser für die alten Bundesländern um ca. 20% größer als die von WERNER ET AL. (1991) angegebenen Werte. Demgegenüber liegen die nach MONERIS geschätzten N-Einträge für diesen Pfad für die neuen Bundesländer um fast 30% unter den von WERNER & WODSAK (1994) ermittelten Einträgen. Zu beachten ist dabei, daß die von MONERIS geschätzten N-Einträge über das Grundwasser für den Zeitraum 1983-1987 lediglich über die Berücksichtigung der Langzeitveränderungen in den Stickstoffüberschüssen und der verschiedenen hydrologischen Bedingungen aus den Einträgen des Zeitraumes 1993-

1997 zurückgerechnet wurden. Von WERNER ET AL. (1991) und WERNER & WODSAK (1994) werden die langzeitigen Mittelwerte für die Grundwasserneubildung zum Ansatz gebracht.

Für Phosphor bestehen sehr große Unterschiede bezüglich der mit MONERIS und mit früheren Schätzungen (WERNER ET AL., 1991; WERNER & WODSAK, 1994) bestimmten Einträge über das Grundwasser. Während mittels MONERIS für die neuen Bundesländer „nur" ein doppelt so großer P-Eintrag über das Grundwasser abgeschätzt wurde, liegen die beiden Schätzergebnisse für die alten Bundesländer um fast eine Größenordnung auseinander. Eine der Hauptursachen für diese Unterschiede ist, daß bei den MONERIS-Abschätzungen zu den Grundwassereinträgen von Phosphor die landwirtschaftlich genutzten Hochmoorböden insbesondere im Weser- und Emsgebiet separat geschätzt wurden. Allein diese Böden verursachen bei der angenommenen P-Konzentration im oberflächennahen Grundwasser und im Interflow von 2,5 mg P/l einen P-Eintrag von ca. 2.700 t P/a. Durch die Berücksichtigung der Unterschiede zwischen den gelösten anorganischen Phosphor- und Gesamtphosphorkonzentrationen für anoxische Grundwässer (siehe Abschnitt 3.1.2.6) wird ein P-Eintrag von 1.700 t P/a verursacht. Allein diese beiden Unterschiede in der Datenbasis bzw. Methodik erklären zwei Drittel der Diskrepanz zu den Abschätzungen von WERNER ET AL. (1991) und WERNER & WODSAK (1994). Um in Zukunft die gemessenen P-Konzentrationen im Grundwasser flächendeckend als Basis für eine Modellierung der P-Einträge nutzen zu können, scheint es erforderlich die Meßmethodik in allen Bundesländern auf eine Bestimmung von Gesamtphosphor umzustellen, damit mögliche große Unterbestimmungen insbesondere beim Vorhandensein von anoxischem Grundwasser ausgeschlossen werden können.

Tabelle 4.15: Vergleich der Nährstoffeinträge über das Grundwasser ($EGW_{N,P}$) in die Fließgewässer Deutschlands sowie der alten und neuen Bundesländer für den Zeitraum 1983-87 bzw. die Jahre 1987 (ABL) und 1988/89 (NBL) nach WERNER & WODSAK (1994) und MONERIS.

Gebiet	EGW_P		EGW_N	
	MONERIS	WERNER & WODSAK (1994)	MONERIS	WERNER & WODSAK (1994)
	[t P/a]		[t N/a]	
Deutschland	6.580	1.210	401.430	372.500
Alte Bundesländer	5.370	600	334.400	280.000
Neue Bundesländer	1.210	610	67.030	92.500

Die Karte 4.12 gibt einen Überblick über die regionale Verteilung der Stickstoffeinträge über das Grundwasser. Besonders hohe spezifische Einträge können dort festgestellt werden, wo hohe Stickstoffüberschüsse (siehe Karte 3.1) mit einem hohen Anteil landwirtschaftlicher Nutzung (vergleiche Karte 2.1) und mit einem geringem Rückhalt von Stickstoff (geringes Denitrifikationspotential) in der ungesättigten Zone und im Grundwasser zusammentreffen. Nach Karte 4.13 ist dieses Denitrifikationspotential in den meisten Flußgebieten des nordostdeutschen Tieflandes mit mehr als 90% besonders hoch. Stickstoffkonzentrationen im

Sickerwasser von 60 mg N/l und mehr werden infolge dieser immensen Abbauleistungen bis auf Stickstoffkonzentrationen im Grundwasser von weniger als 2 mg N/l verringert. N-Rückhalte bzw. Verluste von weniger als 40% können nur in wenigen Flußgebieten des Festgesteinsbereiches und in der mittleren Ems festgestellt werden.

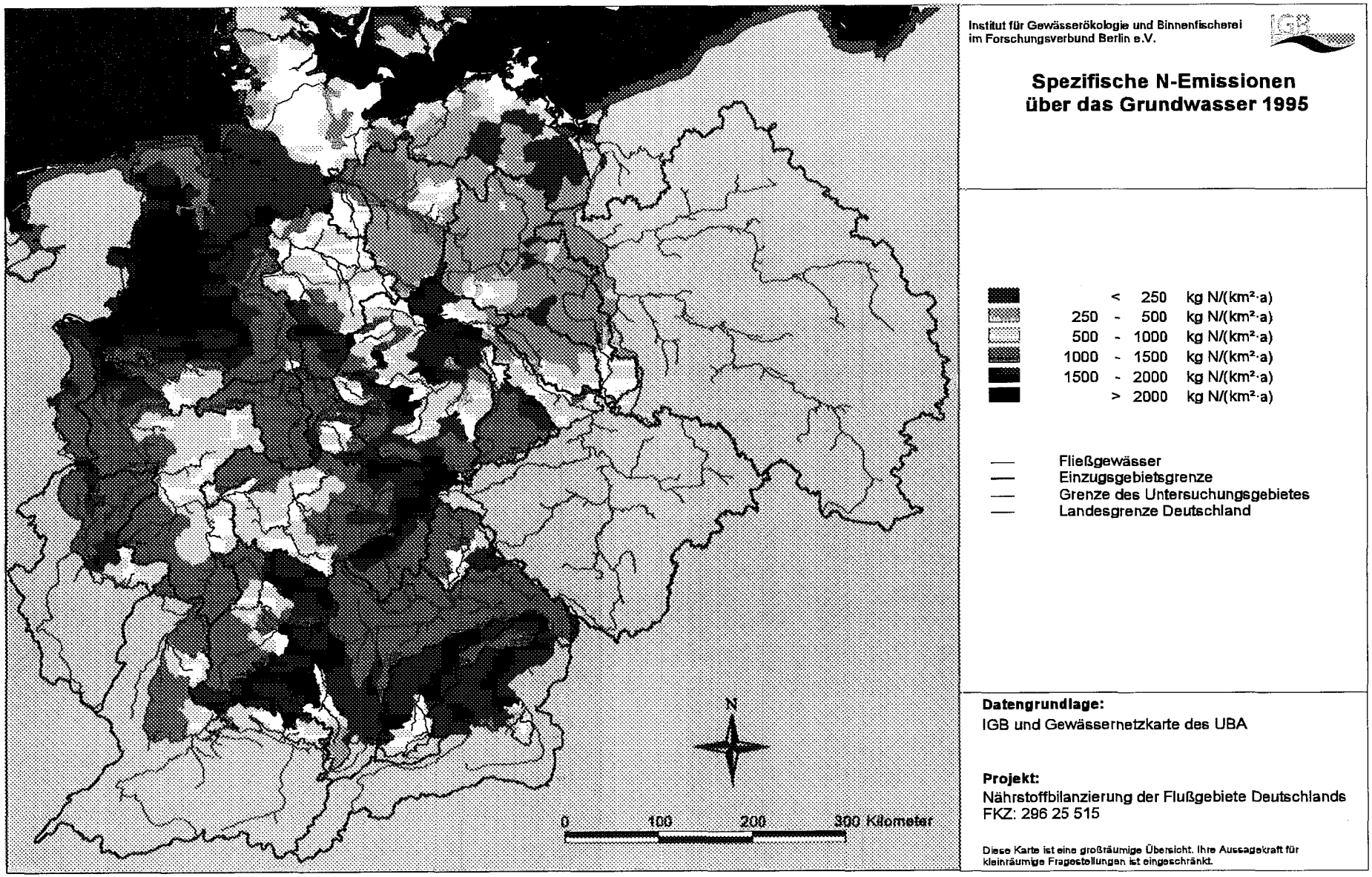
Für die in der Tabelle 4.16 berücksichtigten Einzugsgebiete konnten die höchsten spezifischen N-Einträge über das Grundwasser in den Gebieten der Ems und der Lippe mit 24 bzw. 19 kg N/(ha·a) festgestellt werden. Demgegenüber liegen die spezifischen N-Einträge über das Grundwasser im Gebiet der Havel und dem deutschen Einzugsgebiet der Oder unter 4 kg N/(ha·a), sowie in der Schwarzen Elster und der Ostseeküste nur bei 5 kg N/(ha·a). Abflußbereinigt ergeben sich für alle Flußgebiete mit Ausnahme des Rheins noch Erhöhungen der N-Einträge über das Grundwasser, was auf die Berücksichtigung der langzeitigen Vorjahresmittel des Stickstoffüberschusses von 20 bzw. 30 Jahren zurückzuführen ist. Dementsprechend sind die Zunahmen in den neuen Bundesländern, wo die Mittelwerte der N-Überschüsse von 30 Vorjahren berücksichtigt wurden, mit 8% bis 9% am höchsten.

Für Deutschland insgesamt konnte eine Zunahme der N-Einträge über das Grundwasser von 2,4% im Vergleich zum Zeitraum 1983-1987 ermittelt werden. Die berechneten Verringerungen in den N-Überschüssen von 27% bzw. 45% in den alten und neuen Bundesländern werden sich nach den hier berücksichtigten Zeiträumen für die Aufenthaltszeiten des Wassers in der ungesättigten und gesättigten Zone erst in den folgenden Jahren nach 2000 dahingehend auswirken, daß auch die N-Einträge über das Grundwasser sinken.

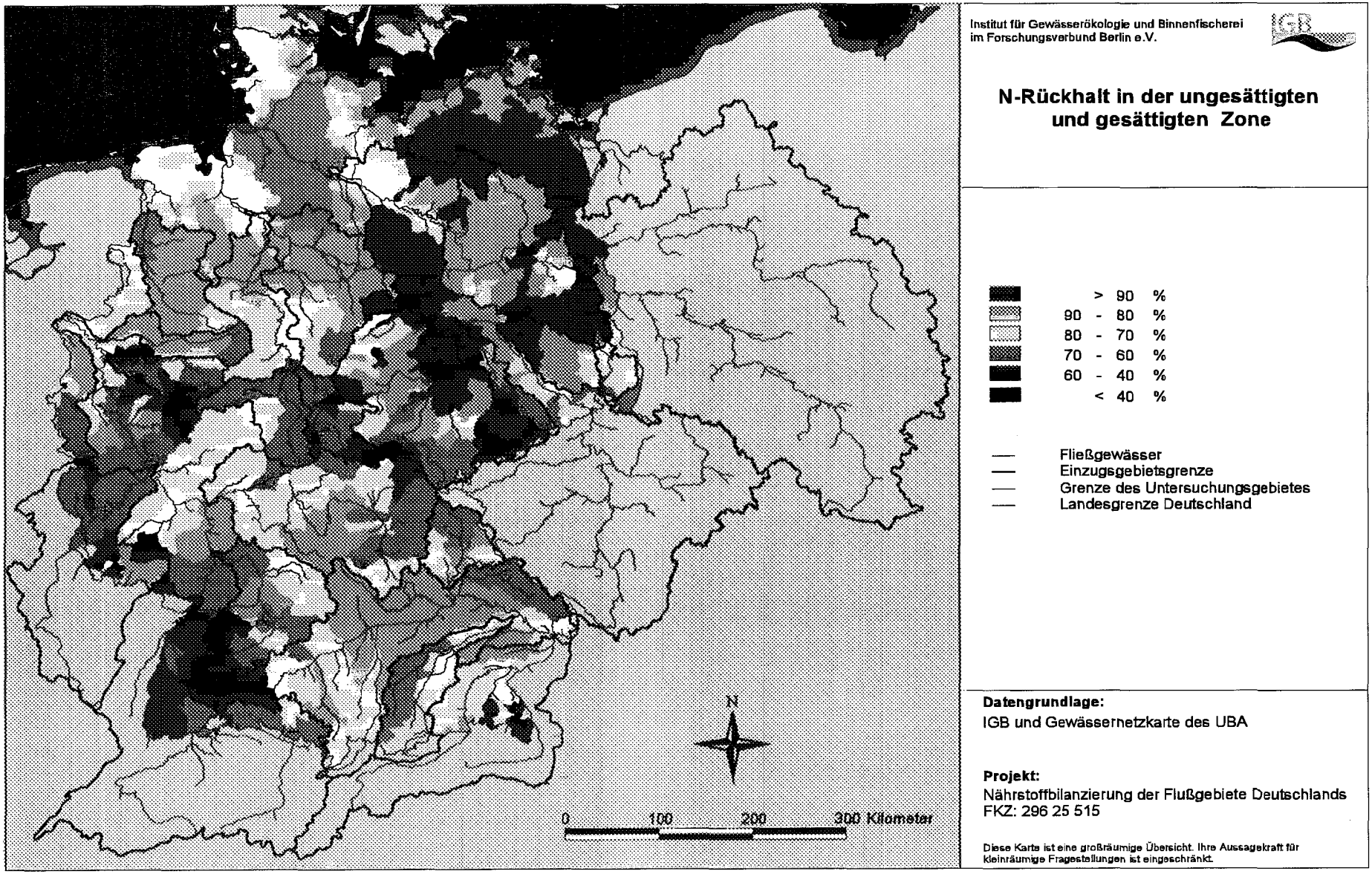
Die Karte 4.14 gibt einen Überblick zu der regionalen Verteilung der P-Einträge über das Grundwasser. Hier liegen die Schwerpunkte der Belastung ganz eindeutig in den Flußgebieten der Ems und unteren Weser, was wiederum auf die hohen Anteile von landwirtschaftlich genutzten Hochmoorböden zurückzuführen ist. Da auch in einigen Flußgebieten des Donau- und Rhein-Einzugsgebietes solche Flächen nach der BÜK (siehe Karte 2.2) vorkommen, werden in diesen Gebieten auch einzelne Flußgebiete mit relativ hohen P-Einträgen über das Grundwasser ausgewiesen. Bei den Flußgebieten der Elbe, die sich durch hohe spezifische P-Einträge über den Grundwasserpfad auszeichnen, liegt die Ursache in einem relativ hohen Anteil von Flächen mit anoxischem Grundwasser, für die deutlich höhere P-Konzentrationen im Grundwasser zum Ansatz gebracht wurden. Gemäß der Modellvoraussetzungen, wonach sich die P-Konzentrationen im Grundwasser bezogen auf die beiden betrachteten Zeiträume nicht ändern, werden nach Tabelle 4.16 auch bei Berücksichtigung der gleichen hydrologischen Bedingungen keine Veränderungen in den P-Einträgen über das Grundwasser festgestellt.

Tabelle 4.16: Nährstoffeinträge in die Flußgebiete Deutschlands über das Grundwasser und natürlichen Interflow ($EGW_{N,P}$) in den Zeiträumen 1983-1987 und 1993-1997 sowie deren Änderung.

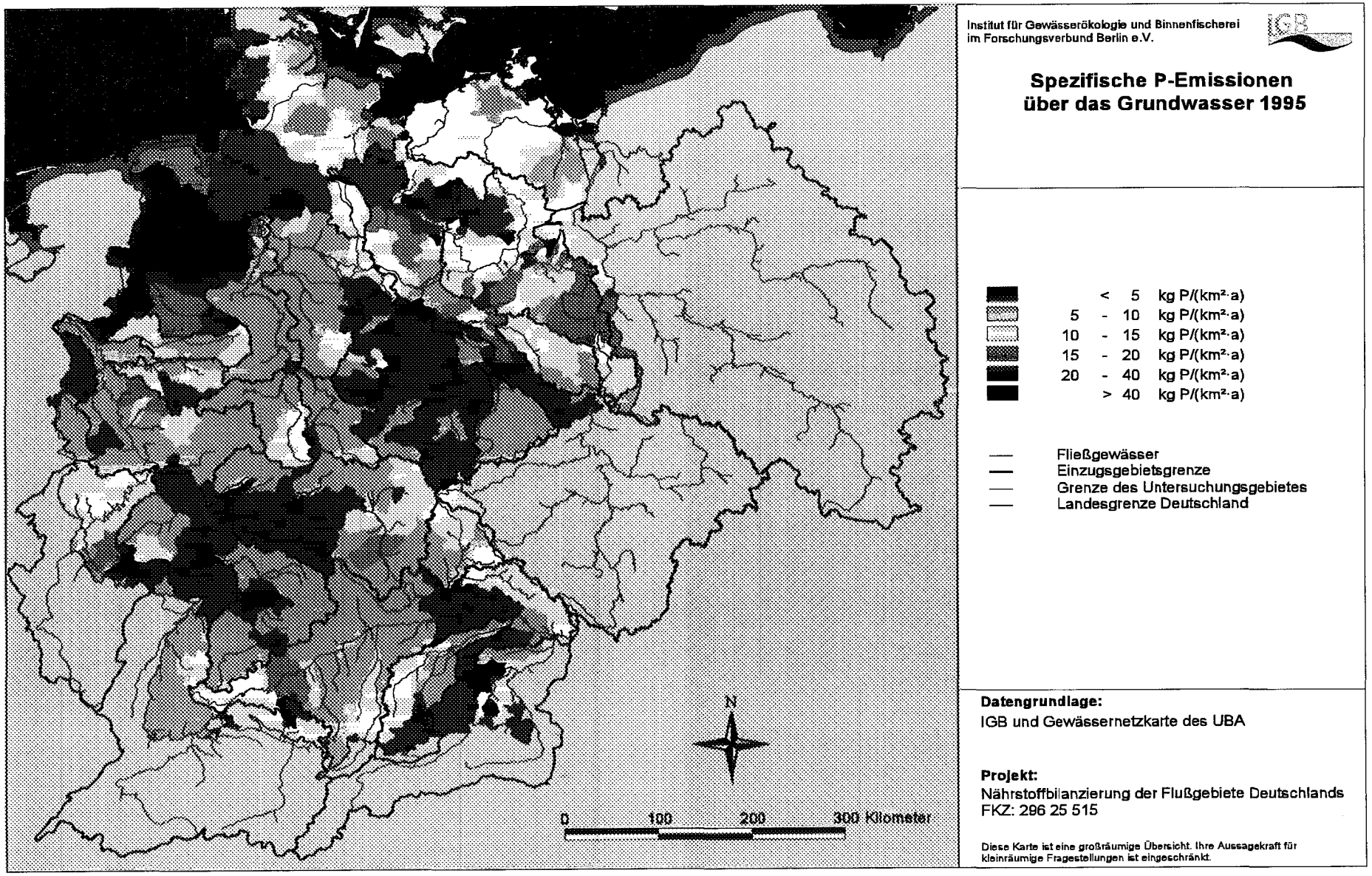
ADR.	Gewässer	EGW_P				EGW_N			
		1983-87	1993-97	Änderung	abflußber. Änderung	1983-87	1993-97	Änderung	abflußber. Änderung
		[t P/a]		[%]		[t N/a]		[%]	
14902	Naab	60	47	*-15,8*	*+0,1*	8.230	6.990	*-15,1*	*+2,7*
16902	Isar	100	110	*+6,1*	*-0,1*	11.370	12.780	*+12,4*	*+3,9*
18902	Inn	140	130	*-10,2*	*-0,1*	13.120	12.980	*-1,0*	*+4,9*
19101	Donau	670	590	*-12,1*	*0,0*	79.400	78.090	*-1,6*	*+4,2*
23704	Oberrhein	130	130	*-4,7*	*0,0*	14.160	12.890	*-9,0*	*-3,2*
23801	Neckar	90	90	*-3,9*	*+0,1*	20.520	18.960	*-7,6*	*-2,8*
24901	Main	200	200	*+1,4*	*+0,3*	34.870	32.980	*-5,4*	*-3,8*
26901	Mosel	110	100	*-8,0*	*+0,2*	13.310	11.670	*-12,3*	*-3,0*
27601	Ruhr	60	60	*+1,4*	*+0,4*	5.010	4.810	*-4,0*	*-4,7*
27801	Lippe	45	50	*+9,3*	*+0,5*	8.240	8.620	*+4,6*	*-3,2*
27903	Rhein	880	850	*-2,7*	*+0,2*	132.580	122.750	*-7,4*	*-3,3*
37602	Ems	840	670	*-20,3*	*-0,1*	19.080	21.850	*+14,5*	*+5,1*
41002	Werra	50	49	*-8,2*	*+0,1*	7.600	7.550	*-0,7*	*+7,1*
42001	Fulda	80	70	*-12,7*	*+0,1*	9.680	8.680	*-10,3*	*+3,4*
48901	Aller	200	130	*-35,1*	*-0,1*	16.400	14.800	*-9,7*	*+3,8*
49103	Weser	710	530	*-25,6*	*0,0*	50.060	45.820	*-8,5*	*+4,4*
53801	Schwarze Elster	60	50	*-8,6*	*-0,1*	3.270	2.860	*-12,6*	*+7,3*
54901	Mulde	40	39	*-1,6*	*0,0*	6.710	6.840	*+1,9*	*+7,6*
56901	Saale	110	110	*-0,8*	*0,0*	21.990	23.360	*+6,3*	*+9,1*
58901	Havel	390	380	*-3,3*	*0,0*	9.270	9.000	*-3,0*	*+7,3*
59311	Elbe	950	1.000	*+5,3*	*-0,1*	53.760	57.270	*+6,5*	*+8,4*
69001	Oder	50	50	*+5,4*	*0,0*	1.670	1.740	*+4,2*	*+8,4*
Nordsee Küste		2.180	1.770	*-19,0*	*-0,1*	52.770	54.000	*+2,3*	*+3,7*
Ostsee Küste		290	270	*-5,7*	*0,0*	11.840	12.600	*+6,4*	*+8,1*
Nordsee gesamt		**5.560**	**4.820**	*-13,3*	*0,0*	**308.240**	**301.690**	*-2,1*	*+1,7*
Ostsee gesamt		**340**	**330**	*-4,0*	*0,0*	**13.510**	**14.340**	*+6,1*	*+8,1*
Schwarzes Meer		**680**	**590**	*-12,1*	*0,0*	**79.680**	**78.390**	*-1,6*	*+4,2*
Deutschland		**6.580**	**5.740**	*-12,7*	*0,0*	**401.430**	**394.430**	*-1,7*	*+2,4*



Karte 4.12: Spezifische N-Emissionen über das Grundwasser 1995.



Karte 4.13: N-Rückhalt in der ungesättigten und gesättigten Zone.



Karte 4.14: Spezifische P-Emissionen über das Grundwasser 1995.

4.1.2.6 Nährstoffeinträge von urbanen Flächen

Ein Vergleich der ermittelten Nährstoffeinträge über die verschiedenen Eintragspfade in urbanen Gebieten ist mit dem fast gleichzeitigen Abschluß anderer Forschungsvorhaben sowie Literaturangaben möglich. BROMBACH & MICHELBACH (1998) quantifizierten den Nährstoffeintrag über die Kanalisationssysteme für das Einzugsgebiet des Bodensees und den Schussen. Von FUCHS & HAHN (1999) sowie BORCHARDT & GEFFERS (1999) wurden im Rahmen des BMBF-Verbundvorhabens „Niederschlag" u. a. auch die Nährstoffeinträge über die Trennkanalisation und die Mischkanalisationsüberläufe sowie von den Einwohnern und versiegelten Flächen, die entweder nur oder nicht an eine Kanalisation angeschlossen sind, für die Flußgebiete des Neckar und der Lahn ermittelt. Für die Ruhr oberhalb von Villigst und oberhalb von Essen liegen ebenfalls Ergebnisse für die Nährstoffeinträge aus der Trenn- und Mischkanalisation vor (RUHRVERBAND, 1998). Abschätzungen der Nährstoffeinträge aus der Trenn- und Mischkanalisation wurden auch vom *Senat für Stadtentwicklung, Umweltschutz und Technologie* in Berlin durchgeführt, die bei BEHRENDT & OPITZ (1996) veröffentlicht sind. HAMM ET AL. (1991) sowie WERNER & WODSAK (1994) geben für die Jahre 1987 bzw. den Zeitraum 1985 bis 1989 die Nährstoffeinträge aus den Kanalisationssystemen und von nicht angeschlossenen Einwohnern und befestigten Flächen an.

Die Tabelle 4.17 zeigt den Vergleich der Ergebnisse dieser Autoren mit den nach MONERIS ermittelten Nährstoffeinträgen aus der Trennkanalisation und den Mischkanalüberläufen. Insgesamt zeigt sich sowohl für Phosphor als auch für Stickstoff eine akzeptable Übereinstimmung mit den Ergebnissen der anderen Autoren. Die Abweichungen liegen zwischen 1% und 122%. Dabei ist jedoch zu beachten, daß die von BROMBACH & MICHELBACH (1998) angegebene Werte sich auf einen Ausbaugrad des Mischsystems von 50% beziehen, während bei unseren Abschätzungen der für 1995 abgeleitete Ausbaugrad von 77% für das Land Baden-Württemberg genutzt wurde.

Bei einem Ausbaugrad von 50% werden von MONERIS Entlastungen von 65 t P/a bzw. 355 t N/a für das Bodensee-Einzugsgebiet und für den Schussen in Höhe von 7 t P/a bzw. 40 t N/a errechnet. Damit verringern sich die Abweichungen für diese beiden Flußgebiete insbesondere bei Phosphor auf weniger als 10%, erhöht sich jedoch für Stickstoff auf Werte um 30%. Bei den Abschätzungen zur Ruhr beziehen sich die Angaben des *Ruhrverbandes* auf die Pegel Villigst und Essen. Für das Einzugsgebiet der Ruhr oberhalb von Essen wurden keine Nährstoffeinträge abgeschätzt. Der Unterschied in der Einzugsgebietsgröße zwischen den Pegeln Duisburg und Essen liegt bei ca. 7%, so daß man davon ausgehen kann, daß die Ergebnisse von MONERIS für den Pegel Essen vermutlich um 5% bis 10% nach unten korrigiert werden müssen. Berücksichtigt man diesen Unterschied der Einzugsgebiete erhöht sich die Abweichung zwischen beiden Schätzungen nur unwesentlich und bleibt für Stickstoff und Phosphor bei dem Pegel Essen unter 30%. Die relativ großen Unterschiede in den ermittelten Werten für die neuen Bundesländer liegen vor allem darin begründet, daß die von WERNER & WODSAK (1994) durchgeführte Schätzung dieser Eintragspfade auf einer

bedeutend geringeren Datenbasis durchgeführt wurde. Für Phosphor treten insbesondere beim Neckar relativ hohe Abweichungen auf. Die Ursachen für diese Abweichungen liegen vermutlich in den verschiedenen Annahmen über die zu berücksichtigenden effektiv wirksamen Starkregentage begründet.

Tabelle 4.17: Vergleich der Nährstoffeinträge aus der Trennkanalisation ($EUT_{N,P}$) und aus Mischkanalisationsüberläufen ($EUM_{N,P}$) nach MONERIS und von anderen Autoren.

Gebiet	Gütepegel	Zeitraum	MONERIS			andere Autoren			Abweichung	Quelle
			EUT_P	EUM_P	Summe	EUT_P	EUM_P	Summe		
			[t P/a]						*[%]*	
Rhein	Oehningen	1993-97	8	46	54			59	*-8,3*	Brombach & Michelbach (1998)
Schussen	Meckenbeuren	1993-97	1	5	6			7	*-14,3*	
Neckar	Mannheim	1993-97	4	180	184	3	101	104	*+77,5*	Fuchs & Hahn (1999)
Lahn	Limburg-Staffel	1993-97	2	36	38	5	43	48	*-20,0*	Borchardt & Geffers (1999)
Ruhr	Villigst	1993-97	2	14	16	6	24	29	*-45,6*	Ruhrverband (1998)
Ruhr	Duisburg	1993-97	10	64	74	19	73	92	*-19,4*	
Spree	Innenstadt Berlin	1993-97	16	22	38	23	15	38	*+0,3*	Behrendt & Opitz (1996)
ABL		1983-87	521	2.870	3.391	1.000	4.800	5.800	*-41,5*	Hamm et al. (1991)
NBL		1983-87	142	634	776	130	1.300	1.430	*-45,8*	Werner & Wodsak (1994)
			EUT_N	EUM_N	Summe	EUT_N	EUM_N	Summe	Abweichung	
			[t N/a]						*[%]*	
Rhein	Oehningen	1993-97	79	225	303			276	*+9,9*	Brombach & Michelbach (1998)
Schussen	Meckenbeuren	1993-97	11	23	34			30	*+13,5*	
Neckar	Mannheim	1993-97	39	895	934	28	618	646	*+44,6*	Fuchs & Hahn (1999)
Lahn	Limburg-Staffel	1993-97	26	171	197	39	273	312	*-36,8*	Borchardt & Geffers (1999)
Ruhr	Villigst	1993-97	31	65	96	30	160	190	*-49,5*	Ruhrverband (1998)
Ruhr	Duisburg	1993-97	134	316	450	100	496	596	*-24,5*	
Spree	Innenstadt Berlin	1993-97	289	217	506	138	90	228	*+121,9*	Behrendt & Opitz (1996)
ABL		1983-87	6.471	9.680	16.151	3.000	17.000	20.000	*-19,2*	Hamm et al. (1991)
NBL		1983-87	1.352	1.531	2.883	840	6.500	7.340	*-60,7*	Werner & Wodsak (1994)

Insgesamt zeigt der Vergleich, daß die erarbeiteten Modellvorstellungen für eine Berechnung der Nährstoffeinträge über die Trennkanalisation und die Mischkanalisationsüberläufe geeignet sind, um diese Einträge für die verschiedenen Flußgebiete abzuschätzen.

Für einen Vergleich der Ergebnisse zu den Nährstoffeinträgen von urbanen Flächen und Einwohnern, die lediglich an eine Kanalisation aber an keine Kläranlage bzw. an keine Kanalisation angeschlossen sind, ist nach Tabelle 4.18 nur mit insgesamt vier Gebieten (Neckar, Lahn, gesamte alte und neue Bundesländer in den Jahren 1987 bzw. 1985-1989) möglich (siehe Fuchs & Hahn, 1999; Borchardt & Geffers, 1999; Hamm et al. 1991; Werner & Wodsak, 1994). Die Abweichungen schwanken für die einzelnen Flußgebiete zwischen 2% und 50%. Für Phosphor zeigen sich für das Gebiet der Lahn und für die neuen Bundesländer im Zeitraum 1985-1989 deutlich höhere Abweichung als für den Neckar und die alten Bundesländer vor 1990. Während die große Abweichung für die neuen Bundesländer vermutlich wiederum auf die grobe Datenbasis bei den Untersuchungen von

WERNER & WODSAK (1994) zurückzuführen ist, ist die Ursache für das Lahngebiet noch nicht geklärt.

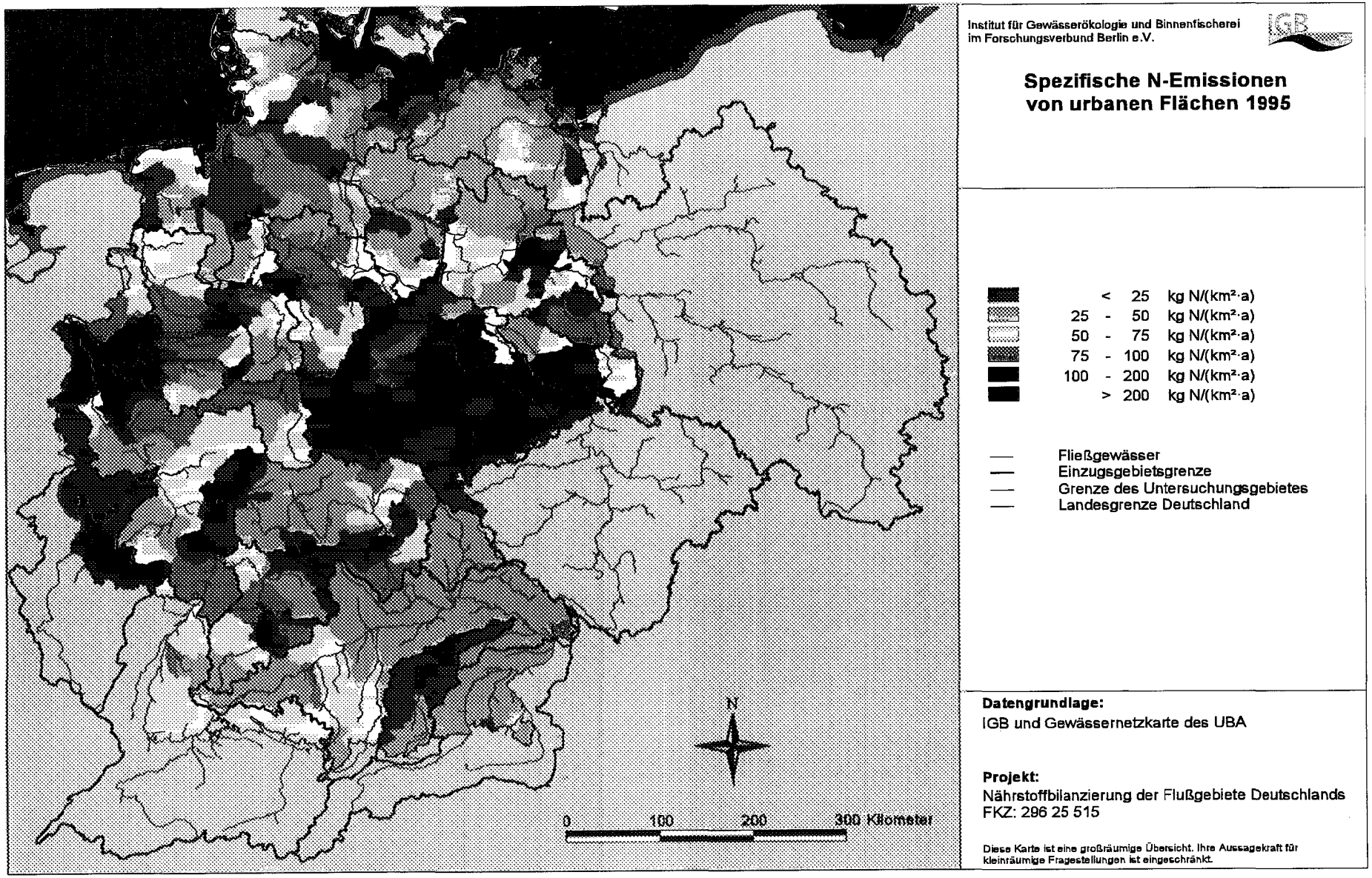
Tabelle 4.18: Vergleich der Nährstoffeinträge von Einwohnern und versiegelten urbanen Flächen, die an keine Kanalisation ($EUN_{N,P}$) oder nur an die Kanalisation ($EUK_{N,P}$) angeschlossen sind, nach MONERIS und von anderen Autoren.

Gebiet	Gütepegel	Zeitraum	MONERIS			andere Autoren			Abweichung	Quelle
			EUK_P	EUN_P	Summe	EUK_P	EUN_P	Summe		
			[t P/a]						*[%]*	
Neckar	Mannheim	*1993-97*	*9*	*1*	*10*	12		12	*-14,4*	FUCHS & HAHN (1999)
Lahn	Limburg-Staffel	1993-97	11	1	11	18		18	*-36,8*	BORCHARDT & GEFFERS (1999)
ABL		1983-87	1.754	388	2.142	2.000		2.000	*+7,1*	HAMM ET AL. (1991)
NBL		1983-87	2.157	724	2.881	2.010	350	2.360	*+22,1*	WERNER & WODSAK (1994)
			EUK_N	EUN_N	Summe	EUK_N	EUN_N	Summe	Abweichung	
			[t N/a]						*[%]*	
Neckar	Mannheim	1993-97	73	25	98	65		65	*+50,4*	FUCHS & HAHN (1999)
Lahn	Limburg-Staffel	1993-97	91	17	108	104		104	*+3,8*	BORCHARDT & GEFFERS (1999)
ABL		1983-87	6.640	4.410	11.049	17.200		17.200	*-35,8*	HAMM ET AL. (1991)
NBL		1983-87	8.079	5.485	13.564	12.260	1.570	13.830	*-1,9*	WERNER & WODSAK (1994)

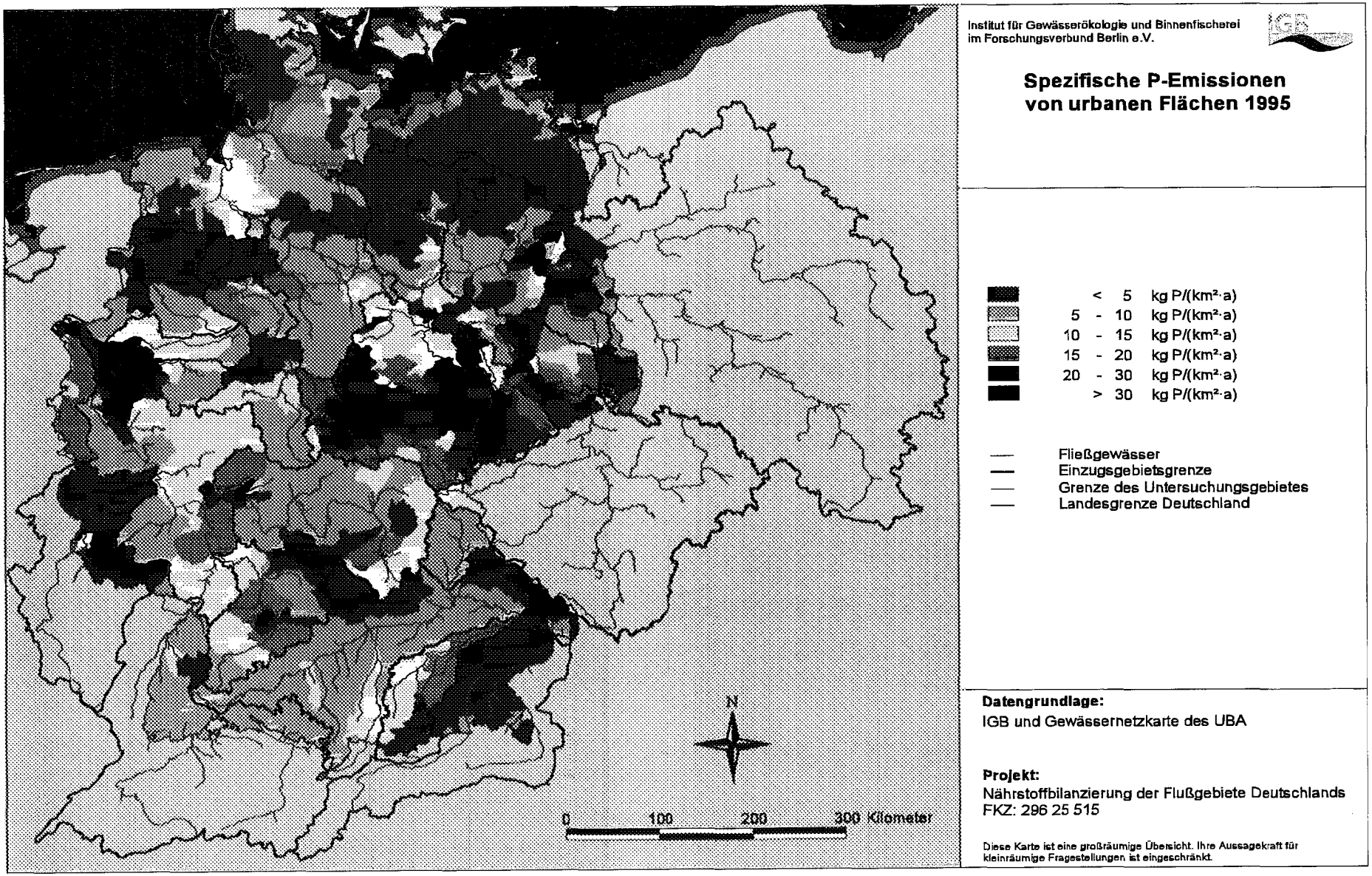
In den Karten 4.15 und 4.16 sind die Ergebnisse der Berechnungen zu den N- und P-Einträgen von versiegelten urbanen Flächen und von Einwohnern über die Mischkanalisationsüberläufe und die Trennkanalisation sowie von Kanalisationssystemen ohne Kläranlagenanschluß und ohne Kanalisation zusammengefaßt für den Zeitraum 1993-1997 dargestellt. Die in den Karten dargestellten spezifischen Einträge beziehen sich dabei auf die gesamte urbane Fläche in dem jeweiligen Flußgebiet.

Die höchsten Belastungen kommen dabei in den Flußgebieten der Länder Thüringen und Sachsen, sowie im unteren und oberen Teil des Rheins vor. Die Ursachen für die hohen spezifischen Nährstoffemissionen liegen insbesondere im Rheingebiet einerseits in dem hohen Anteil von Mischkanalisation aber auch in den generell sehr hohen Bevölkerungsdichten begründet. Demgegenüber werden die hohen Emissionen von urbanen Gebieten im sächsischen und thüringischen Raum v. a. durch den hohen Anteil der Bevölkerung verursacht, der zwar an eine Kanalisation aber an keine Kläranlage angeschlossen ist.

In den Tabellen 4.19 bis 4.22 sind die Ergebnisse bezüglich der einzelnen berücksichtigten Eintragspfade von urbanen Flächen für die 25 Haupteinzugsgebiete im Zeitraum 1983-1987 sowie 1993-1997 und die zeitliche Veränderung aufgeführt. Bei den zeitlichen Veränderungen werden sowohl die Werte unter Berücksichtigung der unterschiedlichen Niederschlagsverhältnisse in den beiden Untersuchungszeiträumen als auch die auf die hydrologische Situation im Zeitraum 1983 bis 1987 normierten Werte aufgeführt.



Karte 4.15: Spezifische N-Emissionen von urbanen Flächen 1995.



Karte 4.16: Spezifische P-Emissionen von urbanen Flächen 1995.

Insgesamt kann man davon ausgehen, daß die P-Einträge aus der Trennkanalisation und den Mischkanalisationsüberläufen abflußbereinigt seit 1985 um 39% abgenommen haben. Dies ist insbesondere auf die Verringerung der menschlichen P-Abgabe von 3,3 (ABL) bzw. 4,0 g P/(E·a) (NBL) im Jahr 1985 auf einheitlich 1,8 g P/(E·a) durch fast vollständigen Ersatz des Phosphors in den Waschmitteln zurückzuführen. Zum geringeren Teil ist der Rückgang der Einträge durch den Ausbau des Speichervolumens im Mischsystem bzw. einen steigenden Anteil der Trennkanalisation bedingt.

Tabelle 4.19: Phosphoreinträge aus der Trennkanalisation (EUT_P) und Mischkanalisationsüberläufen (EUM_P) in die Fließgewässer Deutschlands in den Zeiträumen 1983-1987 und 1993-1997 sowie deren Änderung.

ADR.	Gewässer	1983-1987			1993-97			Änderung	abflußber. Änderung
		EUT_P	EUM_P	Summe	EUT_P	EUM_P	Summe		
		[t P/a]						[%]	
14902	Naab	0,8	24	25	1	13	15	*-41,3*	*-42,0*
16902	Isar	25	120	140	35	50	90	*-40,5*	*-41,8*
18902	Inn	7	33	41	12	18	30	*-25,9*	*-27,4*
19101	Donau	49	410	460	70	220	290	*-36,9*	*-38,4*
23704	Oberrhein	22	110	130	27	60	90	*-32,6*	*-32,9*
23801	Neckar	4	320	330	4	180	180	*-43,8*	*-45,1*
24901	Main	14	430	440	15	210	220	*-49,0*	*-48,5*
26901	Mosel	4	90	90	5	60	60	*-32,5*	*-32,4*
27601	Ruhr	6	160	160	10	60	70	*-54,2*	*-54,3*
27801	Lippe	13	70	80	15	30	45	*-46,0*	*-47,4*
27903	Rhein	120	2.050	2.170	140	1.010	1.150	*-47,0*	*-47,0*
37602	Ems	33	31	60	37	14	50	*-20,6*	*-21,7*
41002	Werra	1	30	31	1	16	17	*-43,9*	*-45,6*
42001	Fulda	4	60	70	4	35	39	*-42,4*	*-42,4*
48901	Aller	80	60	130	90	23	110	*-17,7*	*-19,1*
49103	Weser	110	200	310	130	100	230	*-27,8*	*-28,9*
53801	Schwarze Elster	5	12	16	8	5	13	*-20,8*	*-22,4*
54901	Mulde	1	80	80	6	43	49	*-36,9*	*-40,2*
56901	Saale	18	200	220	22	110	130	*-39,1*	*-41,2*
58901	Havel	70	170	240	80	90	170	*-27,5*	*-29,3*
59311	Elbe	110	580	690	150	300	450	*-34,9*	*-36,9*
69001	Oder	10	11	21	11	6	17	*-16,8*	*-17,7*
Nordsee Küste		190	180	370	220	80	300	*-18,8*	*-19,3*
Ostsee Küste		38	39	80	60	18	80	*+5,7*	*+4,7*
Nordsee gesamt		**570**	**3.040**	**3.610**	**670**	**1.510**	**2.180**	*-39,6*	*-40,2*
Ostsee gesamt		**48**	**50**	**100**	**70**	**24**	**100**	*+0,9*	*0,0*
Schwarzes Meer		**49**	**410**	**460**	**70**	**220**	**290**	*-36,9*	*-38,4*
Deutschland		**660**	**3.500**	**4.170**	**820**	**1.750**	**2.570**	*-38,4*	*-39,0*

Für die Flußgebiete der alten Bundesländer mit einem sehr hohen Anteil von Trennkanalisation (Aller, Ems, Nordseeküste) fallen die Verringerungen naturgemäß geringer aus als für die Gebiete mit einem sehr hohen Anteil von Mischkanalisation (Donau, Neckar,

Main, Ruhr und Lippe). Im Vergleich zu den Flußgebieten in den alten Bundesländern sind die Verminderungen der Einträge aus diesen Quellen mit Ausnahme von Mulde und Saale für die Flußgebiete der neuen Bundesländer gering. Dies gilt insbesondere für das Gebiet der Ostseeküste und die Havel. Die vergleichsweise geringen Verminderungen der P-Einträge sind größtenteils auf den Ausbau der Kanalisationssysteme in den neuen Bundesländern zurückzuführen.

Tabelle 4.20: Stickstoffeinträge aus der Trennkanalisation (EUT_N) und Mischkanalisationsüberläufen (EUM_N) in die Fließgewässer Deutschlands in den Zeiträumen 1983-1987 und 1993-1997 sowie deren Änderung.

ADR.	Gewässer	1983-1987			1993-97			Änderung	abflußber. Änderung
		EUT_N	EUM_N	Summe	EUT_N	EUM_N	Summe		
		[t N/a]						[%]	
14902	Naab	8	80	90	11	60	70	*-14,8*	*-15,7*
16902	Isar	300	400	700	410	250	660	*-6,3*	*-7,6*
18902	Inn	90	110	190	140	80	220	*+15,5*	*+14,0*
19101	Donau	570	1.360	1.930	810	1.040	1.850	*-4,0*	*-5,7*
23704	Oberrhein	210	380	590	270	300	570	*-3,6*	*-4,0*
23801	Neckar	40	1.120	1.160	39	890	930	*-19,2*	*-21,1*
24901	Main	130	1.450	1.580	140	1.020	1.170	*-26,3*	*-25,6*
26901	Mosel	37	280	320	49	260	310	*-2,8*	*-2,7*
27601	Ruhr	80	540	620	130	320	450	*-26,8*	*-27,0*
27801	Lippe	180	240	420	200	150	350	*-15,3*	*-16,7*
27903	Rhein	1.400	6.990	8.390	1.640	4.940	6.590	*-21,4*	*-21,4*
37602	Ems	440	100	540	490	70	560	*+2,5*	*+1,9*
41002	Werra	12	70	80	15	70	80	*-1,5*	*-4,1*
42001	Fulda	45	210	260	50	160	210	*-16,3*	*-16,3*
48901	Aller	870	190	1.050	960	110	1.070	*+2,0*	*+1,1*
49103	Weser	1.300	640	1.940	1.480	460	1.940	*0,0*	*-0,9*
53801	Schwarze Elster	45	26	70	80	20	100	*+34,3*	*+32,8*
54901	Mulde	12	180	190	60	190	250	*+27,6*	*+22,0*
56901	Saale	180	480	660	220	490	710	*+7,9*	*+4,8*
58901	Havel	680	420	1.100	750	450	1.190	*+8,9*	*+7,1*
59311	Elbe	1.100	1.400	2.500	1.420	1.360	2.790	*+11,4*	*+9,0*
69001	Oder	100	26	130	110	27	140	*+10,5*	*+9,9*
Nordsee Küste		2.550	580	3.140	2.910	370	3.290	*+4,8*	*+4,6*
Ostsee Küste		370	90	470	650	80	730	*+57,0*	*+56,3*
Nordsee gesamt		**6.780**	**9.720**	**16.510**	**7.950**	**7.210**	**15.160**	*-8,2*	*-8,7*
Ostsee gesamt		**470**	**120**	**590**	**760**	**110**	**870**	*+47,2*	*+46,5*
Schwarzes Meer		**570**	**1.370**	**1.930**	**810**	**1.040**	**1.860**	*-4,0*	*-5,7*
Deutschland		**7.820**	**11.210**	**19.030**	**9.530**	**8.360**	**17.890**	*-6,0*	*-6,7*

Dies zeigt sich noch deutlicher bei den Stickstoffeinträgen über diese Eintragspfade. Wie die Tabelle 4.20 zeigt, kann man für die Flußgebiete der alten Bundesländer in denen ein Mischkanalisationssystem vorherrscht, deutliche Verminderungen der N-Einträge bis zu 35% feststellen. Dies ist vor allem auf den Ausbau des Speichervolumens im Mischsystem

zurückzuführen. Demgegenüber sind die Verringerungen der Stickstoffeinträge in den Flußgebieten der alten Bundesländer mit vorherrschender Trennkanalisation geringer als 10%. Die Größe dieser Verminderungen ist abhängig von den Veränderungen in der atmosphärischen N-Deposition (siehe Abschnitt 4.1.2.1), so daß in einzelnen Gebieten, wie den deutschen Teil des Inn, wo in den letzten Jahren ein verstärkter Ausbau der Trennkanalisation mit einem leichten Anstieg der atmosphärischen N-Deposition einhergeht, sogar ein Anstieg der N-Einträge aus den beiden Kanalisationssystemen ermittelt wurde.

Für die Flußgebiete der neuen Bundesländer wird generell eine Zunahme der N-Einträge über die Kanalisationssysteme festgestellt. Dies ist vor allem auf die Erhöhung des Anschlußgrades von urbanen Flächen und der Bevölkerung an die Kanalisationssysteme zurückzuführen. Bis auf das Flußgebiet der Havel wurde dabei vorwiegend der Ausbau des Trennsystemes betrieben, so daß sich insbesondere die N-Einträge über diesen Pfad trotz deutlich verminderter atmosphärischer N-Deposition erhöhten. In der Havel muß man davon ausgehen, daß auch das Mischsystem erweitert wurde, so daß hier die N-Einträge über die Trenn- und Mischkanalisationssysteme angestiegen sind. Der höchste Anstieg der N-Einträge über das Kanalisationssystem konnte für das Gebiet der Ostseeküste mit ca. 50% ermittelt werden, was insbesondere durch einen sehr starken Anstieg der Einträge aus dem Trennsystem verursacht wird.

Für Deutschland ergibt sich insgesamt eine Verminderung der Nährstoffeinträge aus der Trennkanalisation und den Mischkanalisationsüberläufen um ca. 39% für Phosphor und 7% für Stickstoff. Für die in Richtung Nordsee und Schwarzes Meer entwässernden Gebiete liegt die Verminderung mit 40% und 39% (Phosphor) bzw. 9% und 6% (Stickstoff) in der gleichen Größenordnung. Für die in die Ostsee entwässernden Teile Deutschlands gab es keine Veränderung der P-Einträge über diese Eintragspfade und für Stickstoff muß man sogar von einer Erhöhung der Einträge von etwas mehr als 46% ausgehen. Dies ist in erster Linie auf eine Zunahme des Anschlußgrades zurückzuführen.

Die Veränderungen der Nährstoffeinträge von Einwohnern und urbanen Flächen, die nur oder nicht an die Kanalisation angeschlossen sind, zeigen die Tabellen 4.21 und 4.22.

Hier zeigt sich für Phosphor in allen Flußgebieten die einheitliche Tendenz einer sehr starken Abnahme dieser Einträge im Bereich von 45% bis 81%. Sie ist wiederum die Folge der Abnahme der spezifischen P-Abgaben der Bevölkerung und einer weiteren Verminderung des Bevölkerungs- und Flächenanteils, der nur an eine Kanalisation ohne Kläranlage oder kein Kanalisationssystem angeschlossen ist.

Tabelle 4.21: Phosphoreinträge in die Flußgebiete Deutschlands von Einwohnern und urbanen Flächen, die nur (EUK_P) oder nicht an die Kanalisation (EUN_P) angeschlossen sind, in den Zeiträumen 1983-1987 und 1993-1997 sowie deren Änderung.

ADR.	Gewässer	1983-1987			1993-97			Änderung	Abflußber. Änderung
		EUK_P	EUN_P	Summe	EUK_P	EUN_P	Summe		
		[t P/a]						*[%]*	
14902	Naab	33	5	37	11	1	12	*-67,5*	*-66,6*
16902	Isar	13	18	31	2	4	6	*-82,1*	*-77,9*
18902	Inn	20	16	36	2	5	6	*-83,2*	*-78,9*
19101	Donau	290	80	360	60	19	80	*-77,9*	*-76,1*
23704	Oberrhein	34	10	44	8	3	11	*-74,6*	*-72,9*
23801	Neckar	31	3	34	9	1	10	*-69,9*	*-68,7*
24901	Main	280	9	290	60	3	60	*-78,2*	*-77,9*
26901	Mosel	370	5	380	90	3	100	*-74,7*	*-74,3*
27601	Ruhr	35	8	43	6	2	8	*-81,5*	*-79,5*
27801	Lippe	5	7	12	1	2	3	*-70,7*	*-64,4*
27903	Rhein	1.140	80	1.220	200	23	230	*-81,4*	*-80,7*
37602	Ems	0,9	20	21	0,6	6	6	*-68,9*	*-58,5*
41002	Werra	280	12	290	100	5	100	*-64,4*	*-64,0*
42001	Fulda	110	2	110	23	0,5	24	*-78,6*	*-78,5*
48901	Aller	90	8	100	16	2	18	*-81,0*	*-80,2*
49103	Weser	510	39	550	140	11	160	*-71,8*	*-71,2*
53801	Schwarze Elster	70	60	130	30	13	43	*-65,7*	*-62,7*
54901	Mulde	410	80	490	130	20	150	*-69,3*	*-68,2*
56901	Saale	1.040	150	1.190	430	31	460	*-61,0*	*-60,3*
58901	Havel	39	210	250	13	48	60	*-75,3*	*-69,7*
59311	Elbe	1.870	640	2.510	720	150	870	*-65,4*	*-63,7*
69001	Oder	18	46	60	10	23	33	*-48,3*	*-45,1*
Nordsee Küste		49	80	130	8	19	26	*-79,0*	*-74,0*
Ostsee Küste		33	130	170	34	22	60	*-66,6*	*-62,8*
Nordsee gesamt		**3.570**	**860**	**4.430**	**1.080**	**210**	**1.280**	*-71,0*	*-69,6*
Ostsee gesamt		**50**	**180**	**230**	**43**	**45**	**90**	*-61,5*	*-57,9*
Schwarzes Meer		**290**	**80**	**360**	**60**	**19**	**80**	*-77,9*	*-76,0*
Deutschland		**3.910**	**1.110**	**5.020**	**1.180**	**270**	**1.450**	*-71,1*	*-69,5*

Da bei Stickstoff keine Veränderung der spezifischen Abgaben der Bevölkerung berücksichtigt wurde, fallen auch die Verminderungen oft geringer aus und liegen im Bereich von 8% bis 53%. An den Schwerpunkten der Belastung hat sich kaum etwas geändert. So stellen die Nährstoffeinträge über diese Pfade in der Saale auch noch im Zeitraum 1993-1997 ca. ein Viertel und in der Elbe mehr als die Hälfte der gesamten Einträge Deutschlands.

Ursache dafür ist vor allem der in den Ländern Sachsen und Thüringen noch vorhandene hohe Anteil der Bevölkerung, der zwar an ein Kanalisationssystem aber an keine Kläranlage angeschlossen ist.

Tabelle 4.22: Stickstoffeinträge in die Flußgebiete Deutschlands von Einwohnern und urbanen Flächen, die nur (EUK_N) oder nicht an die Kanalisation (EUN_N) angeschlossen sind, in den Zeiträumen 1983-1987 und 1993-1997 sowie deren Änderung.

ADR.	Gewässer	1983-1987			1993-97			Änderung	abflußber. Änderung
		EUK_N	EUN_N	Summe	EUK_N	EUN_N	Summe		
		[t N/a]						[%]	
14902	Naab	120	49	170	100	23	120	*-31,0*	*-26,5*
16902	Isar	49	190	240	14	80	100	*-59,9*	*-48,4*
18902	Inn	80	180	260	11	110	120	*-54,2*	*-41,2*
19101	Donau	1.090	800	1.890	520	430	950	*-49,8*	*-42,3*
23704	Oberrhein	130	130	260	50	80	130	*-48,5*	*-42,0*
23801	Neckar	120	27	150	70	25	100	*-33,1*	*-26,9*
24901	Main	1.040	100	1.140	510	60	570	*-49,8*	*-48,0*
26901	Mosel	1.400	60	1.460	790	70	870	*-40,4*	*-38,9*
27601	Ruhr	130	90	220	47	60	100	*-53,4*	*-45,0*
27801	Lippe	20	70	90	11	50	60	*-36,3*	*-19,6*
27903	Rhein	4.310	890	5.190	1.720	550	2.260	*-56,4*	*-53,1*
37602	Ems	4	220	220	2	140	140	*-35,1*	*-14,3*
41002	Werra	1.060	90	1.150	870	100	970	*-15,2*	*-12,6*
42001	Fulda	410	25	440	200	11	210	*-51,2*	*-50,4*
48901	Aller	330	90	420	140	45	180	*-56,7*	*-53,3*
49103	Weser	1.930	390	2.320	1.250	240	1.500	*-35,6*	*-32,3*
53801	Schwarze Elster	250	440	690	260	280	540	*-22,1*	*-10,5*
54901	Mulde	1.530	610	2.130	1.130	430	1.560	*-26,9*	*-21,1*
56901	Saale	3.880	1.130	5.010	3.740	670	4.420	*-11,9*	*-8,0*
58901	Havel	150	1.600	1.750	110	1.060	1.170	*-33,2*	*-16,1*
59311	Elbe	6.990	4.940	11.930	6.210	3.250	9.460	*-20,7*	*-13,1*
69001	Oder	70	560	640	60	540	600	*-6,0*	*+0,8*
Nordsee Küste		200	910	1.110	50	480	530	*-52,4*	*-40,3*
Ostsee Küste		120	1.170	1.290	290	470	760	*-41,2*	*-30,8*
Nordsee gesamt		**13.430**	**7.350**	**20.780**	**9.240**	**4.660**	**13.900**	*-33,1*	*-26,7*
Ostsee gesamt		**200**	**1.730**	**1.930**	**350**	**1.010**	**1.360**	*-29,6*	*-20,4*
Schwarzes Meer		**1.090**	**810**	**1.900**	**530**	**430**	**960**	*-49,7*	*-42,1*
Deutschland		**14.720**	**9.890**	**24.610**	**10.120**	**6.100**	**16.210**	*-34,1*	*-27,4*

4.1.2.7 Gesamte diffuse Nährstoffeinträge

In den Abschnitten 4.1.2.1 bis 4.1.2.6 wurden die Ergebnisse der Abschätzungen zu den Nährstoffeinträgen über die einzelnen diffusen Pfade vorgestellt. Im folgenden wird ein Überblick zu den gesamten diffusen Nährstoffeinträgen und ihren Veränderungen gegeben. Ein Vergleich mit den Ergebnissen anderer Autoren bezüglich der gesamten diffusen Nährstoffeinträge wird in Abschnitt 4.1.5 gegeben.

Stickstoff

In den Tabellen 4.23 bis 4.25, den Abbildungen 4.5 und 4.6 und den Karten 4.17 und 4.18 sind die Ergebnisse für die diffusen Stickstoffeinträge dargestellt.

Bei den diffusen Stickstoffeinträgen wird in allen Flußgebieten und beiden betrachteten Zeiträumen der Hauptteil der Einträge nur durch die Pfade Grundwasser und Dränage verursacht. Für Deutschland insgesamt werden über diese beiden Pfade 67% bzw. 21% der gesamten diffusen N-Belastung eingetragen. Der Anteil der N-Einträge über das Grundwasser an den gesamten diffusen N-Emissionen schwankt regional zwischen 39% (Ostseeküste) und 90% (Naab). Dementsprechend liegen die niedrigsten und die höchsten N-Einträge aus Dränagen mit 0% bzw. 50% der diffusen N-Belastungen im Flußgebiet der Naab bzw. im Gebiet der Ostseeküste. Von den übrigen diffusen Eintragspfaden erreichen lediglich die N-Einträge von urbanen Flächen in den Flußgebieten der neuen Bundesländer noch einen Anteil von mehr als 10% (11% bis 20%). Auf Grund des hohen Anteils von Seen in den Einzugsgebieten der Ostseeküste und der Havel verursachen die N-Einträge über atmosphärische Deposition mit 4,5% bzw. 6,7% einen im Vergleich zu den anderen Flußgebieten (0,5% bis 2,5%) hohen Anteil an den gesamten diffusen N-Emissionen.

Im Zeitraum 1993 bis 1997 treten die höchsten spezifischen diffusen Stickstoffeinträge mit mehr als 30 kg N/(ha·a) in den Flußgebieten der Lippe und der Ems auf. In den Flußgebieten der Isar, des Inn und dem Gebiet der Nordseeküste wurden darüber hinaus noch spezifische diffuse N-Einträge zwischen 20 und 22 kg N/(ha·a) ermittelt. Werte zwischen 18 und 20 kg N/(ha·a) kommen in den Flußgebieten der gesamten Donau, des Neckar, der Werra, der Mulde und der Saale vor. Mit 7 bzw. 8 kg N/(ha·a) sind die spezifischen diffusen N-Einträge in den Flußgebieten der Havel und des deutschen Teils der Oder am geringsten.

Die Höhe der gesamten diffusen Stickstoffeinträge in die Flußgebiete Deutschlands lag nach den Berechnungen für den Zeitraum 1993 bis 1997 bei 586.000 t N/a. Für den Zeitraum 1983 bis 1987 wurden diffuse Stickstoffeinträge von 653.000 t N/a geschätzt. Dies entspricht einer Verminderung von 10%. Bei gleichen hydrologischen Bedingungen, wie im Zeitraum 1983-1987 würde die Verminderung der diffusen Stickstoffeinträge bei 9% liegen. Die größten Verminderungen der diffusen N-Einträge wurden mit 22% im Gebiet der Ostseeküste ermittelt.

Tabelle 4.23: Diffuse Stickstoffeinträge in die Flußgebiete Deutschlands im Zeitraum 1993-1997.

ADR.	Gewässer	EGW_N	EDR_N	EAD_N	EER_N	ERO_N	EUR_N	ED_N
		[t N/a]						
14902	Naab	6.990	50	100	330	100	190	7.770
16902	Isar	12.780	2.650	360	220	810	750	17.560
18902	Inn	12.980	1.570	330	270	1.150	340	16.650
19101	Donau	78.090	16.600	1.440	2.490	4.190	2.800	105.610
23704	Oberrhein	12.890	1.480	420	510	1.460	700	17.470
23801	Neckar	18.960	5.610	140	710	650	1.030	27.100
24901	Main	32.980	3.070	340	2.100	530	1.740	40.760
26901	Mosel	11.670	950	120	290	500	1.180	14.710
27601	Ruhr	4.810	170	140	25	590	550	6.280
27801	Lippe	8.620	5.180	130	140	260	410	14.750
27903	Rhein	122.750	22.340	2.300	4.610	5.110	8.850	165.970
37602	Ems	21.850	4.530	250	210	460	700	28.000
41002	Werra	7.550	810	60	320	170	1.050	9.960
42001	Fulda	8.680	950	110	190	270	430	10.630
48901	Aller	14.800	8.560	310	560	490	1.260	25.980
49103	Weser	45.820	13.910	740	1.400	1.380	3.440	66.690
53801	Schwarze Elster	2.860	1.930	140	60	42	630	5.670
54901	Mulde	6.840	3.920	100	490	180	1.810	13.340
56901	Saale	23.360	10.560	380	1.610	390	5.130	41.430
58901	Havel	9.000	3.830	1.110	130	100	2.360	16.520
59311	Elbe	57.270	30.340	2.700	2.830	890	12.250	106.290
69001	Oder	1.740	1.100	90	100	22	740	3.800
Nordsee Küste		54.000	16.160	1.510	210	1.290	3.820	77.000
Ostsee Küste		12.600	16.410	1.470	430	200	1.490	32.600
Nordsee gesamt		**301.690**	**87.280**	**7.510**	**9.270**	**9.140**	**29.060**	**443.940**
Ostsee gesamt		**14.340**	**17.510**	**1.560**	**530**	**220**	**2.230**	**36.390**
Schwarzes Meer		**78.390**	**16.600**	**1.440**	**2.490**	**4.200**	**2.810**	**105.940**
Deutschland		**394.430**	**121.390**	**10.510**	**12.290**	**13.560**	**34.100**	**586.280**

Mit Ausnahme der Werra konnte darüber hinaus in allen Flußgebieten der neuen Bundesländer sowie in Lippe und Ruhr eine Verminderung der diffusen N-Einträge im Bereich von 10% bis 15% festgestellt werden. Demgegenüber sind die abflußbereinigten Verminderungen in den Flußgebieten von Donau, Ems, Weser und dem Gebiet der Nordseeküste mit 5% und weniger am geringsten. Berechnet man die Veränderungen für die vorwiegend durch die Landwirtschaft beeinflußten Eintragspfade (Grundwasser, Dränagen, Erosion und Abschwemmung) separat (siehe Tabelle 4.25), so kann man im Durchschnitt eine etwas geringere Abnahme als für die gesamten diffusen N-Einträge feststellen.

Tabelle 4.24: Diffuse Stickstoffeinträge in die Flußgebiete Deutschlands im Zeitraum 1983-1987.

ADR.	Gewässer	EGW_N	EDR_N	EAD_N	EER_N	ERO_N	EUR_N	ED_N
		[t N/a]						
14902	Naab	8.230	60	160	300	150	260	9.170
16902	Isar	11.370	3.360	420	210	770	940	17.070
18902	Inn	13.120	2.060	330	240	980	450	17.170
19101	Donau	79.400	21.110	1.790	2.340	4.090	3.830	112.560
23704	Oberrhein	14.160	2.100	520	500	1.590	840	19.710
23801	Neckar	20.520	7.150	130	700	590	1.300	30.390
24901	Main	34.870	3.880	470	1.990	680	2.720	44.610
26901	Mosel	13.310	1.190	130	290	480	1.780	17.170
27601	Ruhr	5.010	210	200	32	730	830	7.010
27801	Lippe	8.240	6.680	170	150	260	510	16.010
27903	Rhein	132.580	28.690	2.760	4.570	5.660	13.580	187.840
37602	Ems	19.080	5.690	310	210	370	770	26.430
41002	Werra	7.600	1.270	90	340	170	1.230	10.720
42001	Fulda	9.680	1.200	150	200	360	700	12.280
48901	Aller	16.400	10.750	380	570	400	1.480	29.980
49103	Weser	50.060	17.740	960	1.460	1.340	4.270	75.820
53801	Schwarze Elster	3.270	3.010	240	70	19	760	7.380
54901	Mulde	6.710	6.170	170	520	110	2.330	16.010
56901	Saale	21.990	16.630	600	1.620	310	5.670	46.820
58901	Havel	9.270	6.030	1.610	120	27	2.840	19.910
59311	Elbe	53.760	47.460	4.060	2.880	570	14.430	123.160
69001	Oder	1.670	1.740	130	100	13	760	4.420
Nordsee Küste		52.770	20.810	1.960	210	1.130	4.250	81.130
Ostsee Küste		11.840	25.030	2.080	430	140	1.760	41.280
Nordsee gesamt		**308.240**	**120.400**	**10.040**	**9.330**	**9.080**	**37.290**	**494.380**
Ostsee gesamt		**13.510**	**26.780**	**2.210**	**530**	**160**	**2.520**	**45.700**
Schwarzes Meer		**79.680**	**21.110**	**1.790**	**2.340**	**4.110**	**3.830**	**112.880**
Deutschland		**401.430**	**168.290**	**14.050**	**12.200**	**13.350**	**43.650**	**652.978**

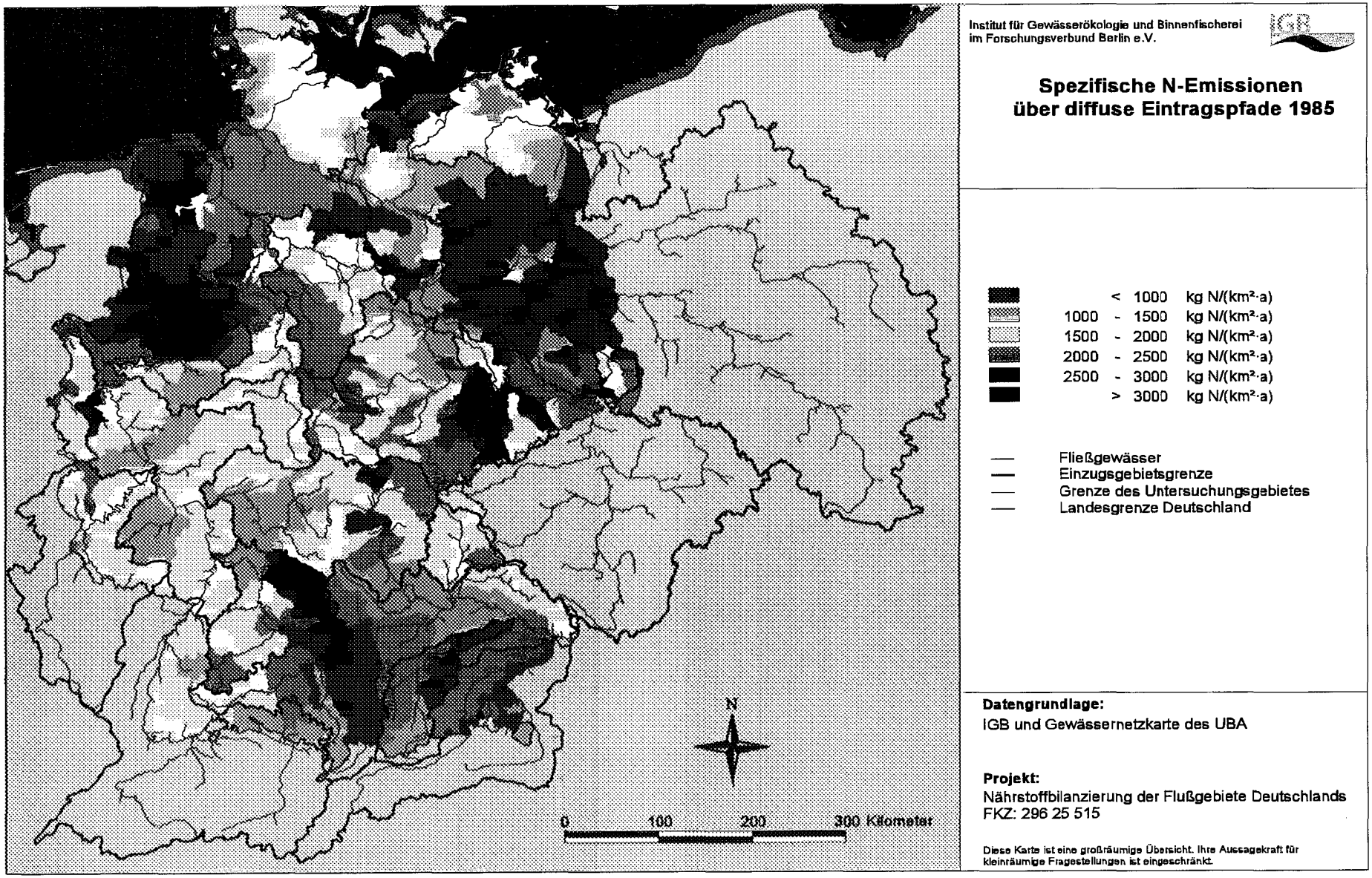
In der Naab, dem Flußgebiet mit dem höchsten Anteil der N-Einträge aus dem Grundwasser wurde sogar noch ein leichter Anstieg der landwirtschaftlich beeinflußten diffusen N-Einträge geschätzt.

Die Verminderung der landwirtschaftlich beeinflußten N-Einträge ist vor allem auf die starke Verringerung der Stickstoffeinträge aus Dränagen zurückzuführen. Diese sind wiederum das Ergebnis reduzierter N-Überschüsse auf der landwirtschaftlichen Nutzfläche. Gegenüber dem Grundwasserpfad zeigt sich bei N-Einträgen aus Dränagen die Wirkung der geringeren N-Überschüsse sehr schnell. Bezüglich der N-Einträge über das Grundwasser müßten nach den hier verwendeten Modellvorstellungen erst im nächsten Jahrzehnt deutliche Verminderungen infolge verringerter N-Überschüsse zu erwarten sein.

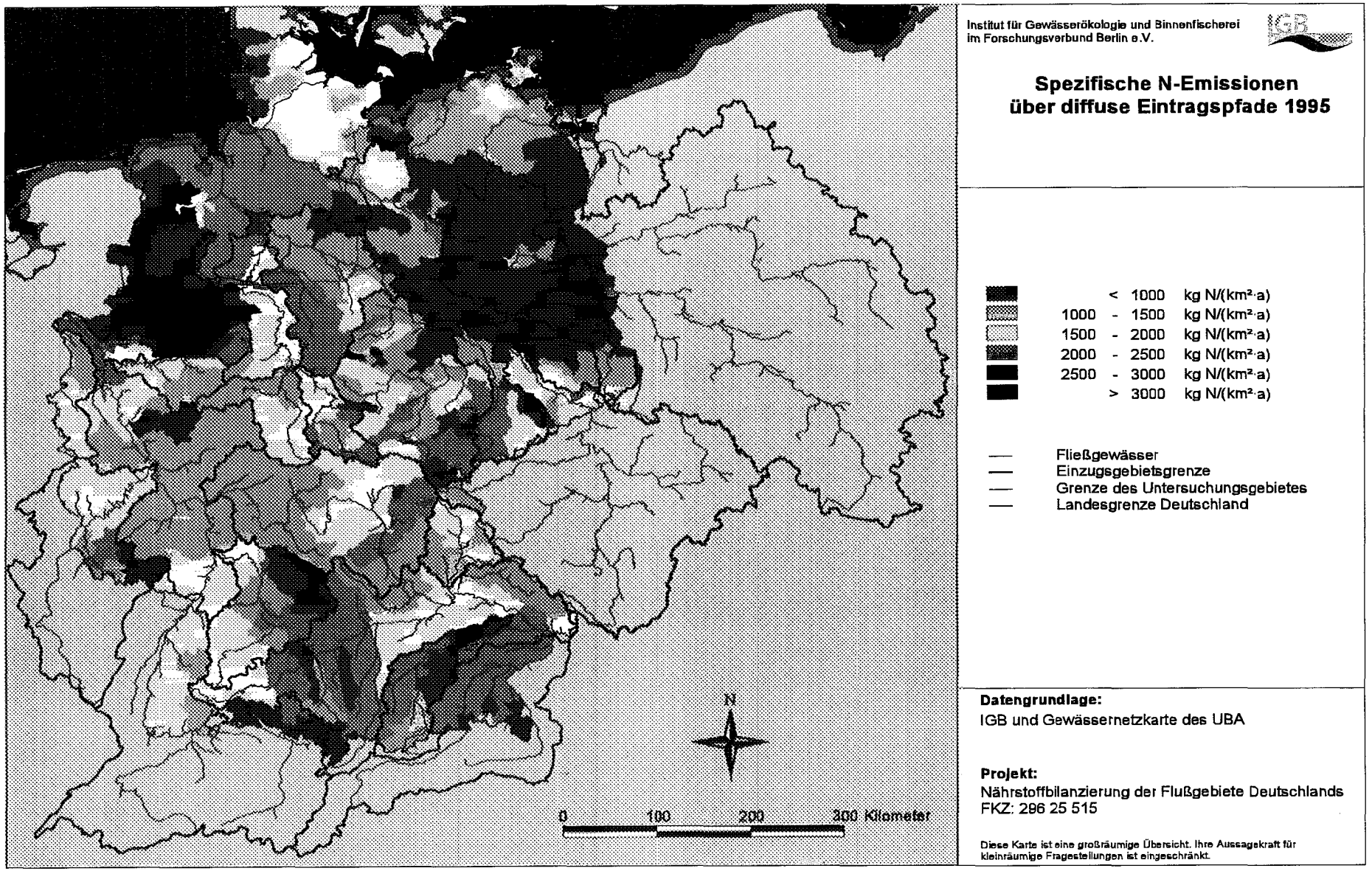
Tabelle 4.25: Änderung der diffusen Stickstoffeinträge in die Flußgebiete Deutschlands vom Zeitraum 1983-1987 zum Zeitraum 1993-1997.

ADR.	Gewässer	$EGW_N+EDR_N+EER_N+ERO_N$		EAD_N+EUR_N		ED_N	
		Änderung	abflußber. Änderung	Änderung	abflußber. Änderung	Änderung	abflußber. Änderung
		[%]					
14902	Naab	-14,5	+1,7	-31,0	-29,7	-15,2	+0,3
16902	Isar	+4,7	-3,3	-18,4	-17,1	+2,9	-4,4
18902	Inn	-2,5	+0,3	-14,1	-10,1	-3,0	-0,2
19101	Donau	-5,2	-2,6	-24,5	-23,0	-6,2	-3,6
23704	Oberrhein	-10,9	-6,4	-17,7	-16,8	-11,3	-7,1
23801	Neckar	-10,5	-8,4	-18,6	-19,9	-10,8	-8,9
24901	Main	-6,6	-6,1	-34,9	-34,2	-8,6	-8,1
26901	Mosel	-12,1	-4,9	-31,9	-30,9	-14,3	-7,7
27601	Ruhr	-6,5	-8,3	-33,0	-31,5	-10,4	-11,8
27801	Lippe	-7,3	-13,3	-20,3	-18,9	-7,8	-13,5
27903	Rhein	-9,7	-7,4	-31,7	-31,0	-11,6	-9,4
37602	Ems	+6,7	-2,3	-11,4	-9,6	+5,9	-2,6
41002	Werra	-5,8	-0,2	-15,9	-13,9	-7,0	-1,9
42001	Fulda	-11,8	-0,6	-35,8	-35,7	-13,5	-3,0
48901	Aller	-13,2	-7,9	-15,7	-16,5	-13,3	-8,4
49103	Weser	-11,5	-4,0	-20,0	-19,5	-12,0	-5,1
53801	Schwarze Elster	-23,2	-14,6	-22,7	-14,8	-23,1	-14,6
54901	Mulde	-15,4	-14,1	-23,5	-19,0	-16,7	-14,9
56901	Saale	-11,4	-11,1	-12,1	-9,4	-11,5	-10,9
58901	Havel	-15,5	-10,7	-22,1	-16,2	-17,0	-11,9
59311	Elbe	-12,7	-13,2	-19,1	-14,7	-13,7	-13,4
69001	Oder	-15,9	-15,1	-7,0	-2,3	-14,1	-12,5
Nordsee Küste		-4,3	-4,8	-14,2	-11,5	-5,1	-5,3
Ostsee Küste		-20,8	-22,3	-22,9	-19,6	-21,0	-22,0
Nordsee gesamt		-8,9	-7,5	-22,8	-20,3	-10,2	-8,7
Ostsee gesamt		-20,4	-21,6	-19,9	-16,4	-20,4	-21,1
Schwarzes Meer		-5,2	-2,6	-24,5	-23,0	-6,1	-3,6
Deutschland		-9,0	-7,6	-22,7	-20,2	-10,3	-8,7

Die in den Karten 4.17 und 4.18 dargestellten spezifischen N-Emissionen über diffuse Eintragspfade für die beiden Zeiträume 1983-1987 und 1993-1997 machen ebenfalls die Tendenz des Rückganges der diffusen N-Einträge anschaulich, indem insbesondere der Anteil von Flußgebieten mit spezifischen N-Einträgen von mehr als 30 kg N/(ha·a) zurückgegangen ist. Darüber hinaus zeigen die Karten, daß auch innerhalb der in den Tabellen berücksichtigten Flußgebiete deutliche Unterschiede bezüglich der diffusen N-Einträge bestehen. Diese sind oft durch die Dominanz einzelner Eintragspfade in einigen Teilgebieten verursacht. Lediglich in den nordwestdeutschen Flußgebieten der Ems, der Vechte und der Lippe überlagern sich die hohen bis sehr hohen N-Einträge über die einzelnen Pfade zu einem nahezu geschlossenen Gebiet mit den höchsten spezifischen N-Einträgen in die Flüsse.



Karte 4.17: Spezifische N-Emissionen über diffuse Eintragspfade 1985.



Karte 4.18: Spezifische N-Emissionen über diffuse Eintragspfade 1995.

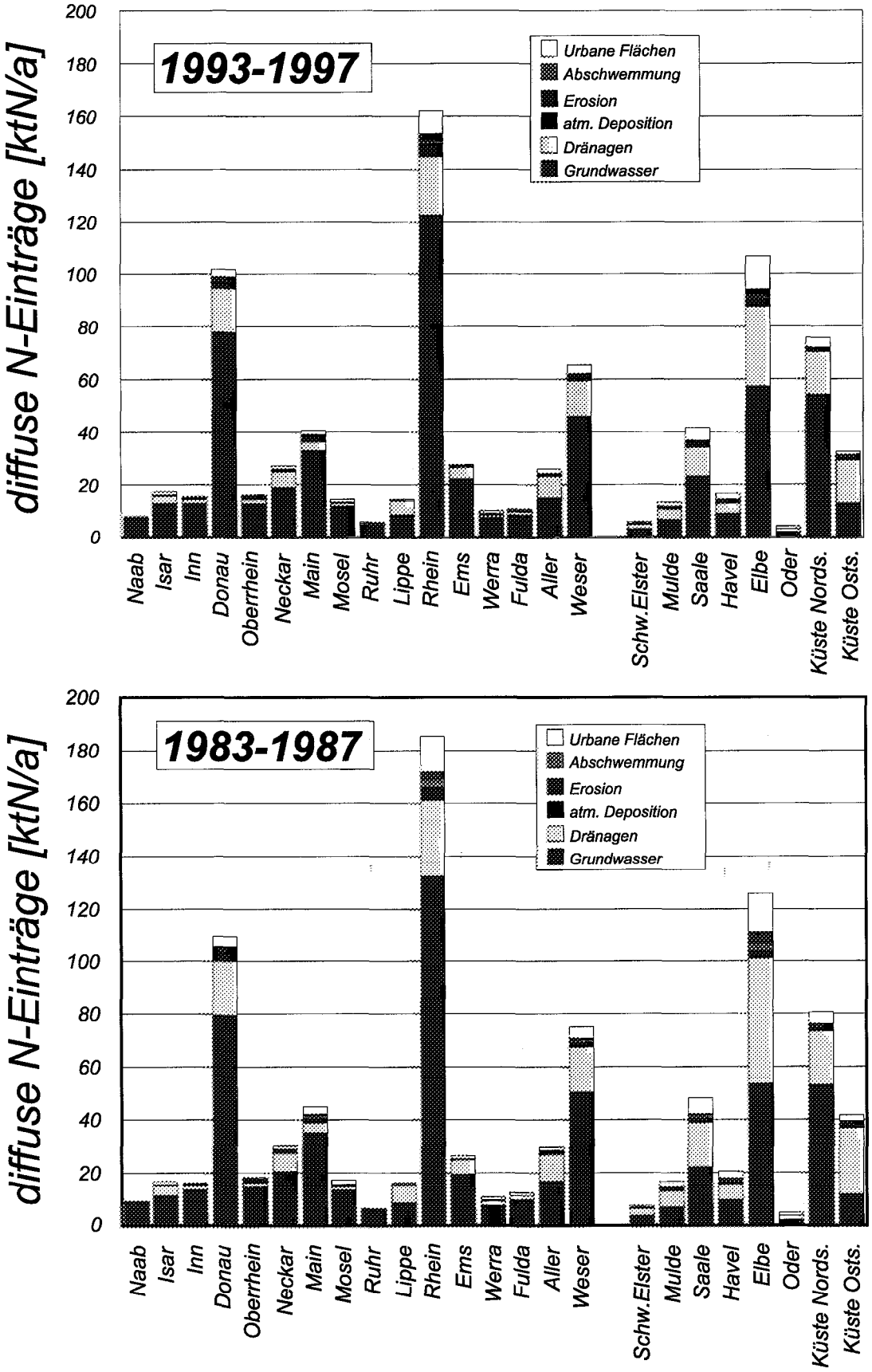


Abbildung 4.5: Diffuse Stickstoffeinträge in die Flußgebiete Deutschlands nach Eintragspfaden im Zeitraum 1983-1987 und 1993-1997.

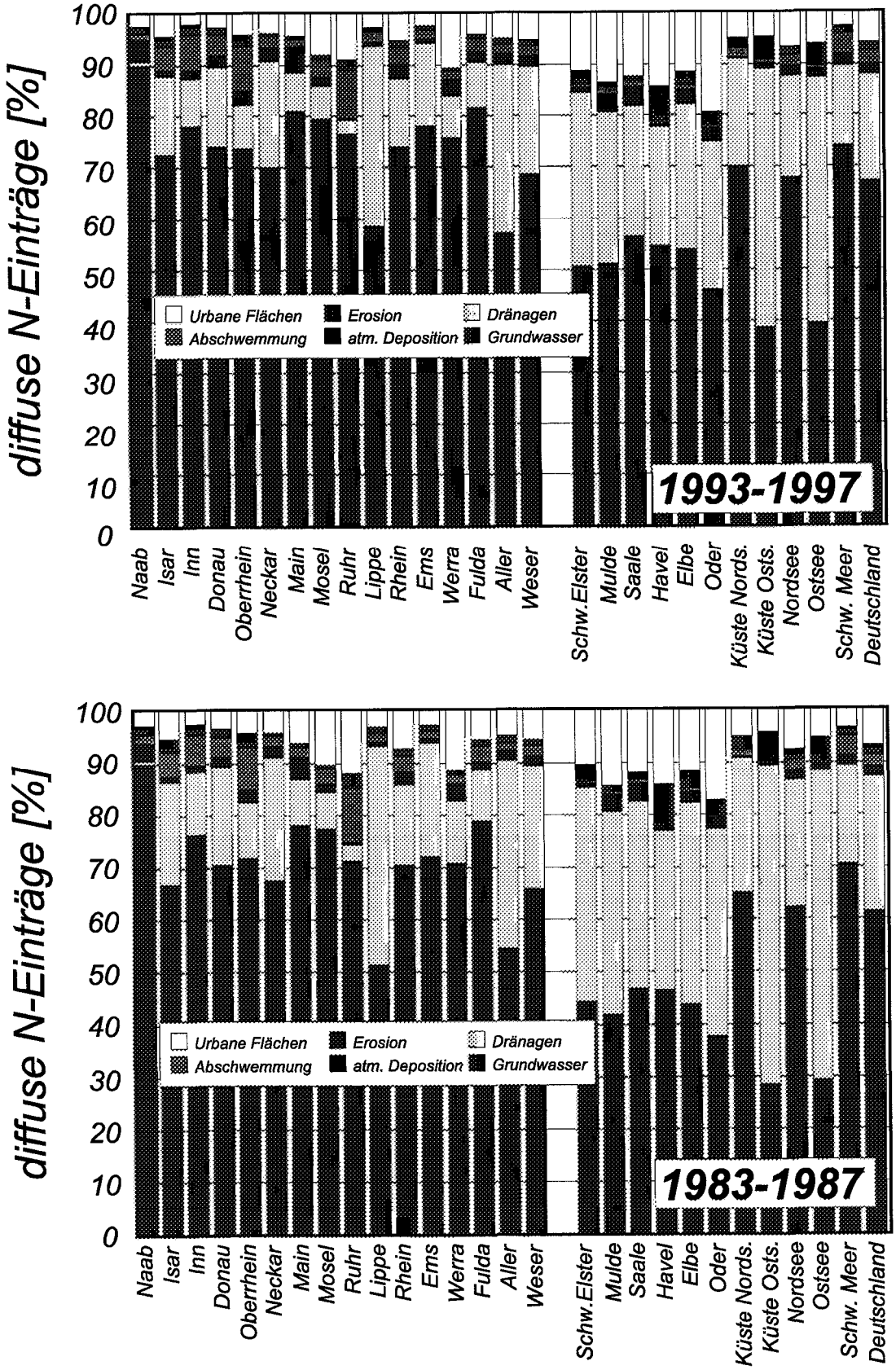


Abbildung 4.6: Anteile der Eintragspfade an den gesamten diffusen Stickstoffeinträgen in die Flußgebiete Deutschlands im Zeitraum 1983-1987 und 1993-1997.

Phosphor

In den Tabellen 4.26 bis 4.28, den Abbildungen 4.7 und 4.8 und den Karten 4.19 und 4.20 sind die Ergebnisse für die diffusen Phosphoreinträge dargestellt.

Bei Phosphor zeigt sich im Vergleich zu Stickstoff bei den diffusen Einträgen ein differenzierteres Bild. Zwar stellen im Zeitraum 1993-1997 die P-Einträge über Erosion im Mittel für Deutschland mit 33% den dominanten Eintragspfad dar. Der Anteil dieses Pfades an der gesamten diffusen P-Belastung schwankt jedoch zwischen 3% (Gebiet der Nordseeküste) und 64% (Main). Mit 23% stellen die P-Einträge über das Grundwasser im Mittel für Deutschland den zweitwichtigsten Eintragspfad dar. Auch hier zeigen sich sehr große Unterschiede in den einzelnen Flußgebieten, so daß in der Saale bzw. Mulde der Anteil bei lediglich 6% bzw. 7% und in der Ems bei 64% liegt. Auch bei den P-Einträgen über Dränagen, Abschwemmung und von urbanen Flächen, die zwischen 13% und 16% der gesamten diffusen P-Belastung verursachen, zeigen sich große Unterschiede in den Flußgebieten.

Im Zeitraum 1993 bis 1997 treten die höchsten spezifischen diffusen P-Einträge mit mehr als 1 kg P/(ha·a) in den Flußgebieten der Ems und der Nordseeküste auf. In den Flußgebieten der Isar, des Inn und des oberen Rheins sowie der Mulde und Saale konnten spezifische diffuse P-Einträge zwischen 0,8 und 0,9 kg P/(ha·a) ermittelt werden. Demgegenüber liegen in den Flußgebieten der Schwarzen Elster, der Havel und der Ostseeküste die spezifischen diffusen P-Einträge unter 0,4 kg P/(ha·a) und im deutschen Einzugsgebiet der Oder nur wenig über 0,4 kg P/(ha·a).

Die Höhe der gesamten diffusen Phosphoreinträge in die Flußgebiete Deutschlands lag nach unseren Berechnungen für den Zeitraum 1993 bis 1997 bei ca. 24.600 t P/a. Für den Zeitraum 1983 bis 1987 wurden diffuse Phosphoreinträge von etwa 29.600 t P/a geschätzt. Dies entspricht einer Verminderung von 17%. Bei gleichen hydrologischen Bedingungen, wie im Zeitraum 1983-1987 würde die Verminderung der diffusen P-Einträge bei 16% liegen. Verminderungen der diffusen P-Einträge von mehr als 30% wurden in den Flußgebieten der Mosel, der Mulde und der Werra ermittelt. Weniger als 10% Verminderung wurden demgegenüber in den Flußgebieten der Donau, der Ems und der Aller sowie im Gebiet der Nordseeküste bestimmt.

Berechnet man auch für Phosphor die Veränderungen für die vorwiegend durch die Landwirtschaft beeinflußten Eintragspfade (Grundwasser, Dränagen, Erosion und Abschwemmung) separat (siehe Tabelle 4.28), so kann man unter der Annahme gleicher Abflußbedingungen in allen Flußgebieten einen Anstieg der P-Einträge über diese Pfade in einem Bereich von 0,3% bis 6% feststellen. Dies ist in erster Linie auf die Zunahme der erosionsbedingten P-Einträge infolge der weiteren Erhöhung der P-Gehalte im Oberboden des Ackerlandes zurückzuführen.

Tabelle 4.26: Diffuse Phosphoreinträge in die Flußgebiete Deutschlands im Zeitraum 1993-1997.

ADR.	Gewässer	EGW_P	EDR_P	EAD_P	EER_P	ERO_P	EUR_P	ED_P
		[t P/a]						
14902	Naab	47	0	2	150	22	27	240
16902	Isar	110	21	6	260	150	90	640
18902	Inn	130	14	6	300	190	36	670
19101	Donau	590	90	29	1.910	810	370	3.790
23704	Oberrhein	130	9	11	350	370	100	960
23801	Neckar	90	17	3	450	210	190	960
24901	Main	200	13	8	1.190	160	290	1.860
26901	Mosel	100	13	3	120	130	160	530
27601	Ruhr	60	1	2	22	140	80	310
27801	Lippe	50	20	2	120	70	48	310
27903	Rhein	850	100	46	2.770	1.320	1.380	6.460
37602	Ems	670	90	4	110	110	60	1.040
41002	Werra	49	5	1	150	60	120	380
42001	Fulda	70	5	2	120	70	60	330
48901	Aller	130	260	6	450	160	130	1.130
49103	Weser	530	360	14	1.000	410	380	2.690
53801	Schwarze Elster	50	15	4	50	16	60	200
54901	Mulde	39	17	2	260	70	200	590
56901	Saale	110	32	9	1.000	140	600	1.890
58901	Havel	380	34	29	100	31	230	810
59311	Elbe	1.000	160	70	1.740	320	1.320	4.620
69001	Oder	50	7	3	70	7	50	190
Nordsee Küste		1.770	2.370	26	160	240	330	4.880
Ostsee Küste		270	90	39	350	70	140	950
Nordsee gesamt		**4.820**	**3.070**	**160**	**5.770**	**2.400**	**3.460**	**19.700**
Ostsee gesamt		**330**	**100**	**41**	**420**	**70**	**190**	**1.150**
Schwarzes Meer		**590**	**90**	**29**	**1.910**	**810**	**370**	**3.800**
Deutschland		**5.740**	**3.260**	**230**	**8.100**	**3.290**	**4.020**	**24.640**

Da die anderen vorwiegend durch die Landwirtschaft beeinflußten diffusen P-Einträge sich abflußbereinigt nicht verändert haben, ist die Reduzierung der gesamten diffusen P-Einträge fast ausschließlich auf die verminderten Einträge von urbanen Flächen zurückzuführen.

Im Zeitraum 1983-1987 verursachten die P-Einträge von urbanen Flächen im Mittel für Deutschland mit 31% bzw. ca. 9.200 t P/a noch den größten Anteil der diffusen P-Belastung. In den Flußgebieten der neuen Bundesländer sowie in Mosel und Ruhr wurden sogar 50% und mehr der diffusen P-Einträge durch diesen Pfad bestimmt.

Tabelle 4.27: Diffuse Phosphoreinträge in die Flußgebiete Deutschlands im Zeitraum 1983-1987.

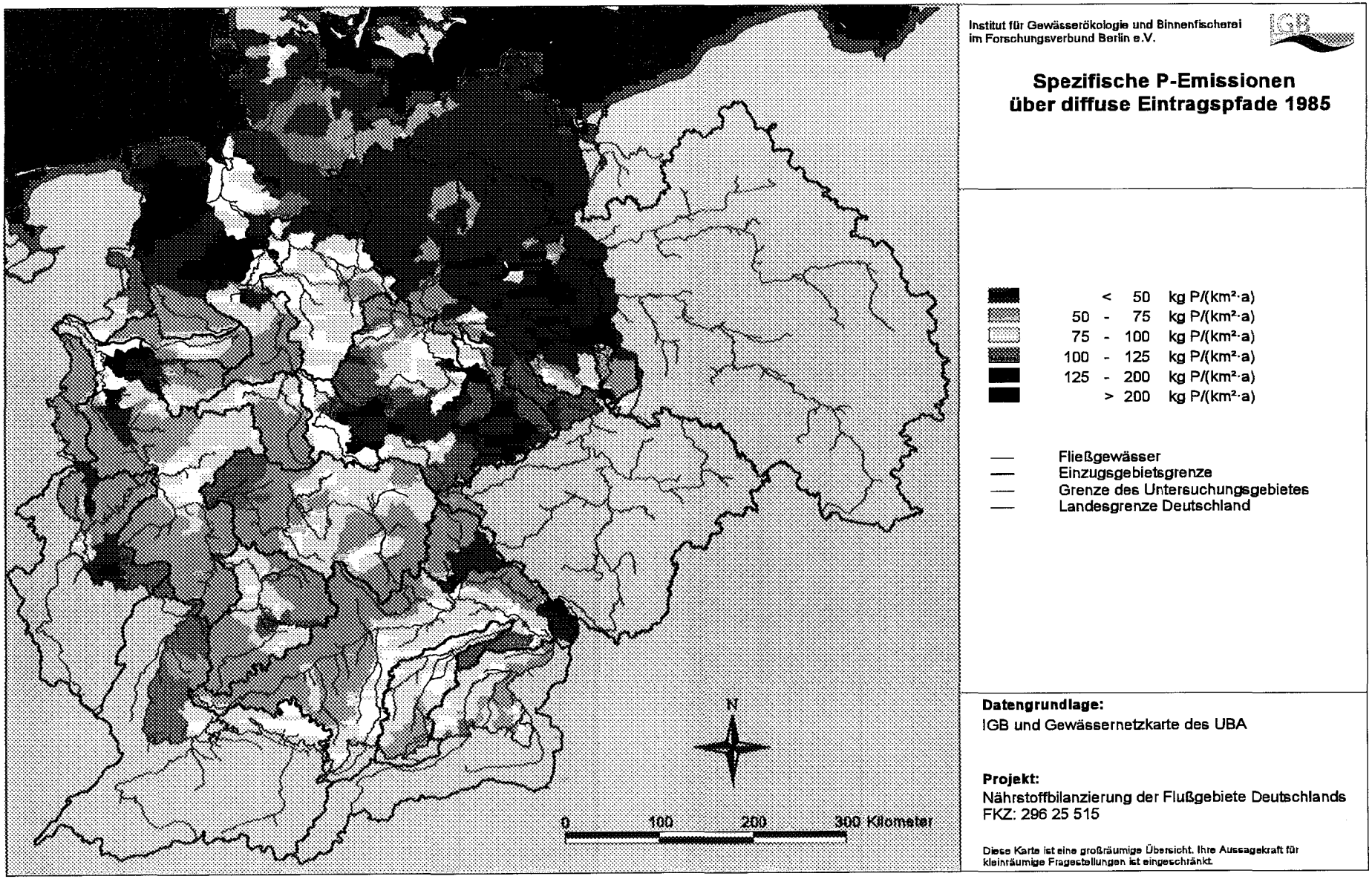
ADR.	Gewässer	EGW_P	EDR_P	EAD_P	EER_P	ERO_P	EUR_P	ED_P
		[t P/a]						
14902	Naab	60	0	3	120	18	60	260
16902	Isar	100	24	7	230	120	180	660
18902	Inn	140	15	6	250	140	80	630
19101	Donau	670	100	30	1.660	620	820	3.900
23704	Oberrhein	130	11	11	320	360	180	1.010
23801	Neckar	90	17	3	410	180	360	1.070
24901	Main	200	13	9	1.060	150	730	2.150
26901	Mosel	110	13	3	120	110	470	830
27601	Ruhr	60	0,9	2	24	120	200	410
27801	Lippe	45	18	2	110	48	90	320
27903	Rhein	880	100	48	2.560	1.230	3.390	8.210
37602	Ems	840	80	4	100	70	80	1.180
41002	Werra	50	4	3	150	34	330	570
42001	Fulda	80	5	2	120	70	180	460
48901	Aller	200	270	6	420	100	230	1.220
49103	Weser	710	380	16	960	280	860	3.210
53801	Schwarze Elster	60	13	7	50	4	140	280
54901	Mulde	40	14	5	260	24	570	910
56901	Saale	110	29	17	960	70	1.410	2.600
58901	Havel	390	30	50	90	6	490	1.070
59311	Elbe	950	140	130	1.680	120	3.200	6.230
69001	Oder	50	7	5	60	3	80	210
Nordsee Küste		2.180	2.610	29	140	160	500	5.620
Ostsee Küste		290	80	60	330	32	240	1.040
Nordsee gesamt		**5.560**	**3.320**	**230**	**5.440**	**1.870**	**8.040**	**24.450**
Ostsee gesamt		**340**	**90**	**70**	**390**	**35**	**330**	**1.250**
Schwarzes Meer		**680**	**100**	**30**	**1.660**	**620**	**830**	**3.910**
Deutschland		**6.580**	**3.510**	**330**	**7.490**	**2.520**	**9.190**	**29.620**

Demgegenüber haben sich diese P-Einträge bis zur Mitte der neunziger Jahre um 55% auf etwa 4.000 t P/a vermindert. Dies ist eine Folge des weitgehenden Verzichtes von Phosphor als Bestandteil von Waschmitteln. Ohne die P-freien Waschmittel würden die P-Einträge von urbanen Flächen, in denen die P-Einträge aus den Mischkanalisationsüberläufen und von der nur bzw. nicht an eine Kanalisation angeschlossenen Bevölkerung enthalten sind, 1995 bei 6.800 t P/a liegen. Das heißt, von der gesamten Reduzierung der P-Einträge von urbanen Flächen entfallen 2.800 t P/a bzw. 54% auf den weitgehenden Verzicht von Phosphor in Waschmitteln und 2.400 t P/a bzw. 46% auf den Ausbau des Speichervolumens der Mischkanalisation bzw. die Erhöhung des Anschlußgrades der Bevölkerung an Kläranlagen.

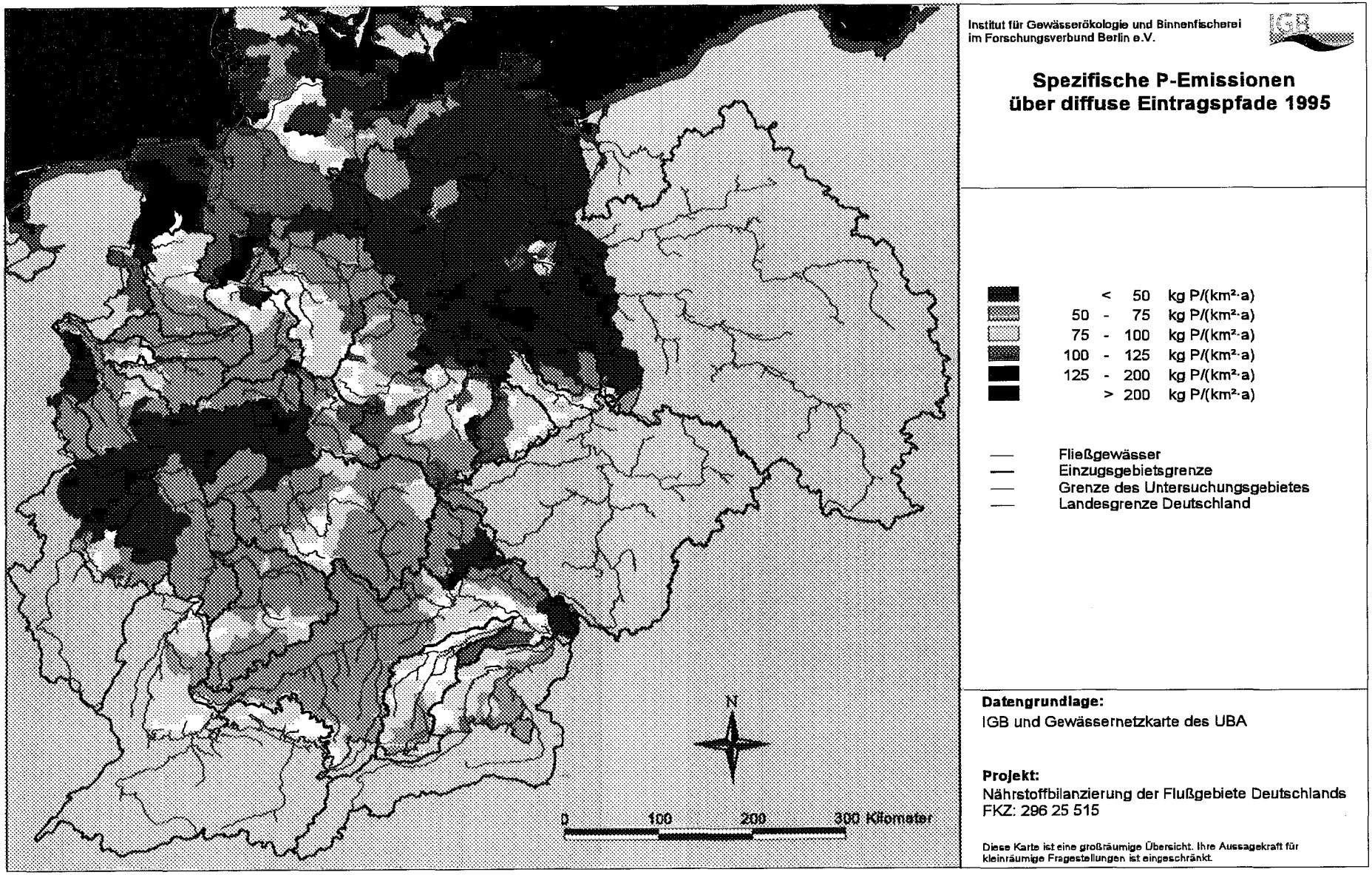
Tabelle 4.28: Änderung der diffusen Phosphoreinträge in die Flußgebiete Deutschlands vom Zeitraum 1983-1987 zum Zeitraum 1993-1997.

ADR.	Gewässer	$EGW_N+EDR_N+EER_N+ERO_N$		EAD_N+EUR_N		ED_N	
		Änderung	abflußber. Änderung	Änderung	abflußber. Änderung	Änderung	abflußber. Änderung
		[%]					
14902	Naab	+9,9	+5,7	-55,0	-54,7	-6,2	-9,3
16902	Isar	+13,8	+3,7	-46,3	-46,6	-2,8	-10,1
18902	Inn	+15,7	+3,1	-49,5	-48,4	+7,0	-3,7
19101	Donau	+11,3	+4,3	-53,3	-53,3	-2,8	-8,3
23704	Oberrhein	+2,6	+2,3	-40,9	-40,8	-5,5	-5,7
23801	Neckar	+8,8	+4,2	-45,9	-47,0	-9,9	-13,3
24901	Main	+10,3	+5,6	-59,9	-59,5	-13,7	-16,7
26901	Mosel	+3,8	+2,5	-66,1	-65,8	-36,0	-36,4
27601	Ruhr	+9,2	+1,3	-59,3	-59,0	-24,9	-28,8
27801	Lippe	+14,7	+5,3	-48,2	-48,6	-4,3	-11,0
27903	Rhein	+5,5	+4,0	-58,6	-58,4	-21,3	-22,1
37602	Ems	-10,0	+1,0	-31,1	-29,8	-11,6	-1,3
41002	Werra	+6,2	+3,1	-62,4	-62,1	-33,1	-34,3
42001	Fulda	-3,2	+3,3	-64,1	-64,1	-27,5	-23,6
48901	Aller	+1,2	+3,9	-43,3	-44,0	-7,3	-5,3
49103	Weser	-1,3	+3,4	-55,1	-55,1	-16,1	-12,7
53801	Schwarze Elster	+7,1	+2,6	-59,9	-57,6	-28,9	-29,7
54901	Mulde	+14,3	+4,4	-64,7	-64,2	-35,5	-38,9
56901	Saale	+9,4	+3,6	-57,5	-57,2	-27,3	-29,7
58901	Havel	+5,1	+1,2	-51,4	-49,7	-23,7	-24,7
59311	Elbe	+11,2	+3,0	-58,3	-57,5	-25,9	-29,3
69001	Oder	+12,1	+3,9	-40,9	-38,8	-9,9	-13,8
Nordsee Küste		-11,1	+0,3	-32,8	-31,7	-13,2	-2,7
Ostsee Küste		+6,1	+3,2	-42,6	-40,8	-8,2	-9,8
Nordsee gesamt		-0,7	+2,4	-56,2	-55,7	-19,5	-17,2
Ostsee gesamt		+7,0	+3,3	-42,2	-40,4	-8,5	-10,5
Schwarzes Meer		+11,4	+4,3	-53,2	-53,3	-2,8	-8,3
Deutschland		+1,4	+2,7	-55,3	-54,8	-16,8	-15,8

Die Karten 4.19 und 4.20 geben einen Überblick über die regionale Differenzierung der diffusen P-Einträge und ihre Veränderung seit der Mitte der achtziger Jahre. So hat sich die Zahl der Flußgebiete mit diffusen P-Einträgen von mehr als 2 kg P/(ha·a) in der Karte für den Zeitraum 1993-1997 deutlich verringert. Diese hohen spezifischen diffusen P-Einträge findet man mit Ausnahme des innerstädtischen Teils von Berlin zur Zeit nur noch in den Flußgebieten, in denen Hochmoorböden intensiv landwirtschaftlich genutzt werden.



Karte 4.19: Spezifische P-Emissionen über diffuse Eintragspfade 1985.



Karte 4.20: Spezifische P-Emissionen über diffuse Eintragspfade 1995.

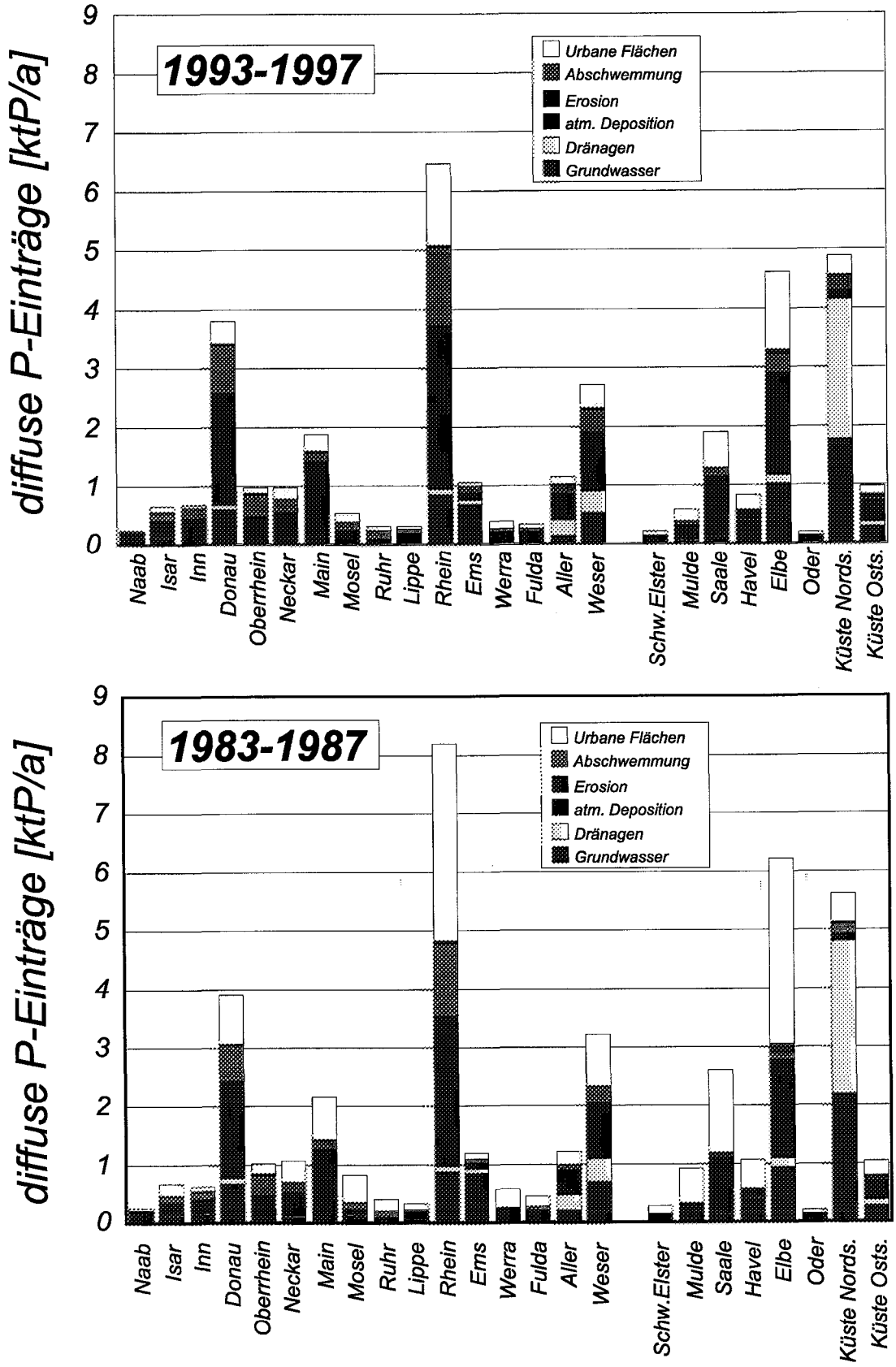


Abbildung 4.7: Diffuse Phosphoreinträge in die Flußgebiete Deutschlands nach Eintragspfaden im Zeitraum 1983-1987 und 1993-1997.

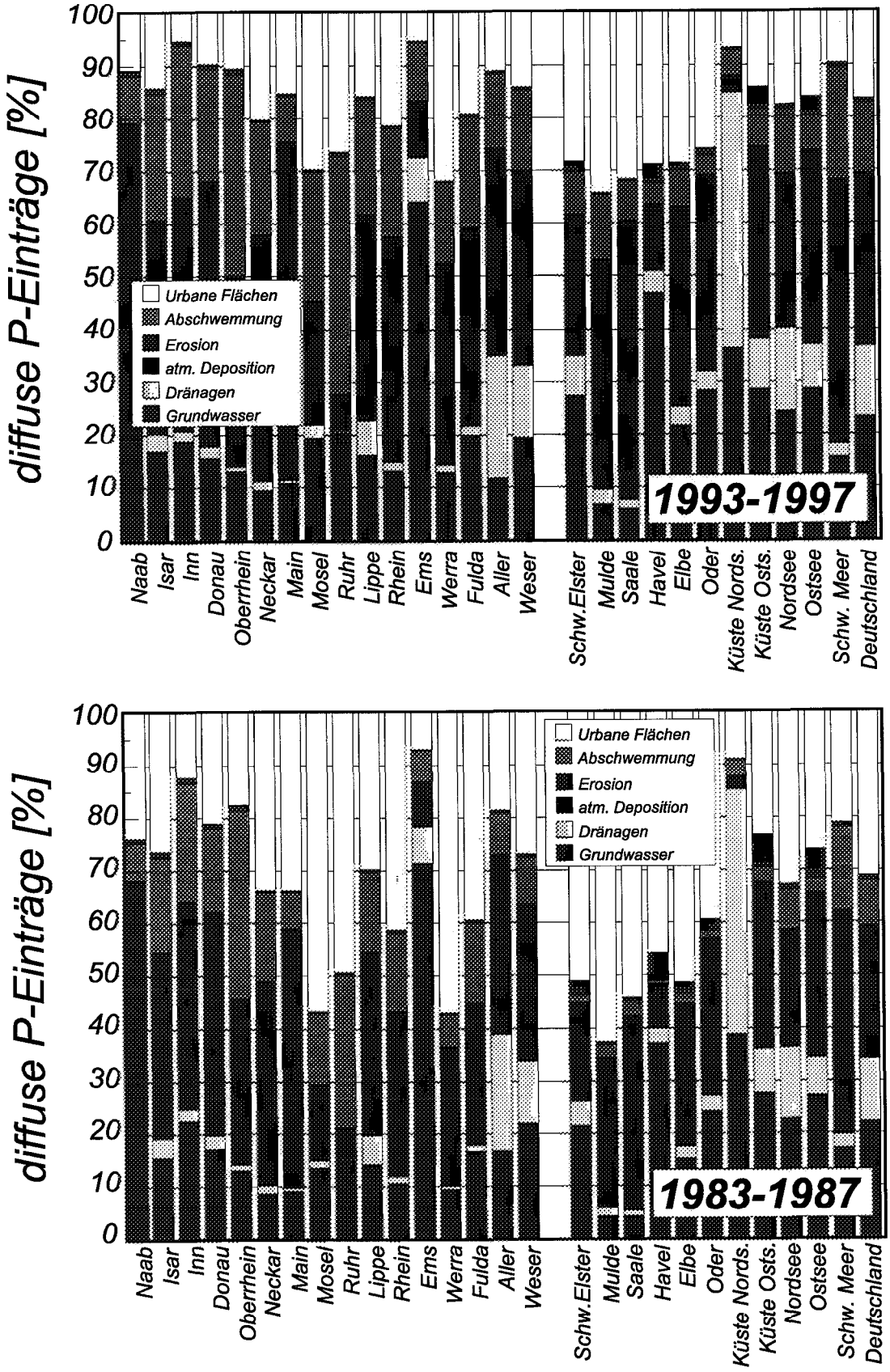


Abbildung 4.8: Anteile der Eintragspfade an den gesamten diffusen Phosphoreinträgen in die Flußgebiete Deutschlands im Zeitraum 1983-1987 und 1993-1997.

4.1.3 Gesamtbetrachtung der Nährstoffeinträge aus diffusen und punktuellen Quellen

In den Abschnitten 4.1.1.1 bis 4.1.2.7 wurden bisher die Ergebnisse für die einzelnen Eintragspfade vorgestellt. Im folgenden soll ein Überblick zu den Nährstoffeinträgen in die Flußgebiete Deutschlands und deren Änderung seit Mitte der achtziger Jahre gegeben werden.

Stickstoff

Die Tabelle 4.29, die Abbildungen 4.9 und 4.10 und die Karten 4.21 und 4.22 zeigen die N-Einträge in den Flußgebieten Deutschlands für die Zeiträume 1983-1987 sowie 1993-1997.

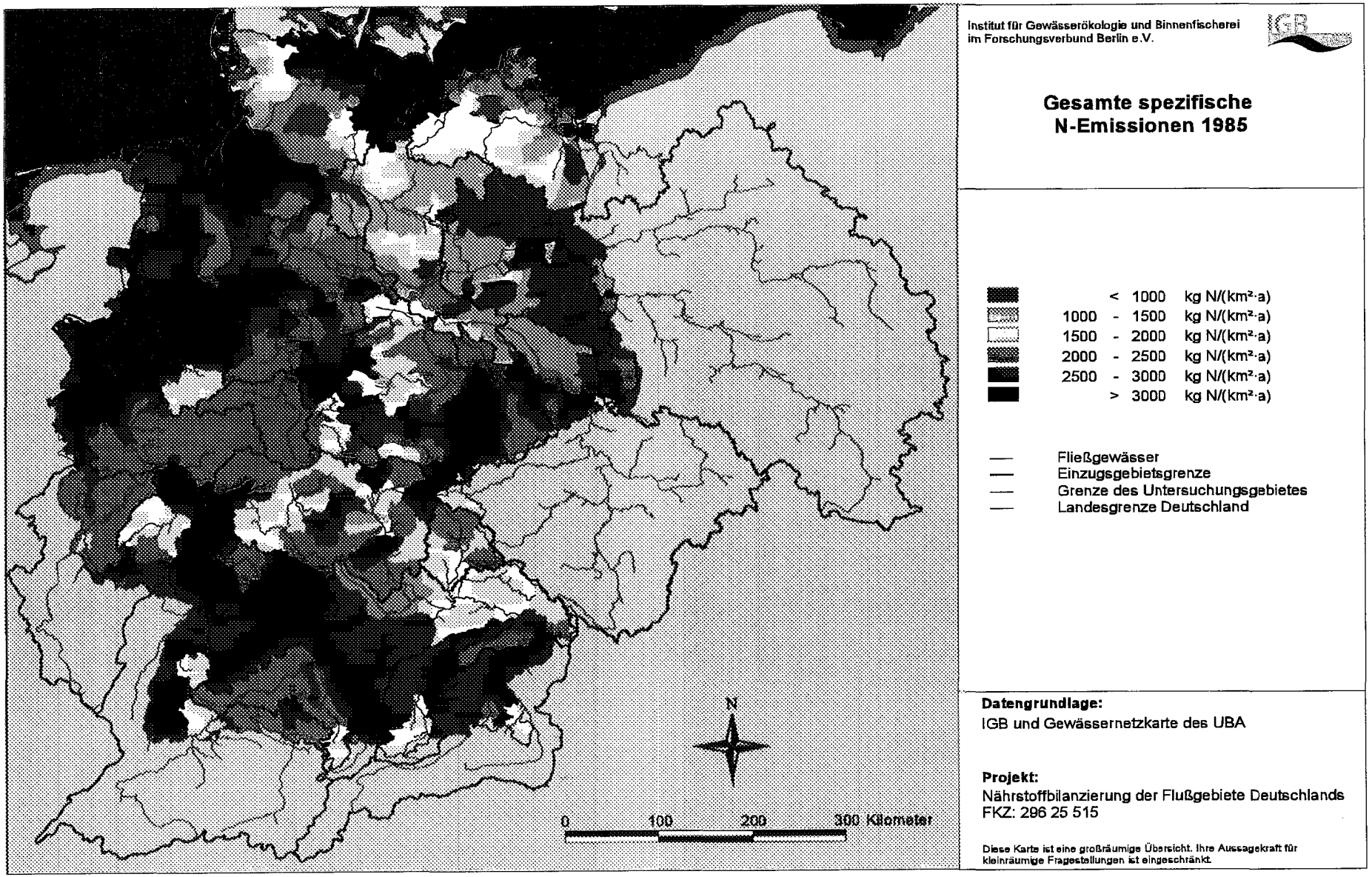
Tabelle 4.29: Diffuse (ED_N) und gesamte (EG_N) Stickstoffeinträge in die Flußgebiete Deutschlands im Zeitraum 1983-1987 und 1993-1997 sowie Änderung der gesamten Stickstoffeinträge.

ADR.	Gewässer	1983-1987			1993-1997			Änderung EG_N	abflußber. Änderung EG_N
		ED_N	EG_N	Anteil ED_N	ED_N	EG_N	Anteil ED_N		
		[kt N/a]		*[%]*	[kt N/a]		*[%]*	*[%]*	
14902	Naab	9.170	10.820	*84,7*	7.770	9.000	*86,3*	*-16,8*	*-3,7*
16902	Isar	17.070	26.600	*64,2*	17.560	25.600	*68,6*	*-3,8*	*-8,4*
18902	Inn	17.170	24.360	*70,5*	16.650	19.940	*83,5*	*-18,1*	*-16,1*
19101	Donau	112.560	150.090	*75,0*	105.610	131.300	*80,4*	*-12,5*	*-10,6*
23704	Oberrhein	19.710	34.670	*56,9*	17.470	25.440	*68,7*	*-26,6*	*-24,2*
23801	Neckar	30.390	61.040	*49,8*	27.100	44.230	*61,3*	*-27,5*	*-26,6*
24901	Main	44.610	80.680	*55,3*	40.760	63.160	*64,5*	*-21,7*	*-21,4*
26901	Mosel	17.170	26.560	*64,7*	14.710	19.730	*74,6*	*-25,7*	*-21,5*
27601	Ruhr	7.010	13.180	*53,2*	6.280	12.300	*51,1*	*-6,7*	*-7,5*
27801	Lippe	16.010	22.800	*70,2*	14.750	20.060	*73,5*	*-12,0*	*-16,0*
27903	Rhein	187.840	395.550	*47,5*	165.970	277.720	*59,8*	*-29,8*	*-28,7*
37602	Ems	26.430	35.210	*75,1*	28.000	33.270	*84,1*	*-5,5*	*-11,9*
41002	Werra	10.720	12.460	*86,0*	9.960	11.000	*90,6*	*-11,7*	*-7,3*
42001	Fulda	12.280	15.520	*79,2*	10.630	13.960	*76,1*	*-10,0*	*-1,8*
48901	Aller	29.980	42.910	*69,9*	25.980	33.110	*78,5*	*-22,8*	*-19,4*
49103	Weser	75.820	107.020	*70,8*	66.690	85.050	*78,4*	*-20,5*	*-15,6*
53801	Schwarze Elster	7.380	9.650	*76,5*	5.670	7.240	*78,3*	*-24,9*	*-18,4*
54901	Mulde	16.010	28.280	*56,6*	13.340	18.410	*72,5*	*-34,9*	*-33,9*
56901	Saale	46.820	84.850	*55,2*	41.430	58.680	*70,6*	*-30,8*	*-30,5*
58901	Havel	19.910	42.850	*46,5*	16.520	26.830	*61,6*	*-37,4*	*-35,0*
59311	Elbe	123.160	219.250	*56,2*	106.290	147.520	*72,0*	*-32,7*	*-32,6*
69001	Oder	4.420	7.890	*56,1*	3.800	6.440	*58,9*	*-18,3*	*-17,4*
Nordsee Küste		81.130	116.040	*69,9*	77.000	98.560	*78,1*	*-15,1*	*-15,2*
Ostsee Küste		41.280	53.190	*77,6*	32.600	38.410	*84,9*	*-27,8*	*-28,5*
Nordsee gesamt		**494.380**	**873.070**	*56,6*	**443.940**	**642.120**	*69,1*	*-36,5*	*-25,6*
Ostsee gesamt		**45.700**	**61.070**	*74,8*	**36.390**	**44.850**	*81,1*	*-26,6*	*-27,1*
Schwarzes Meer		**112.580**	**150.430**	*75,0*	**105.940**	**131.650**	*80,5*	*-12,5*	*-10,6*
Deutschland		**652.970**	**1.084.580**	*60,2*	**586.280**	**818.630**	*71,6*	*-24,5*	*-23,6*

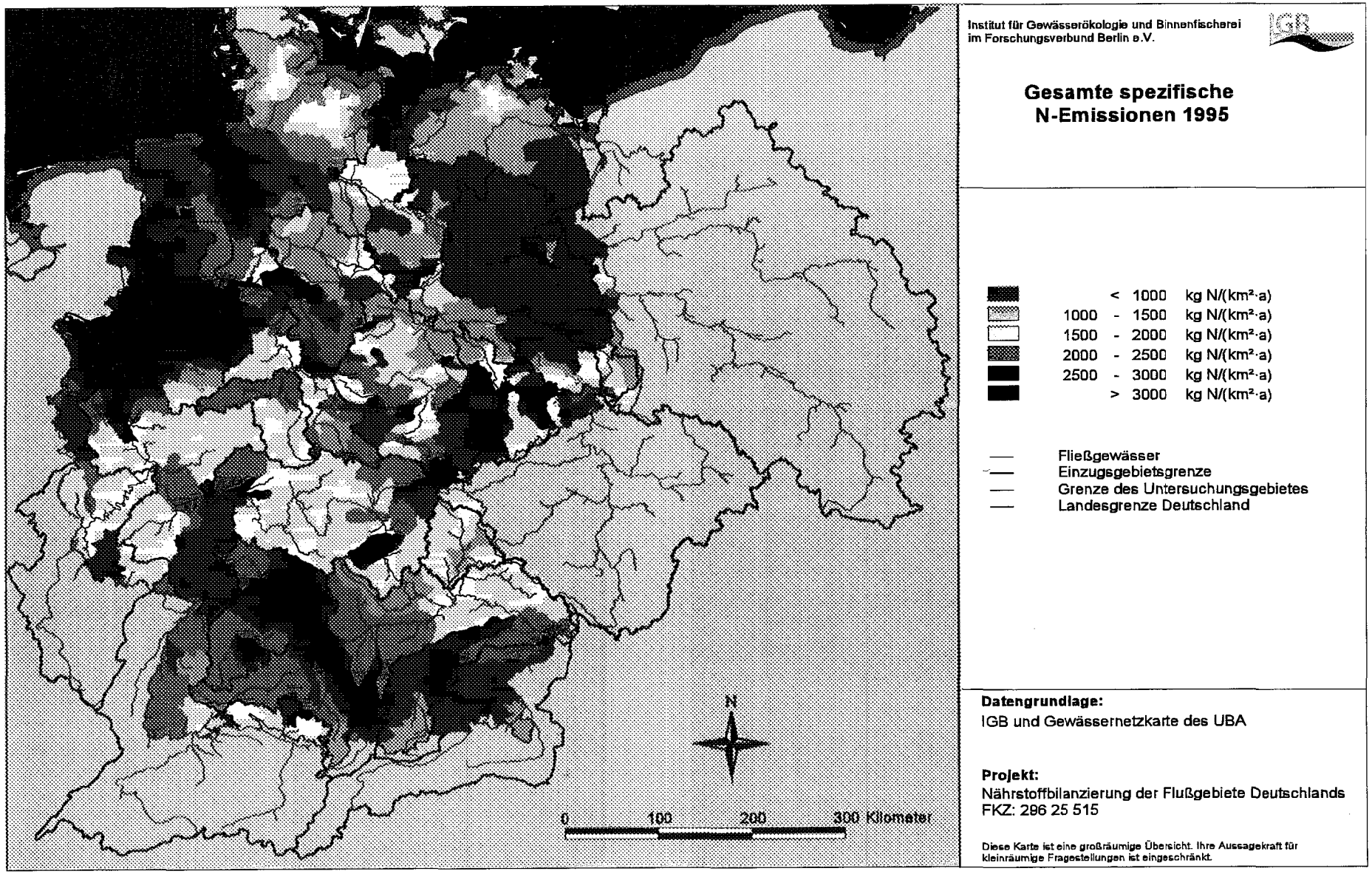
Die Höhe der gesamten Stickstoffeinträge liegt demnach für alle deutschen Flußgebietsteile im Zeitraum 1993-1997 bei 819 kt N/a. Von dieser Gesamtsumme entstammen 72% diffusen Eintragsquellen. Damit ist der Anteil der diffusen Stickstoffeinträge im Vergleich zu dem vorhergehenden Untersuchungszeitraum um mehr als 10% angestiegen, obwohl die diffusen Stickstoffeinträge ebenfalls abgenommen haben. Im Zeitraum 1983-1987 waren die gesamten Stickstoffeinträge mit 1.085 kt N/a noch um 266 kt N/a höher, d. h. die Stickstoffeinträge haben insgesamt um 25% abgenommen. Unter gleichen hydrologischen Bedingungen, wie im Zeitraum 1983-1987 würde der Rückgang 24% betragen. Die größten Verminderungen wurden mit 30% bis 35% für die Einzugsgebiete von Mulde, Saale und Havel sowie für das gesamte deutsche Einzugsgebiet der Elbe ermittelt. Insgesamt muß man jedoch feststellen, daß für Stickstoff die Zielstellung einer Verminderung der gesamten Einträge um 50% seit 1985 bzw. 1987 in keinem der Flußgebiete Deutschlands erreicht wurde.

Wie die Abbildung 4.10 und die Tabelle 4.29 zeigen, ist der Anteil der punktuellen N-Einträge an der gesamten Stickstoffbelastung in den Flußgebieten mit den Ballungszentren der Bevölkerung (Isar, Neckar, Main, Ruhr, Rhein, Saale und Havel) mit 30% bis 40% noch vergleichsweise hoch. In Ruhr, Rhein, Havel und Oder sind die N-Einträge aus Punktquellen noch größer als die N-Einträge über das Grundwasser, dem dominanten diffusen Eintragspfad. Demgegenüber liegt der Anteil der punktuellen N-Einträge in Naab, Inn, Donau, Ems, Werra und dem Gebiet der Ostseeküste lediglich in einem Bereich von 10% bis 20%.

Die höchsten flächenspezifischen N-Einträge wurden mit mehr als 44 bzw. 36 kg N/(ha·a) für die Flußgebiete von Lippe bzw. Ems berechnet, wobei die Ursache insbesondere in den sehr hohen diffusen N-Einträgen zu suchen ist. Auch in Neckar und Isar liegen die spezifischen N-Einträge noch über 30 kg N/(ha·a), jedoch tragen bei diesen Flußgebieten auch die überdurchschnittlich hohen Einträge aus Punktquellen mit zu der hohen Gesamtbelastung bei. Die geringsten flächenspezifischen N-Einträge wurden mit 11 bis 14 kg N/(ha·a) für die Flußgebiete von Schwarzer Elster, Havel und das deutsche Einzugsgebiet der Oder festgestellt. Wie die Karten 4.21 und 4.22 zeigen, setzen sich diese insgesamt geringen N-Einträge in den Gebieten der Schwarzen Elster und Havel aus sehr unterschiedlichen Einträgen der Teilgebiete zusammen. So sind die N-Einträge in den im Festgesteinsbereich liegenden Teilgebieten der Schwarzen Elster (Große Röder, obere Schwarze Elster) und Spree noch im mittleren bis oberen Bereich angesiedelt. Darüberhinaus wird auch das Ballungszentrum Berlin als Belastungsschwerpunkt deutlich sichtbar. Auch für die anderen in der Tabelle 4.29 aufgeführten größeren Flußgebiete Deutschlands kann zumeist eine Differenzierung in der Höhe der flächenspezifischen N-Einträge für die Teilgebiete festgestellt werden. Generell zeigen sich jedoch die nordwestdeutschen Flußgebiete entlang der niederländischen Grenze als die Gebiete mit den höchsten Stickstoffeinträgen, während die Flußgebiete des nordostdeutschen Tieflandes insgesamt die geringsten Einträge aufweisen.



Karte 4.21: Gesamte spezifische N-Emissionen 1985.



Karte 4.22: Gesamte spezifische N-Emissionen 1995.

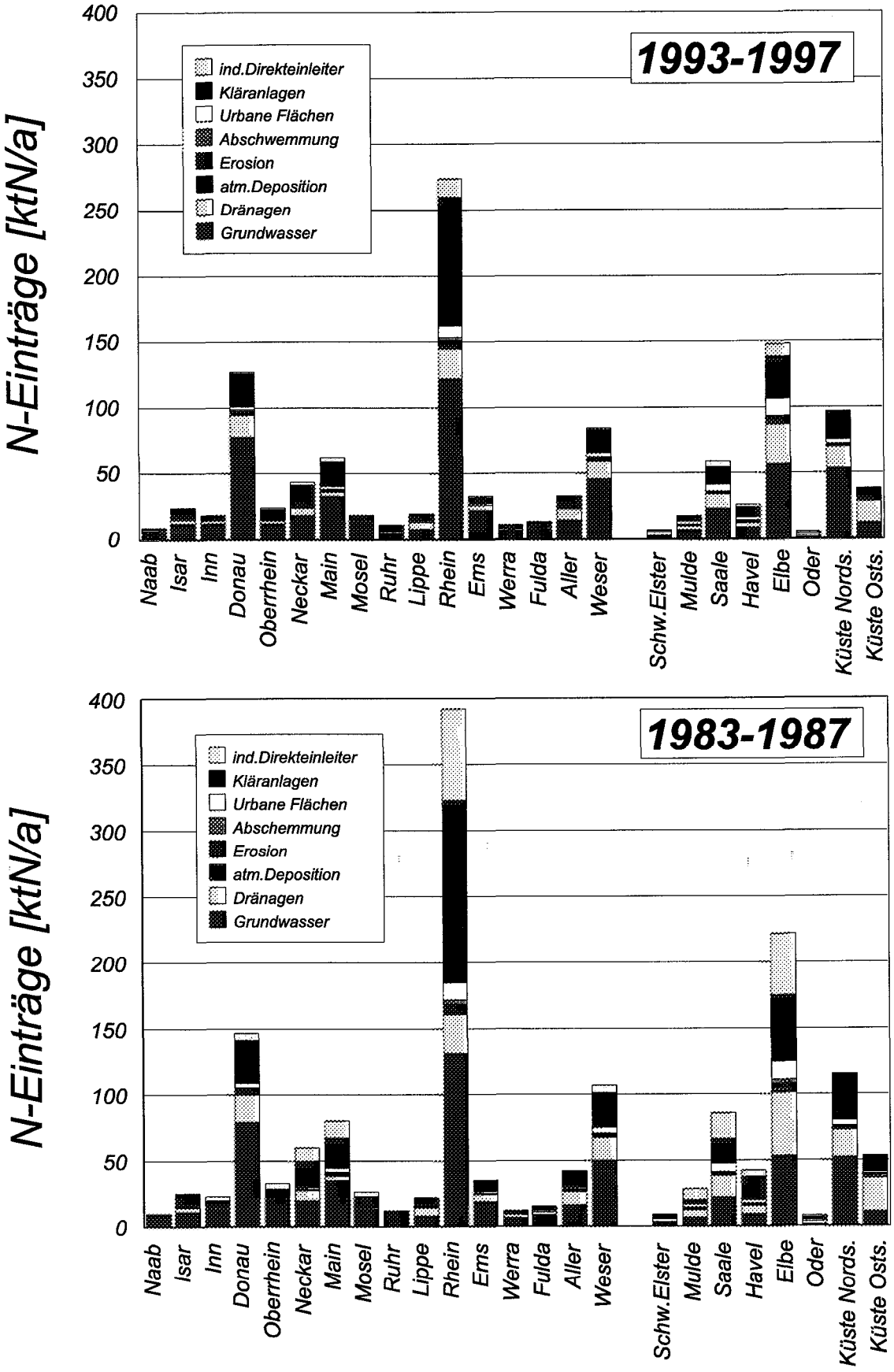


Abbildung 4.9: Stickstoffeinträge in die Flußgebiete Deutschlands aus punktuellen und diffusen Eintragsquellen in den Zeiträumen 1983-1987 und 1993-1997.

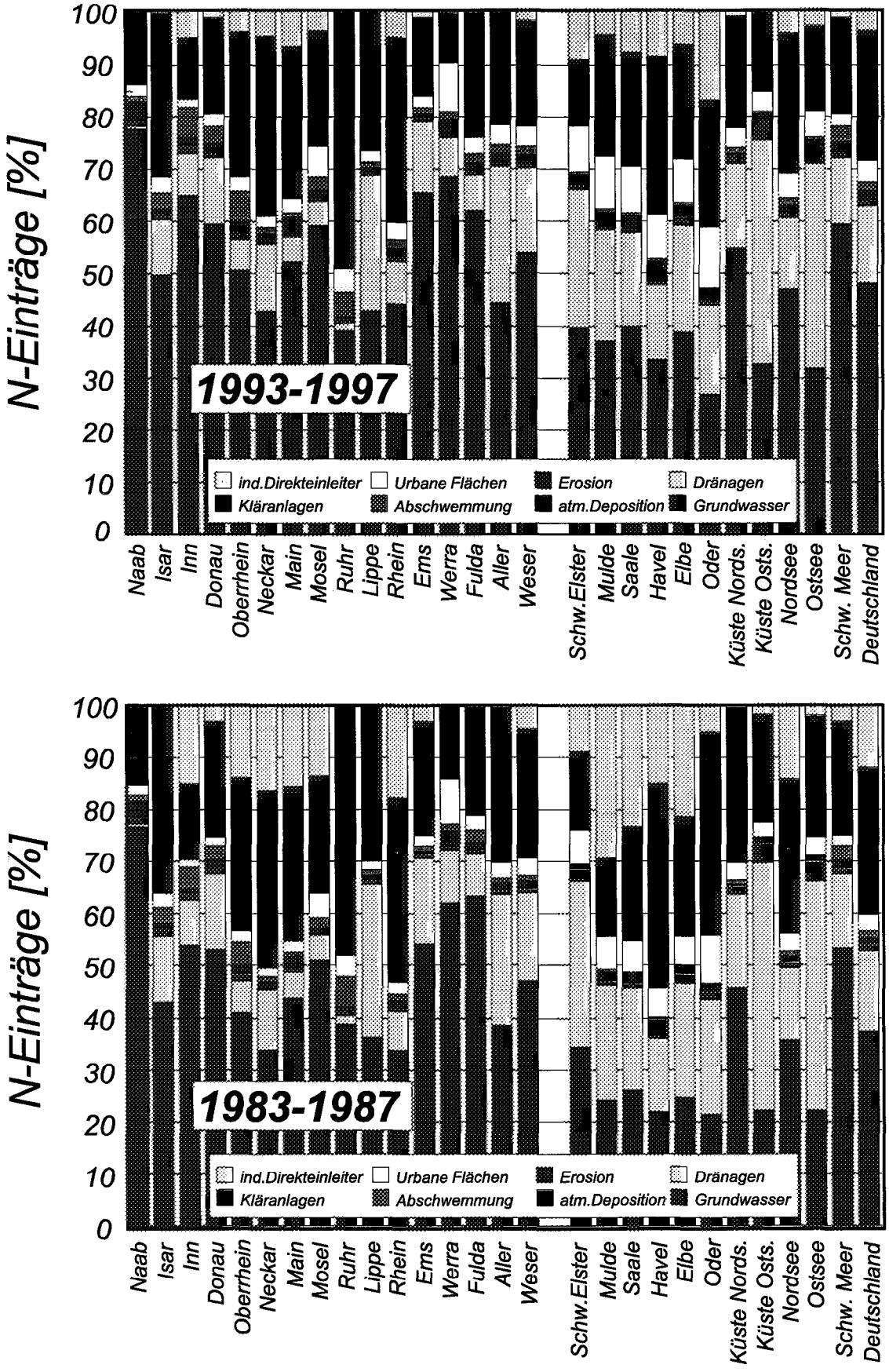


Abbildung 4.10: Anteile der Eintragspfade an den Stickstoffeinträgen in die Flußgebiete Deutschlands in den Zeiträumen 1983-1987 und 1993-1997.

Phosphor

Die Tabelle 4.30, die Abbildungen 4.11 und 4.12 und die Karten 4.23 und 4.24 zeigen die P-Einträge in die Flußgebiete Deutschlands für die Zeiträume 1983-1987 sowie 1993-1997.

Die Größe der gesamten Phosphoreinträge für alle deutschen Flußgebietsteile im Zeitraum 1993-1997 wurde mit 37,25 kt P/a bestimmt. Von dieser Gesamtsumme entstammen 66% diffusen Eintragsquellen. Im Vergleich zum Zeitraum 1983 bis 1987 hat sich der Anteil der diffusen Phosphoreinträge insgesamt mehr als verdoppelt.

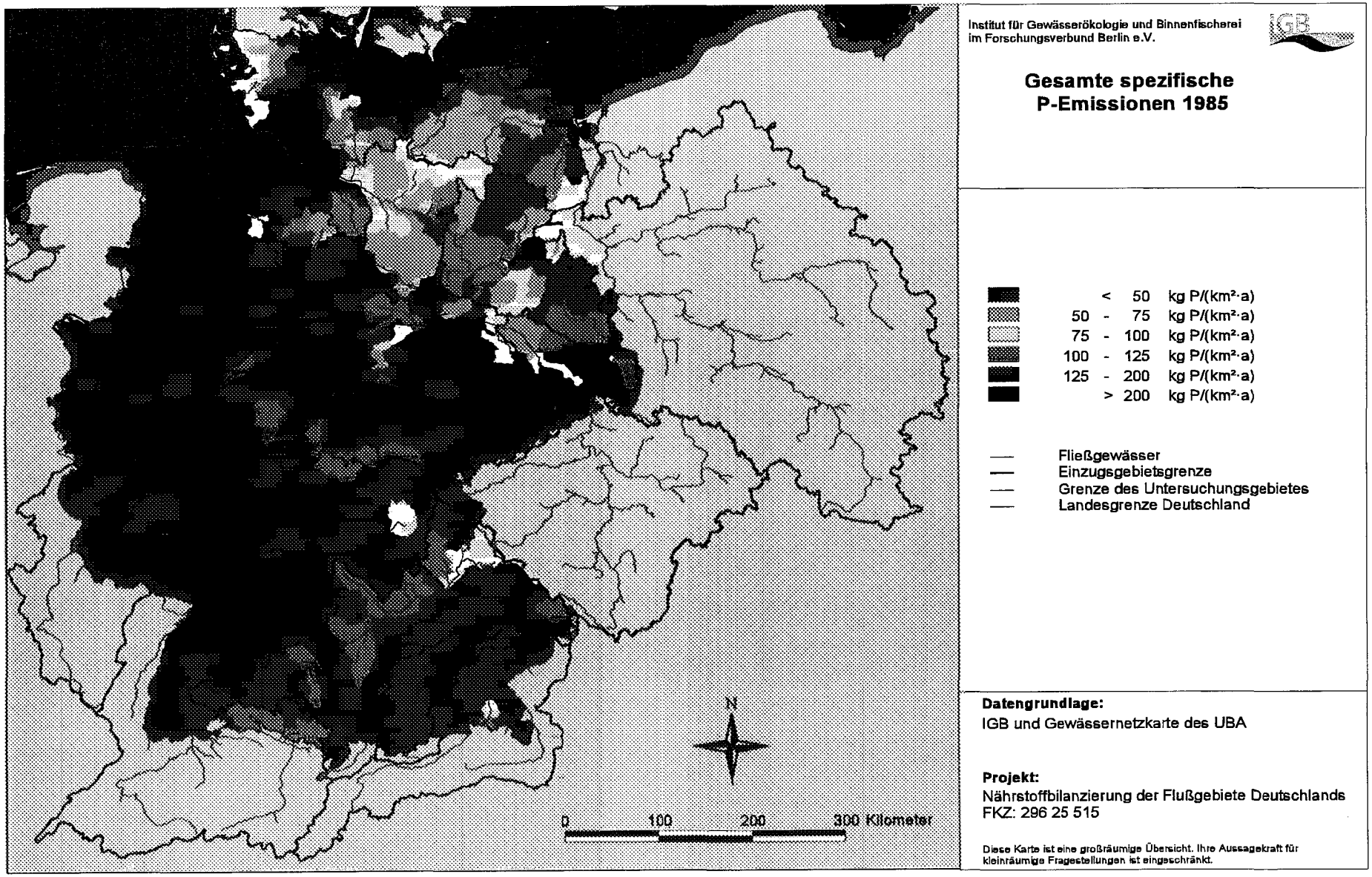
Tabelle 4.30: Diffuse (ED_P) und gesamte (EG_P) Phosphoreinträge in die Flußgebiete Deutschlands im Zeitraum 1983-1987 sowie 1993-1997 und Änderung der gesamten Phosphoreinträge.

ADR.	Gewässer	1983-1987			1993-1997			Änderung EG_P	abflußber. Änderung EG_P
		ED_P	EG_P	Anteil ED_P	ED_P	EG_P	Anteil ED_P		
		[kt P/a]		*[%]*	[kt P/a]		*[%]*	*[%]*	
14902	Naab	260	610	*42,9*	240	350	*70,2*	*-42,7*	*-44,0*
16902	Isar	660	2.540	*26,1*	640	940	*68,7*	*-63,1*	*-65,0*
18902	Inn	630	1.660	*37,7*	670	890	*75,6*	*-46,6*	*-50,7*
19101	Donau	3.900	10.630	*36,7*	3.790	5.300	*71,5*	*-50,1*	*-52,1*
23704	Oberrhein	1.010	2.670	*38,0*	960	1.400	*68,4*	*-47,5*	*-47,5*
23801	Neckar	1.070	5.550	*19,3*	960	1.840	*52,4*	*-66,9*	*-67,6*
24901	Main	2.150	7.340	*29,3*	1.860	2.970	*62,5*	*-59,5*	*-60,4*
26901	Mosel	830	2.250	*36,7*	530	990	*53,5*	*-56,2*	*-56,3*
27601	Ruhr	410	1.550	*26,7*	310	570	*54,1*	*-63,0*	*-64,0*
27801	Lippe	320	1.530	*21,0*	310	520	*59,0*	*-66,0*	*-67,4*
27903	Rhein	8.210	37.550	*21,9*	6.460	12.040	*53,7*	*-67,9*	*-68,1*
37602	Ems	1.180	2.600	*45,3*	1.040	1.300	*80,4*	*-50,1*	*-45,4*
41002	Werra	570	1.090	*52,5*	380	470	*81,3*	*-56,8*	*-57,4*
42001	Fulda	460	1.060	*43,1*	330	520	*63,2*	*-50,6*	*-49,0*
48901	Aller	1.220	3.620	*33,7*	1.130	1.610	*70,1*	*-55,4*	*-54,7*
49103	Weser	3.210	8.510	*37,7*	2.690	3.810	*70,6*	*-55,2*	*-53,9*
53801	Schwarze Elster	280	790	*35,3*	200	300	*65,5*	*-61,7*	*-62,0*
54901	Mulde	910	2.370	*38,4*	590	1.160	*50,5*	*-51,0*	*-52,3*
56901	Saale	2.600	7.460	*34,8*	1.890	2.790	*67,6*	*-62,6*	*-63,4*
58901	Havel	1.070	4.000	*26,6*	810	1.260	*64,4*	*-68,4*	*-68,7*
59311	Elbe	6.230	18.800	*33,2*	4.620	7.160	*64,5*	*-61,9*	*-63,0*
69001	Oder	210	750	*28,5*	190	410	*47,5*	*-46,0*	*-47,1*
Nordsee Küste		5.620	11.300	*49,7*	4.880	6.000	*81,3*	*-46,9*	*-41,7*
Ostsee Küste		1.040	3.380	*30,8*	950	1.220	*78,5*	*-64,0*	*-64,5*
Nordsee gesamt		**24.450**	**78.770**	*31,0*	**19.700**	**30.320**	*65,0*	*-61,5*	*-60,8*
Ostsee gesamt		**1.250**	**4.130**	*30,4*	**1.150**	**1.620**	*70,7*	*-60,7*	*-61,3*
Schwarzes Meer		**3.910**	**10.640**	*36,7*	**3.800**	**5.310**	*71,5*	*-50,1*	*-52,1*
Deutschland		**29.620**	**93.540**	*31,7*	**24.640**	**37.250**	*66,2*	*-60,2*	*-59,9*

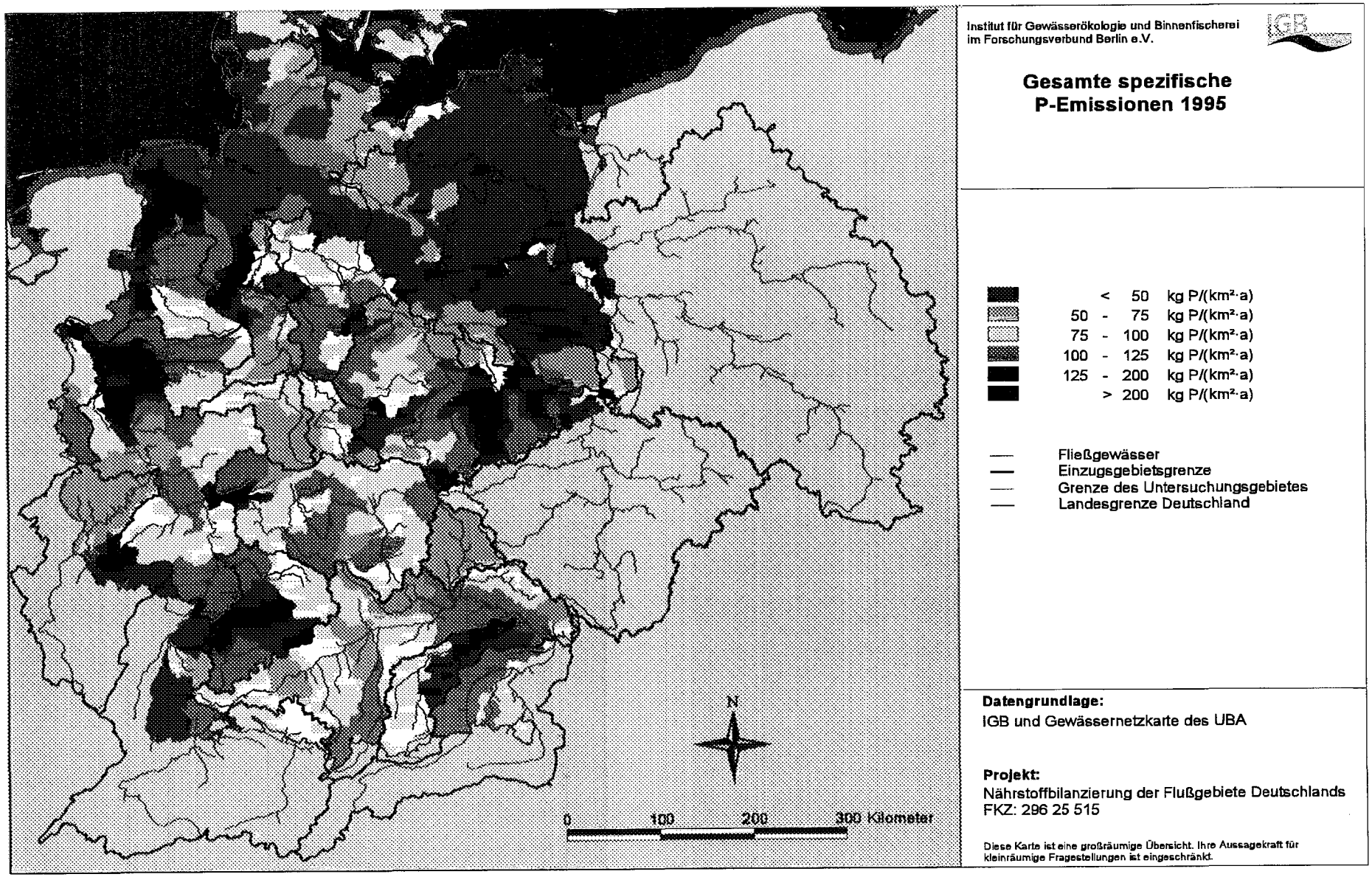
Wie bereits im vorhergehenden Kapitel gezeigt, haben sich aber auch die diffusen P-Einträge um ca. 10% vermindert. Im Zeitraum 1983-1987 betrugen die gesamten Phosphoreinträge noch 93,5 kt P/a. Demnach haben die Phosphoreinträge um insgesamt 56,3 kt P/a bzw. 60% abgenommen. Unter gleichen hydrologischen Bedingungen, wie im Zeitraum 1983-1987 würde der Rückgang ebenfalls 60% betragen. Die größten Verminderungen wurden mit 65% bis 70% in den Flußgebieten der Isar, des Neckar, der Lippe, des gesamten deutschen Rheingebietes sowie in der Havel und im Gebiet der Ostseeküste erreicht. Insgesamt kann man feststellen, daß für Phosphor die Zielstellung einer Verminderung der gesamten Einträge um 50% seit 1985 bzw. 1987 für Deutschland insgesamt und für die meisten der großen Flußgebiete erreicht wurde. Lediglich in den Gebieten der Naab, des deutschen Rheingebietes oberhalb von Karlsruhe, der Ems, des deutschen Odergebietes und des Gebietes der Nordseeküste wurde diese Zielstellung zumeist knapp verfehlt.

Wie die Abbildung 4.12 und die Tabelle 4.30 zeigen, ist der Anteil der punktuellen P-Einträge an der gesamten Phosphorbelastung der Flußgebiete in einigen Flußgebieten (Neckar, Mosel, Ruhr, Rhein, Mulde) mit 45% bis 50% noch vergleichsweise hoch. In den meisten der Flußgebiete sowie für Deutschland insgesamt stellen die P-Einträge aus Punktquellen bzw. kommunalen Kläranlagen noch den dominanten Eintragspfad dar. Lediglich in den Flußgebieten von Inn, Ems, Werra, sowie den Gebieten der Nord- und Ostseeküste liegt der Anteil der Punktquellen bei weniger als 25%.

Die höchsten flächenspezifischen P-Einträge wurden mit mehr als 1,5 bzw. 1,7 kg P/(ha·a) für das Gebiet der Nordseeküste und die Mulde berechnet, wobei die Ursachen jedoch verschieden sind. So sind die hohen Werte für das Gebiet der Nordseeküste insbesondere durch die sehr hohen diffusen P-Einträge von dränierten, landwirtschaftlich genutzten Hochmoorflächen verursacht, während in der Mulde die noch sehr hohen P-Einträge aus kommunalen Kläranlagen und von urbanen Flächen zu den insgesamt höchsten flächenspezifischen P-Einträgen führen. In Neckar und Ems liegen die spezifischen P-Einträge ebenfalls noch über 1,3 kg P/(ha·a), was aber wiederum durch verschiedene dominante Eintragspfade verursacht wird (Ems: Einträge über das Grundwasser insbesondere von landwirtschaftlich genutzten Hochmoorflächen; Neckar: kommunale Kläranlagen). Die geringsten flächenspezifischen P-Einträge wurden mit 0,5 bis 0,6 kg P/(ha·a) für die Flußgebiete von Schwarzer Elster, Havel und das Gebiet der Ostseeküste festgestellt. Dies steht insbesondere für die Havel und das Gebiet der Ostseeküste in einem scheinbaren Widerspruch zu den in diesen Gebieten beobachteten sehr starken Eutrophierungserscheinungen. Dieser Widerspruch löst sich auf, wenn man zusätzlich zu den P-Einträgen die Abflußbedingungen berücksichtigt und aus den mittleren spezifischen P-Einträgen und den mittleren Abflußspenden eine mittlere jährliche P-Konzentration aller Einträge berechnet. Danach liegen beide Gebiete mit 0,27 (Ostseeküste) bzw. 0,37 mg P/l (Havel) nur noch im mittleren Bereich der möglichen P-Konzentrationen von 0,13 (Inn) bis 0,73 mg P/l (Saale).



Karte 4.23: Gesamte spezifische P-Emissionen 1985.



Karte 4.24: Gesamte spezifische P-Emissionen 1995.

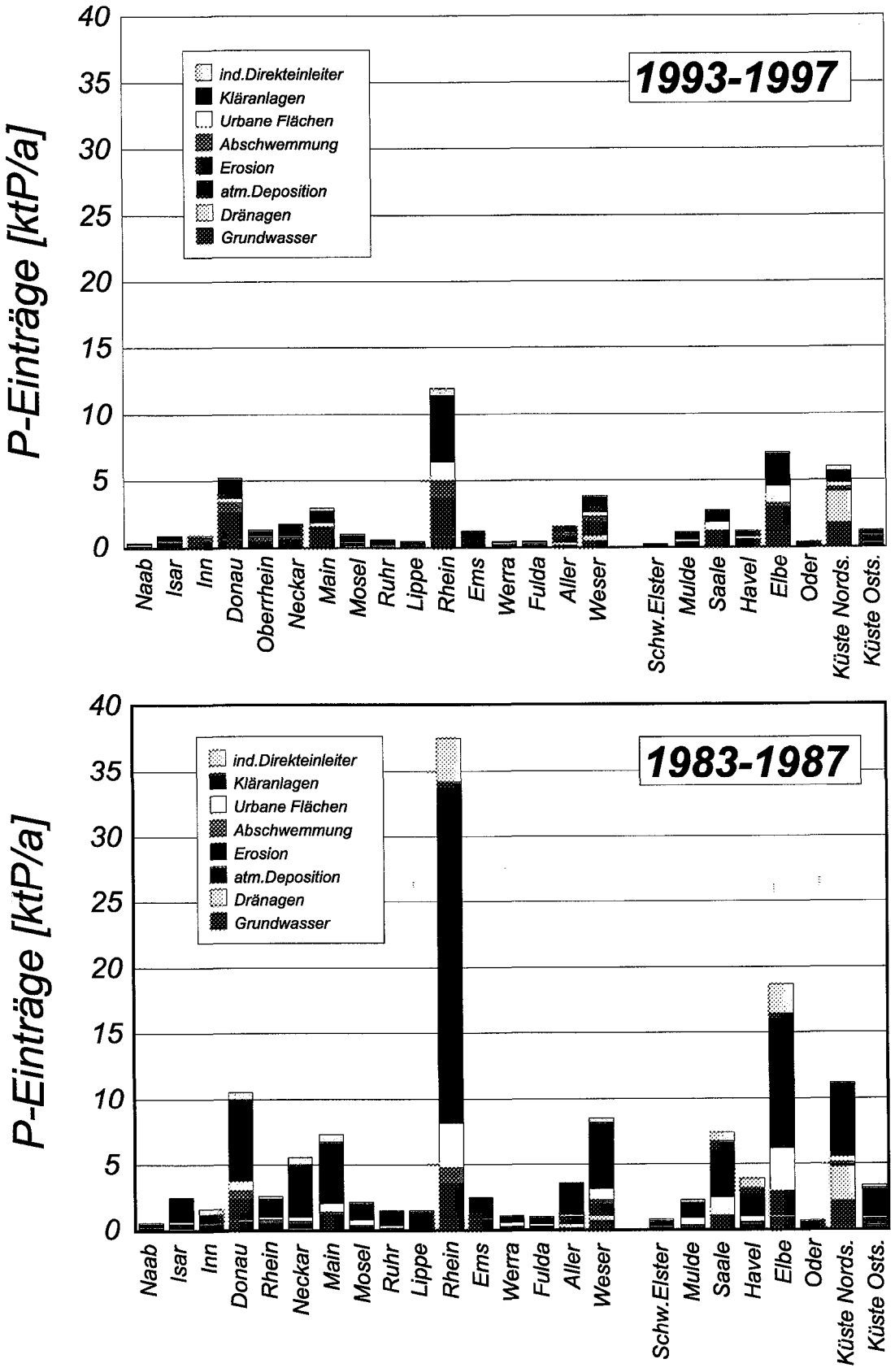


Abbildung 4.11: Phosphoreinträge in die Flußgebiete Deutschlands aus punktuellen und diffusen Eintragsquellen in den Zeiträumen 1983-1987 und 1993-1997.

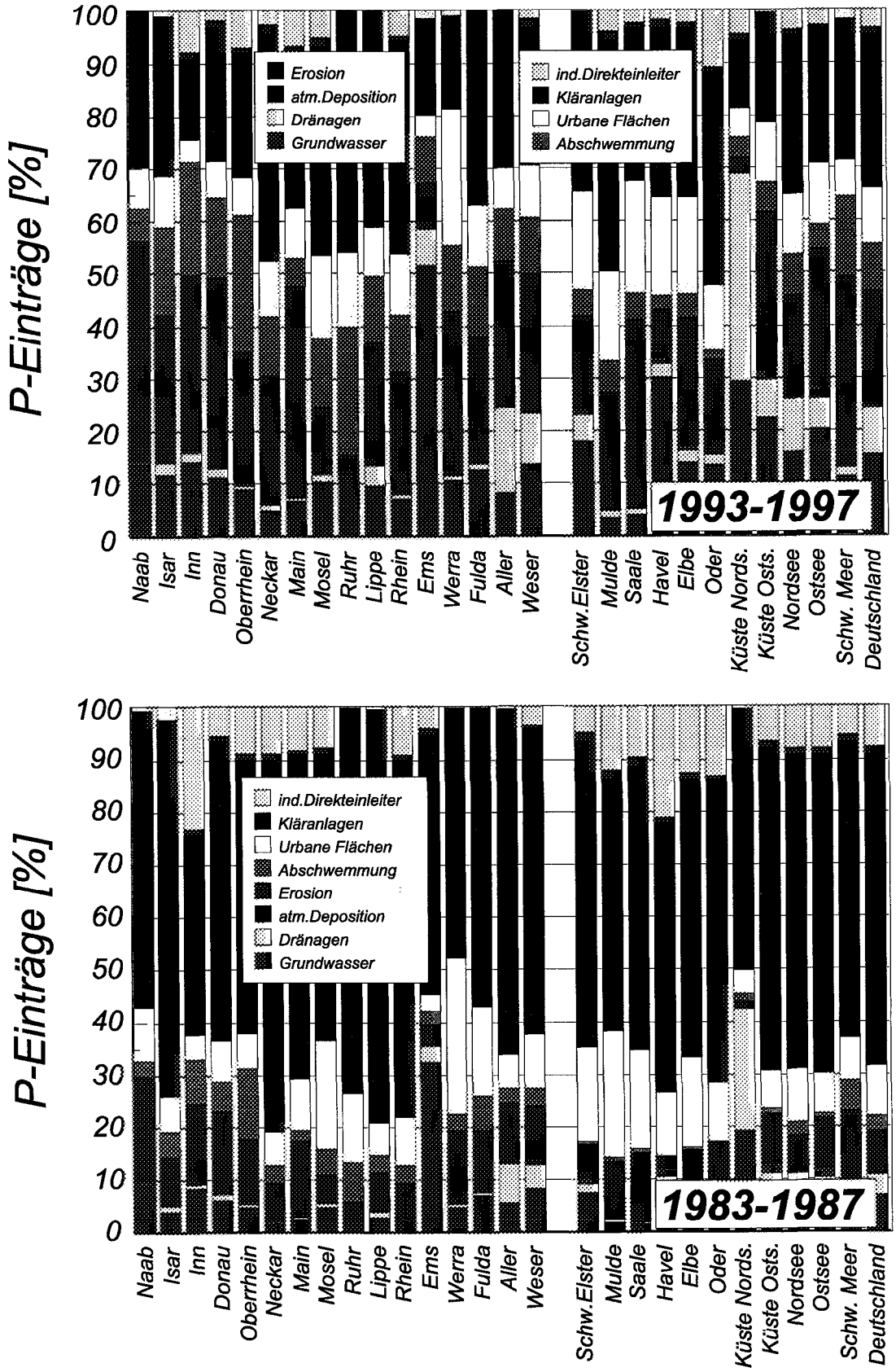


Abbildung 4.12: Anteile der Eintragspfade an den Phosphoreinträgen in die Flußgebiete Deutschlands in den Zeiträumen 1983-1987 und 1993-1997.

Dabei ist zu beachten, daß diese mittlere jährliche P-Konzentration noch nicht der gemessenen P-Konzentration an einem Gütepegel entspricht, da die gewässerinternen Rückhalteprozesse noch nicht einbezogen sind. Berücksichtigt man darüber hinaus die sich aus den geringen Abflußspenden und der großen Anzahl von Seen ableitbaren großen Aufenthaltszeiten des Wassers, ergeben sich die für das Phytoplankton günstigen Wachstumsbedingungen.

Wie die Karten 4.23 und 4.24 zeigen, setzen sich auch bei Phosphor die Einträge der größeren Flußgebiete aus sehr unterschiedlichen Einträgen der Teilgebiete zusammen. So werden in der Karte 4.24, die die spezifischen P-Emissionen für den Zeitraum 1993-1997 zeigt, insbesondere die Gebiete mit einer sehr hohen punktuellen P-Belastung infolge großer Bevölkerungszahl (Isar, Raum um Stuttgart, unterer Main, unterer Rhein, Berlin) oder vergleichsweise schlechter Abwasserbehandlung (Mulde, Saale im Raum Halle und Leipzig, Saar) ebenso sichtbar, wie die Gebiete mit überaus hohen diffusen P-Einträgen (Ems, Nordseeküste zwischen Ems und Weser, Flüsse aus den Alpen).

4.1.4 Nährstoffeinträge unter Berücksichtigung der Teilgebiete des angrenzenden Auslandes

Bisher wurden lediglich die Ergebnisse der Berechnungen zu den Nährstoffeinträgen in die deutschen Teile der Flußgebiete vorgestellt. Ein Teil der Flußgebiete hat jedoch seinen Ursprung im angrenzenden Ausland, so daß es insbesondere für einen Vergleich der Nährstofffrachten und deren Veränderung (siehe Abschnitt 4.2) notwendig ist, für diese Flußgebiete auch die Einträge in den ausländischen Teilgebieten abzuschätzen. Dabei wurden prinzipiell die gleichen Ansätze, wie für die Berechnung der Nährstoffeinträge in die deutschen Flußgebietsteile verwendet. In den Fällen, wo die Datenbasis für die nicht deutschen Teilgebiete nicht vorhanden war, wurden die Grunddaten für die Berechnungen von den benachbarten deutschen Gebieten auf die ausländischen Teilgebiete übertragen. Bei den Nährstoffüberschüssen in den ausländischen Flußgebietsteilen wurde davon ausgegangen, daß in Österreich, der Schweiz und Frankreich ähnlich hohe Überschüsse und Veränderungen realisiert werden, wie in den alten Bundesländern. Demgegenüber wurde für den tschechischen Teil des Elbeeinzugsgebietes eine analoge Entwicklung, wie in den neuen Bundesländern berücksichtigt.

In den Tabellen 4.31 und 4.32 sind die Ergebnisse zu den punktuellen und diffusen N- und P-Einträgen aus den deutschen und ausländischen Teilen der Flußgebiete aufgeführt, die einen ausländischen Anteil von mehr als 10% haben. Auf eine Angabe der Schätzergebnisse für das gesamte Odergebiet wurde hier verzichtet, da für das polnische und tschechische Gebiet der Oder zur Zeit die Untersuchungen zu den diffusen und punktuellen Nährstoffeinträgen und deren Veränderung noch nicht abgeschlossen sind (OKROSZKO & DIRKSEN, 1999). Die Abbildungen 4.13 bis 4.15 geben darüber hinaus einen Überblick in bezug auf die gesamten Nährstoffeinträge über die einzelnen Eintragspfade in den gesamten Einzugsgebieten von Donau, Rhein und Elbe sowie deren Veränderung seit der Mitte der achtziger Jahre. In den

Abbildungen 4.14 und 4.16 werden für diese Flußgebiete die jeweiligen deutschen und ausländischen Anteile an den punktuellen und diffusen Einträgen und deren Veränderung gezeigt.

Stickstoff

In der Donau haben nach den Modellergebnissen die gesamten Stickstoffeinträge im Zeitraum 1993-1997 eine Höhe von 153,8 kt N/a. Im Vergleich zum Zeitraum 1983-1987 haben sich die N-Einträge um fast 26 kt N/a bzw. 16% (abflußbereinigt) verringert. Der Anteil der punktuellen Einträge aus Österreich an den gesamten Einträgen ist mit weniger als 3% (4,3 kt N/a) gering. Der Anteil der diffusen N-Einträge aus dem österreichischen, schweizerischen und italienischen Teilgebiet der Donau oberhalb von Jochenstein liegt bei 12% (18,2 kt N/a) und ist somit deutlich geringer als der Flächenanteil. Ursache für dieses Verhalten ist der insgesamt deutlich geringere Anteil der landwirtschaftlichen Nutzfläche an der gesamten österreichischen Teilgebietsfläche.

Tabelle 4.31: Punktuelle (EP_N) und diffuse (ED_N) Stickstoffeinträge in Flußgebiete Deutschlands mit einem Anteil des Auslandes an der gesamten Einzugsgebietsfläche von mehr als 10% im Zeitraum 1983-1987 und 1993-1997 sowie Änderung der gesamten Stickstoffeinträge (EG_N) bezogen auf die hydrologischen Bedingungen 1983-1987.

ADR.	Gewässer	1983-87				1993-97				Änderung	
		ED_N		EP_N		ED_N		EP_N		EG_N	
		D	Ausland	D	Ausland	D	Ausland	D	Ausland	D	Ausland
		[kt N/a]								*[%]*	
16902	Isar	17.070	1.140	9.530	120	17.560	1.160	8.040	110	*-8,4*	*-11,5*
18902	Inn	17.170	19.680	7.190	6.210	16.650	14.990	3.290	3.910	*-16,1*	*-16,9*
19101	Donau	112.560	22.790	37.530	6.570	105.610	18.190	25.690	4.250	*-10,6*	*-16,4*
23704	Oberrhein	19.710	62.840	14.960	41.180	17.470	55.250	7.960	24.120	*-24,2*	*-20,7*
26901	Mosel	17.170	35.170	9.390	33.860	14.710	30.460	5.020	12.000	*-21,5*	*-34,5*
27903	Rhein	187.840	98.380	207.700	75.030	165.970	86.050	111.750	36.120	*-28,7*	*-27,1*
59311	Elbe	123.160	76.720	96.090	32.580	106.290	64.060	41.230	22.210	*-32,6*	*-13,9*

Im Rheingebiet lagen die gesamten N-Einträge im Zeitraum 1993-1997 bei 400 kt N/a. Seit Mitte der achtziger Jahre wurden sie um 169 kt N/a bzw. 28% vermindert. Dies ist in den schweizerischen und französischen Flußgebietsteilen v. a. auf die Verringerung der punktuellen Einträge zurückzuführen. Der ausländische Anteil an den punktuellen Einträgen liegt im Zeitraum 1993-1997 bei 9% (36,1 kt N/a) der gesamten N-Emissionen. Für die diffusen N-Einträge wurde ein ausländischer Anteil an den Gesamtemissionen von 21,5% (86,1 kt N/a) ermittelt, was nur wenig geringer ist als der ausländische Flächenanteil. Dies ist ebenfalls auf den geringeren Anteil der landwirtschaftlichen Nutzfläche im oberen schweizerischen Rheingebiet zurückzuführen. Für die Mosel liegen die spezifischen diffusen N-Einträge im französischen Teilgebiet im gleichen Bereich wie im deutschen Teil.

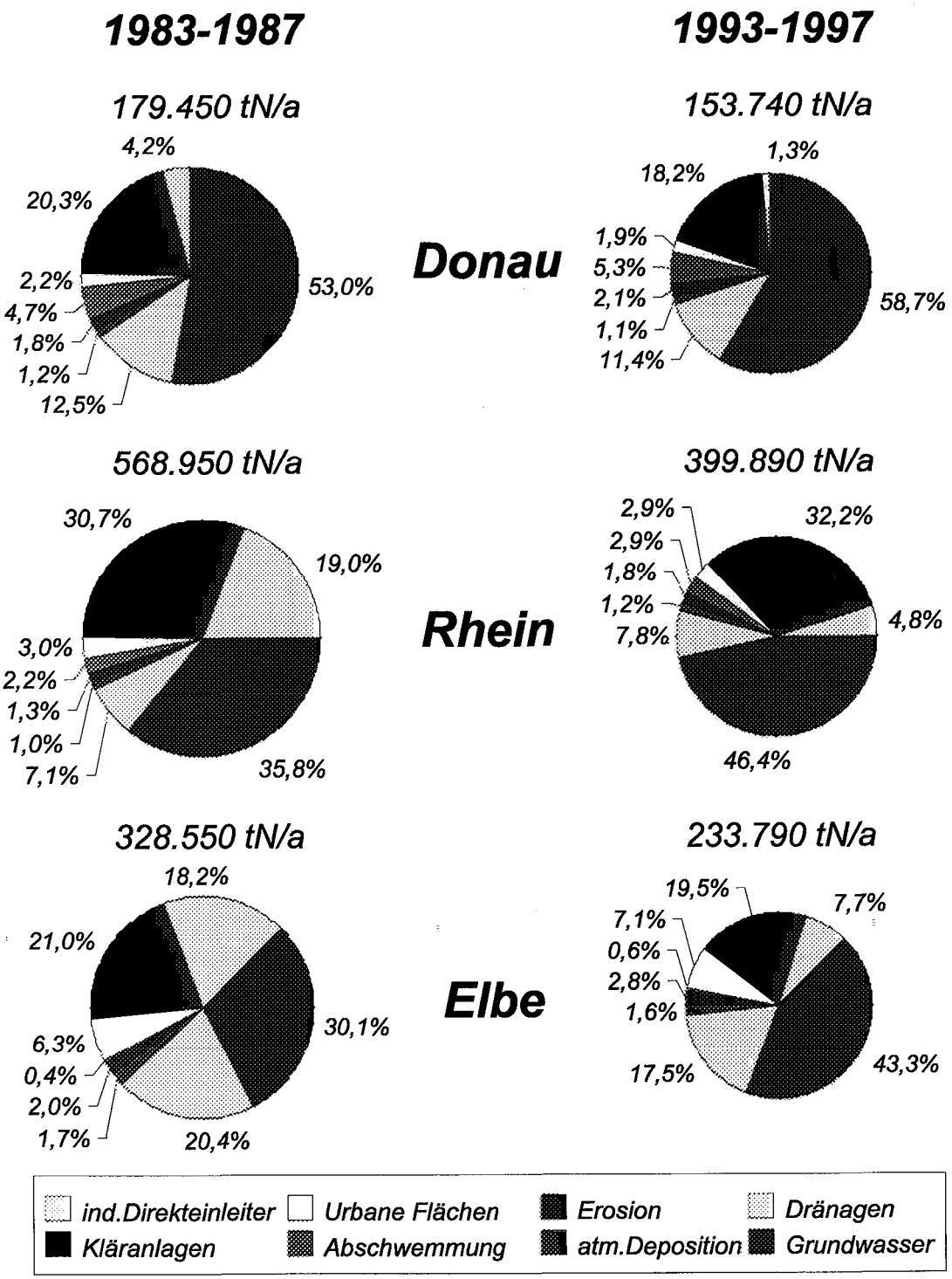


Abbildung 4.13: Stickstoffeinträge in die Flußgebiete von Donau, Rhein und Elbe in den Zeiträumen 1983-1987 und 1993-1997 unter Berücksichtigung der ausländischen Flußgebietsanteile.

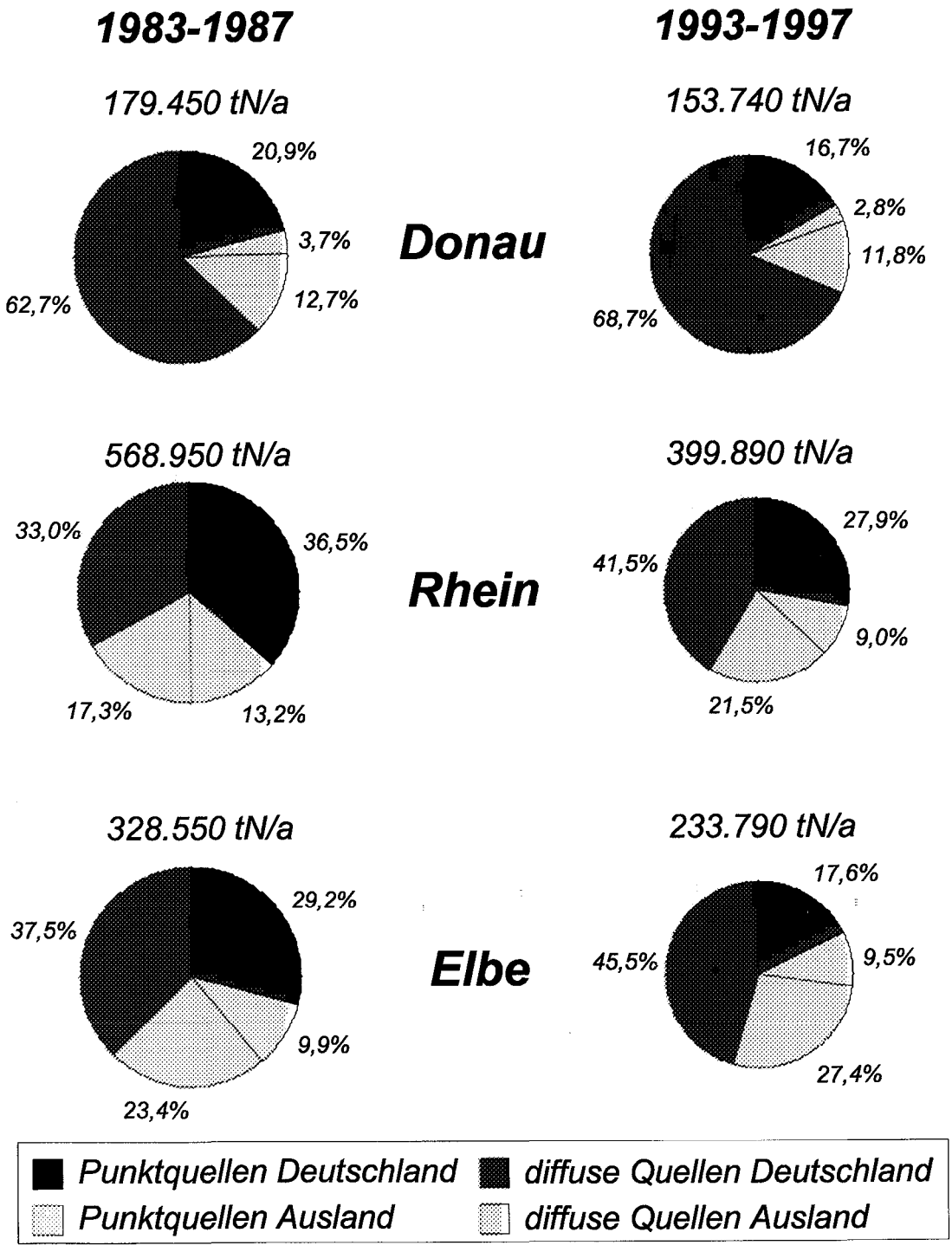


Abbildung 4.14: Anteile Deutschlands und des angrenzenden Auslandes an den punktuellen und diffusen Stickstoffeinträgen in die Flußgebiete von Donau, Rhein und Elbe in den Zeiträumen 1983-1987 und 1993-1997.

Für das Einzugsgebiet der Elbe konnte für den Zeitraum 1993-1997 eine gesamte Stickstoffemission von 233,8 kt N/a ermittelt werden. Der Rückgang bezogen auf den Zeitraum 1983-1987 liegt bei ca. 95 kt N/a bzw. 29%. Der Anteil der punktuellen N-Einträge aus dem tschechischen Gebiet liegt bei 10% (22,2 kt N/a) der Gesamtemissionen. 28% der gesamten N-Einträge oder 64,1 kt N/a entstammen diffusen Quellen im tschechischen Teil des Einzugsgebietes. Die flächenspezifischen diffusen N-Einträge unterscheiden sich im tschechischen Teil praktisch nicht von denen des deutschen Einzugsgebietes der Elbe.

Phosphor

Für Phosphor ergibt die Abschätzung der gesamten Einträge in das Gebiet der Donau oberhalb von Jochenstein im Zeitraum 1993-1997 einen Wert von 7.500 t P/a. Gegenüber dem Zeitraum 1983-1987 haben sich die gesamten P-Einträge um 6.000 t P/a bzw. 44% verringert. Der Anteil der P-Einträge aus dem österreichischen, schweizerischen und italienischen Teilgebiet der Donau oberhalb von Jochenstein an den gesamten P-Emissionen liegt bei 29%. Davon entfallen 6% (470 t P/a) auf die Punktquellen und 23% (1.720 t P/a) auf die diffusen P-Eintragspfade. Die Verringerung der P-Einträge ist im österreichischen Donaugebiet insgesamt geringer als im deutschen Teil.

Für den Rhein wird im Zeitraum 1993-1997 ein gesamter P-Eintrag von 20.500 t P/a geschätzt. Bezogen auf den Vergleichszeitraum haben sich damit die P-Einträge in das gesamte Rheingebiet um 30.600 t P/a bzw. 60% verringert. Auch für den Rhein kann davon ausgegangen werden, daß die Verringerung der P-Einträge im schweizerischen und französischen Teil geringer ist als im deutschen Einzugsgebiet des Rheins, was insbesondere auf eine geringere Reduzierung der punktuellen P-Einträge zurückzuführen ist. Der Anteil der P-Einträge aus der Schweiz und Frankreich an den gesamten P-Einträgen des Rheins oberhalb von Lobith liegt bei 41%. Davon entfallen 21% (4.370 t P/a) auf die Punktquellen und 20% (4.100 t P/a) auf die gesamten diffusen P-Einträge.

Für das Einzugsgebiet der Elbe oberhalb von Zollenspieker wurden für den Zeitraum 1993-1997 gesamte P-Einträge von 12.500 t P/a geschätzt. Gegenüber dem Zeitraum 1983-1987 verringerten sich die P-Einträge um 13.300 t P/a bzw. um 52%. Auch für die Elbe kann festgestellt werden, daß die Verminderung der P-Einträge aus dem tschechischen Teilgebiet geringer ausfällt als im deutschen Einzugsgebietsteil. Dies ist ebenfalls auf die geringere Reduzierung der punktuellen P-Einträge zurückzuführen. Von den gesamten P-Einträgen in das Elbegebiet entfallen 43 % auf den tschechischen Teil. 19% (2.340 t P/a) der P-Einträge werden durch Punktquellen in Tschechien und 24% (2.950 t P/a) durch diffuse Eintragspfade verursacht.

Tabelle 4.32: Punktuelle (EP_P) und diffuse (ED_P) Phosphoreinträge in Flußgebiete Deutschlands mit einem Anteil des Auslandes an der gesamten Einzugsgebietsfläche von mehr als 10% im Zeitraum 1983-1987 und 1993-1997 sowie Änderung der gesamten Phosphoreinträge (EG_P) bezogen auf die hydrologischen Bedingungen 1983-1987.

ADR.	Gewässer	1983-87				1993-97				Änderung	
		ED_P		EP_P		ED_P		EP_P		EG_P	
		D	Ausland	D	Ausland	D	Ausland	D	Ausland	D	Ausland
		[kt N/a]								*[%]*	
16902	Isar	*660*	60	1.870	38	640	60	290	15	*-65,0*	*-40,0*
18902	Inn	630	1.570	1.030	1.070	670	1.560	220	430	*-50,7*	*-29,2*
19101	Donau	3.900	1.730	6.720	1.190	3.790	1.720	1.510	470	*-52,1*	*-30,5*
23704	Oberrhein	1.010	3.400	1.650	5.290	960	3.230	440	2.440	*-47,5*	*-36,9*
26901	Mosel	830	990	1.430	3.840	530	860	460	1.940	*-56,3*	*-40,0*
27903	Rhein	8.210	4.400	29.340	9.130	6.460	4.100	5.580	4.370	*-68,1*	*-38,1*
59311	Elbe	6.230	4.210	12.560	2.850	4.620	2.950	2.540	2.340	*-63,0*	*-24,4*

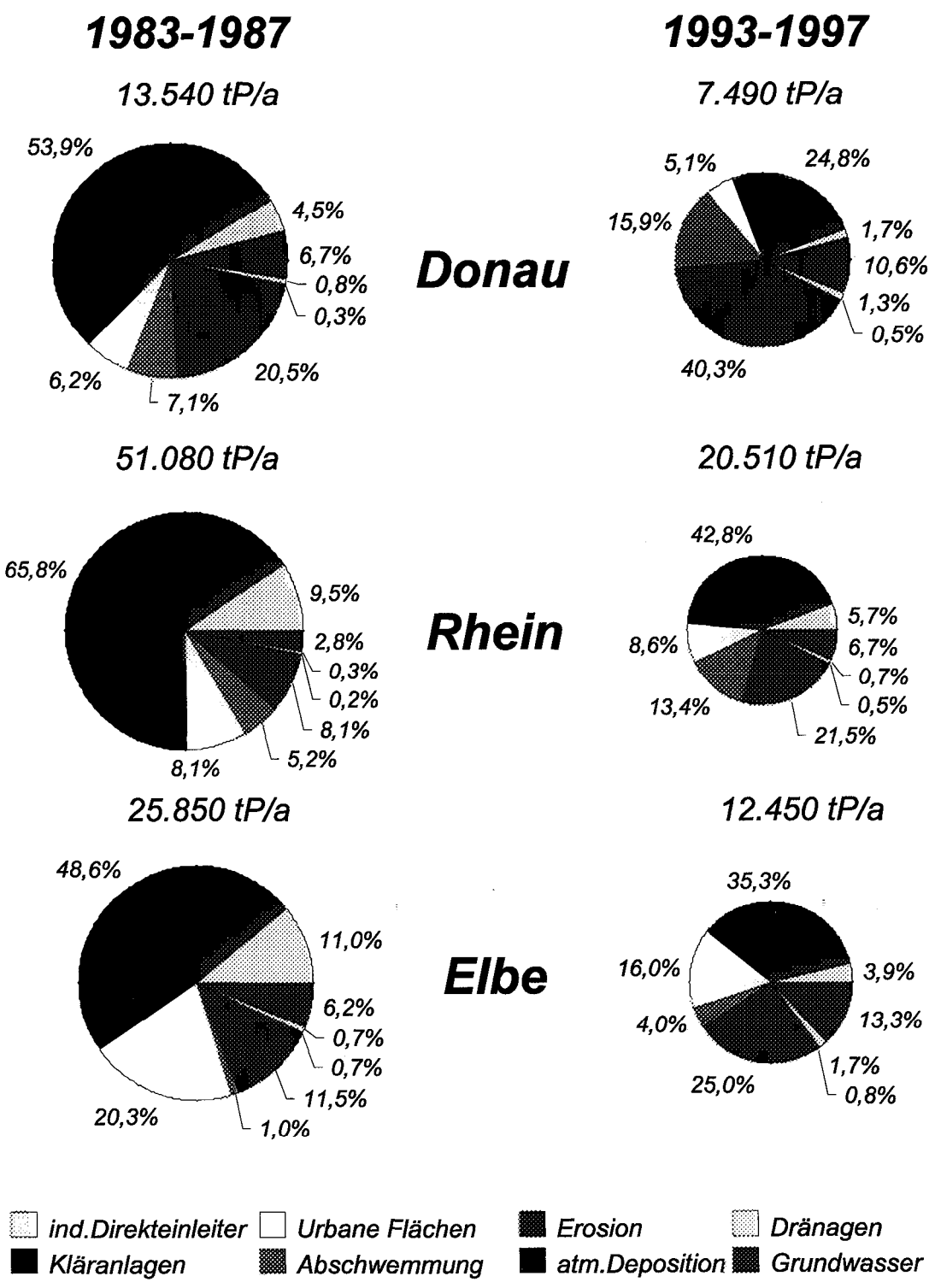


Abbildung 4.15: Phosphoreinträge in die Flußgebiete von Donau, Rhein und Elbe in den Zeiträumen 1983-1987 und 1993-1997 unter Berücksichtigung der ausländischen Flußgebietsanteile.

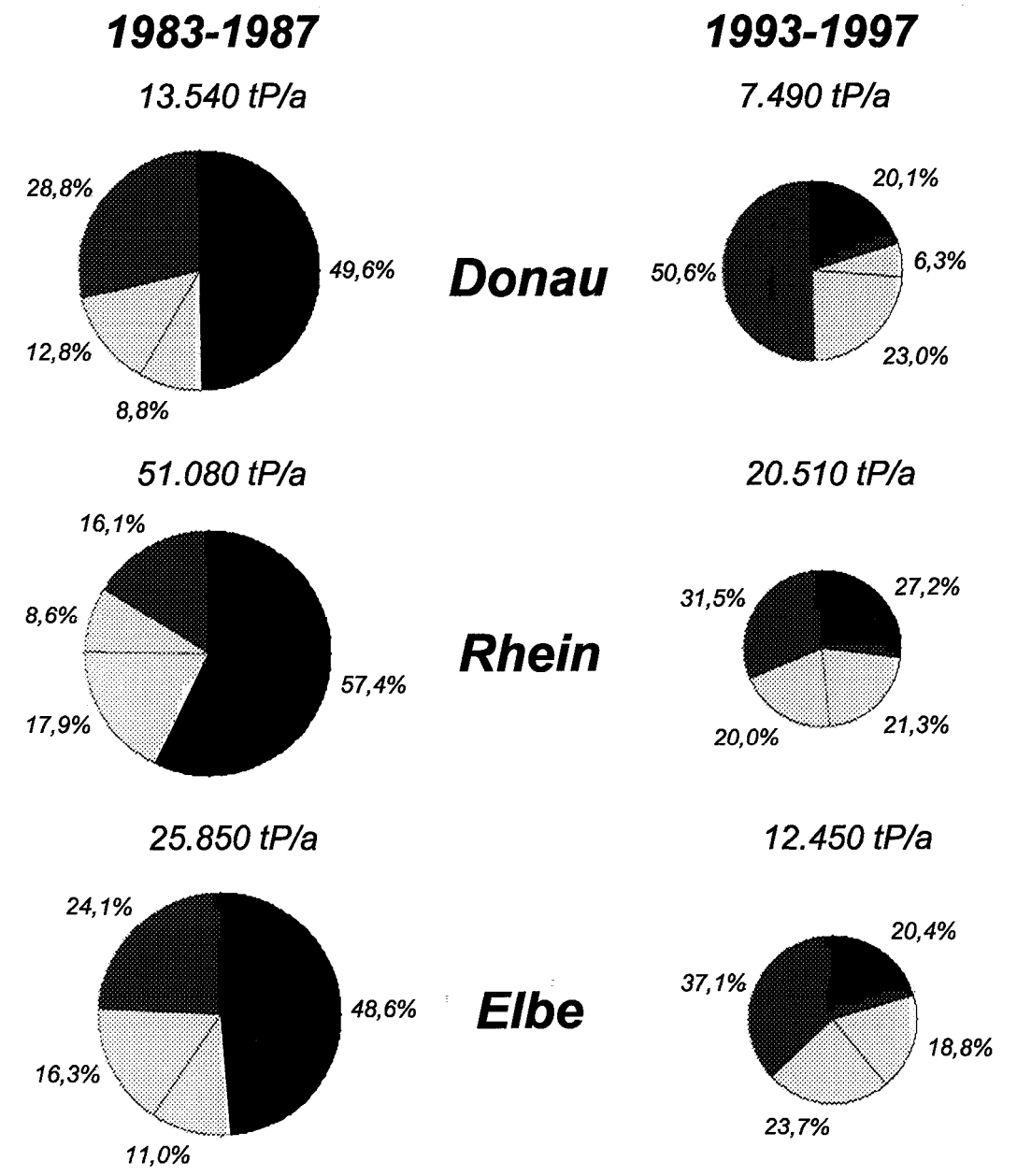


Abbildung 4.16: Anteile Deutschlands und des angrenzenden Auslandes an den punktuellen und diffusen Phosphoreinträgen in die Flußgebiete von Donau, Rhein und Elbe in den Zeiträumen 1983-1987 und 1993-1997.

4.1.5 Vergleich der Nährstoffeinträge nach MONERIS mit den Ergebnissen vorhergehender Abschätzungen

Die Ergebnisse zu den Nährstoffeinträgen in die Flußgebiete können in einigen Fällen mit den Ergebnissen vorheriger Untersuchungen verglichen werden. Dabei ist jedoch zu beachten, daß man aus solchen Vergleichen nicht unbedingt auf die Güte der jetzigen oder vorhergehenden Eintragsabschätzung schließen kann. Die Tabellen 4.33 und 4.34 sowie die Abbildungen 4.17 und 4.18 geben einen Überblick für insgesamt 29 Flußgebiete. Für den Zeitraum um 1985 ist ein Vergleich für den Rhein und seine Hauptnebenflüsse in den Tabellen 4.33 und 4.34 enthalten. Angaben zu den Nährstoffeinträgen beruhen auf den Angaben der IKSR (1989) und wurden von BEHRENDT (1996b) veröffentlicht. Für das Einzugsgebiet des Bodensees, das fast vollständig mit dem Einzugsgebiet des Rheins an der Meßstelle Öhningen übereinstimmt, sind die Nährstoffeinträge von PRASUHN ET AL. (1996) für die Jahre 1985 und 1986 abgeschätzt worden. In RUHRVERBAND (1998) wurden erstmals auch Angaben zu den Nährstoffeinträgen in das Flußsystem der Ruhr für die Pegel Villigst und Essen für die Jahre 1990 und 1997 veröffentlicht. Von diesen beiden Jahren können die Angaben für das Jahr 1997 näherungsweise für einen Vergleich mit unseren Ergebnissen für den Zeitraum 1993 bis 1997 genutzt werden.

Für die Elbe und deren Hauptnebenflüsse werden für den Zeitraum um 1985 Werte der Nährstoffeinträge von WERNER & WODSAK (1994) angegeben. Für den Zeitraum von 1992 bis 1993 haben NESMERÁK ET AL. (1994) eine Analyse der Nährstoffeinträge in den tschechischen Teil der Elbe durchgeführt. Diese Angaben sind nur bedingt mit den hier ermittelten Einträgen für 1993 bis 1997 vergleichbar, da sich der Bezugszeitraum unterscheidet.

Von BEHRENDT (1996a) wurden die Nährstoffeinträge in Flußgebieten des Landes Mecklenburg-Vorpommern für den Zeitraum 1992 bis 1994 abgeschätzt. Auch diese Werte werden für die Flußgebiete mit mehr als 500 km² Einzugsgebietsgröße für den Vergleich genutzt, obwohl die betrachteten Zeiträume nicht identisch sind. Neben diesen Flußgebieten kann man noch die Abschätzungen von ISERMANN (1997) für die Donau bei Jochenstein, von KROIß ET AL. (1997) für den Inn bei Kirchdorf, von RADERSCHALL (1996) für die Hunte bei Tungeln und von FEHR & FÖHSE (1998) für die Böhme und die Ilmenau für einen Vergleich nutzen. Auch bei diesen Flußgebieten muß jedoch berücksichtigt werden, daß die betrachteten Zeiträume nicht mit dem von uns untersuchten Zeitraum 1993-1997 identisch sind.

Für Stickstoff zeigen sich bei allen Flußgebieten bis auf den Inn bei Kirchdorf und den Rhein bei Öhningen, wie die Abbildung 4.17 zeigt, nur geringe Abweichungen, die sowohl bei der Summe der Stickstoffeinträge als auch bei den diffusen Quellen nicht über 30% liegen. Im Mittel liegen die Abweichungen bei 11% für die gesamten N-Einträge und bei 16% für die diffusen Einträge. Dies zeigt, daß man mit den hier erarbeiteten Modellvorstellungen in der Lage ist, sowohl die innerhalb Deutschlands auftretenden räumlichen Unterschiede als auch

die zeitlichen Veränderungen in der Stickstoffbelastung im Zeitraum von 1985 bis 1995 wiederzugeben. Für den Vergleich der Schätzergebnisse für den Inn bei Kirchdorf kann man feststellen, daß die von KROIß ET AL. (1997) ermittelten diffusen Stickstoffeinträge um ca. 50% über den hier ermittelten Werten liegen.

Tabelle 4.33: Vergleich der mit MONERIS und von anderen Autoren ermittelten Summe aller N-Emissionen und diffusen N-Einträge für verschiedene Flußgebiete.

Gewässer	Gütepegel	Ergebnisse MONERIS		Ergebnisse anderer Autoren		Quelle
		Summe	Diffuse Quellen	Summe	Diffuse Quellen	
		[t N/a]				
Inn	Kirchdorf	6.830	4.420	10.330	8.060	KROIß ET AL. (1997)
Donau	Jochenstein	153.740	123.800	123.000	102.500	ISERMANN (1997)
Rhein	Oehningen	19.850	14.500	23.830	18.270	PRASUHN ET AL. (1996)
Schussen	Meckenbeuren	2.580	1.610	2.500	1.900	PRASUHN ET AL. (1996)
Neckar	Mannheim	61.040	30.390	46.310	24.180	IKSR (1989)
Main	Kahl am Main	54.750	38.480	59.630	40.450	IKSR (1989)
Main	Bischofsheim	80.680	44.610	78.230	47.010	IKSR (1989)
Mosel	Koblenz	95.590	52.340	96.400	45.880	IKSR (1989)
Rhein	Koblenz	343.060	187.020	346.910	188.620	IKSR (1989)
Rhein	Kleve-Bimmen	568.960	286.220	562.300	258.700	IKSR (1989)
Ruhr	Villigst	4.240	2.740	4.420	2.580	RUHRVERBAND (1998)
Ruhr	Essen	12.300	6.280	13.330	8.130	RUHRVERBAND (1998)
Hunte	Tungeln	4.480	4.180	3.650	3.270	RADERSCHALL (1996)
Mulde	Dessau	29.470	16.660	33.000	16.000	WERNER & WODSAK (1994)
Saale	Gross Rosenburg	85.250	47.030	92.000	51.000	WERNER & WODSAK (1994)
Havel	Toppel (Havelberg)	43.080	20.090	46.000	20.000	WERNER & WODSAK (1994)
Elbe	Schnackenburg	303.390	187.720	365.000	230.000	WERNER & WODSAK (1994)
Elbe	Schmilka	86.650	64.220	87.380	56.170	NESMERÁK ET AL. (1994)
Elde	Doemitz	3.060	2.570	2.750	2.210	BEHRENDT (1996a)
Stepenitz	Dassow	2.010	1.970	2.050	1.950	BEHRENDT (1996a)
Warnow	Kessin	3.710	3.520	3.980	3.660	BEHRENDT (1996a)
Recknitz	Ribnitz	1.230	1.210	1.070	950	BEHRENDT (1996a)
Peene	unterhalb Anklam	6.520	5.900	6.410	5.740	BEHRENDT (1996a)
Trebel	unterhalb Wotenick	1.440	1.380	1.550	1.470	BEHRENDT (1996a)
Tollense	Demmin	2.230	1.990	2.310	1.920	BEHRENDT (1996a)
Zarow	Grambin	620	610	650	590	BEHRENDT (1996a)
Randow	Eggesin	370	350	350	330	BEHRENDT (1996a)
Sude	Bandekow	3.870	3.810	2.710	2.580	BEHRENDT (1996a)
Uecker	Ueckermuende	2.010	1.860	1.870	1.570	BEHRENDT (1996a)
Böhme	Boehme	1.140	850	1.290	1.110	FEHR & FÖHSE (1998)
Illmenau	Rote Schleuse	1.820	1.510	1.340	1.120	FEHR & FÖHSE (1998)

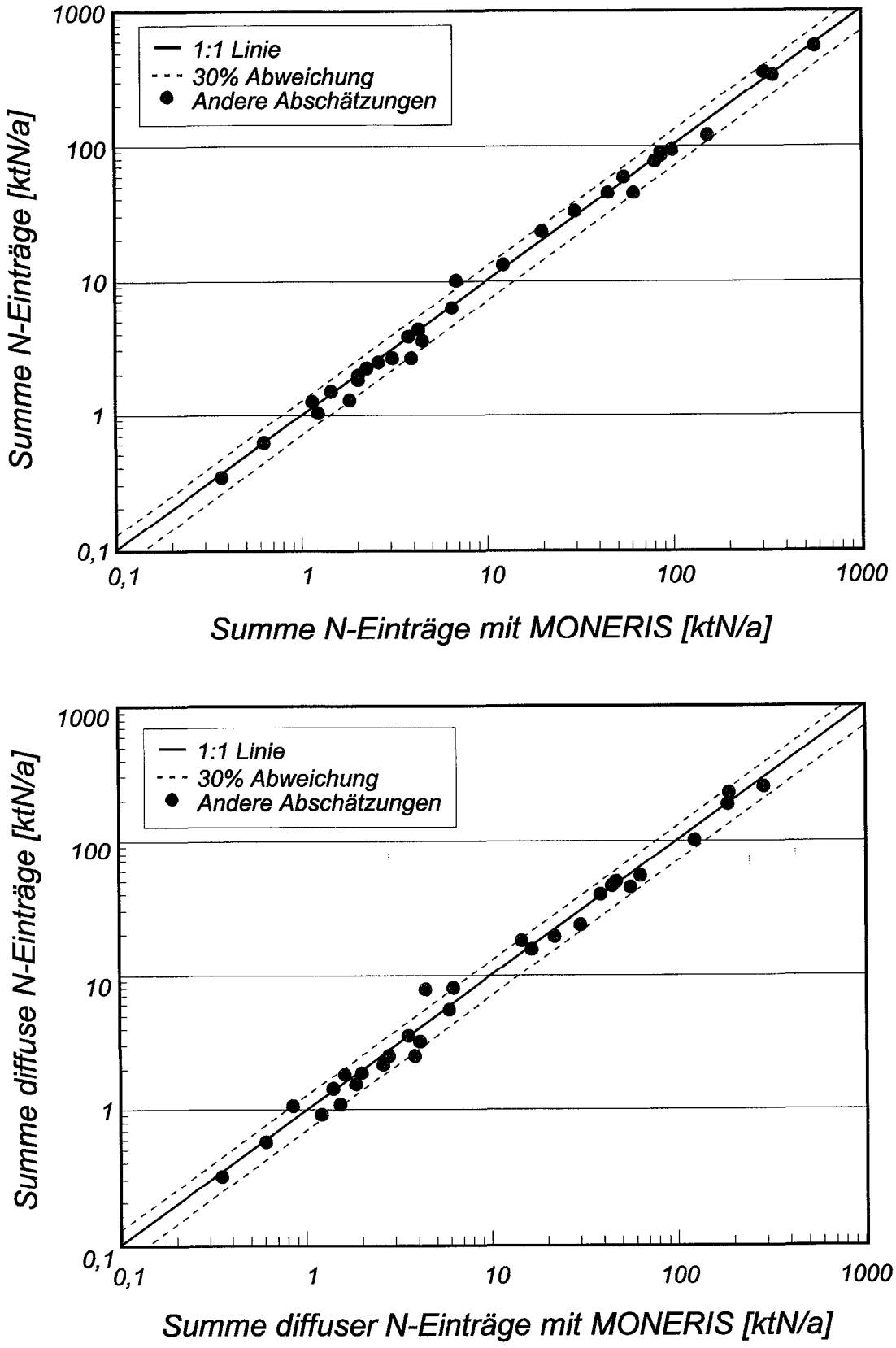


Abbildung 4.17: Vergleich der mit MONERIS ermittelten N-Einträge in die Flüsse mit den Ergebnissen anderer Autoren.

Die Ursachen können nur zum Teil damit begründet werden, daß KROIß ET AL. (1997) eine um 15% höhere Fracht von anorganisch gelöstem Stickstoff berechnet haben. Für das Einzugsgebiet des Bodensees, das mit dem Einzugsgebiet des Rheins oberhalb der Meßstelle Öhningen nahezu identisch ist, zeigt der Vergleich mit den Ergebnissen von PRASUHN ET AL. (1996) für die Jahre 1985/86 Abweichungen für die diffusen N-Einträge in einer Größe von 70%. Da für das ebenfalls von diesen Autoren untersuchte Einzugsgebiet des in Deutschland liegenden Schussen (siehe Tabelle 4.33) diese Abweichungen bedeutend kleiner sind, kann man insgesamt folgern, daß die mit MONERIS ermittelten diffusen N-Einträge - zumindest für die Flußgebiete mit ausländischem Anteil - mit einem sehr hohen Grünlandanteil deutlich niedrigere Werte aufweisen, als von den anderen Autoren geschätzt.

Bei Phosphor liegen die Abweichungen zu den Literaturangaben mit einem Mittelwert von 33% für die gesamten P-Einträge und 35% für die diffusen P-Einträge deutlich über denen für Stickstoff. Während insbesondere bei dem Vergleich mit den Abschätzungen der IKSR (1989) und von WERNER & WODSAK (1994) für das Jahr 1985 bzw. den Zeitraum 1985 bis 1989, wie für Stickstoff insgesamt, nur relativ geringe Abweichungen von 11% bzw. 19% auftreten, zeigen sich für Phosphor auch größere Abweichungen für die von BEHRENDT (1996a) untersuchten Flußgebiete des Landes Mecklenburg-Vorpommern. Die Abweichungen sind für diese Flüsse im Gegensatz zu allen anderen Flußgebieten bei den gesamten P-Einträgen größer als für die Summe der diffusen P-Einträge. Die Ursache für diese Unterschiede ist vor allem darin begründet, daß von BEHRENDT (1996a) für die Abschätzung der punktuellen P-Einträge noch der von HAMM ET AL. (1991) für die alten Bundesländer angegebene Wert für die einwohnerspezifische Phophorabgabe von 2,8 g P/(E·d) verwendet wurde. Wie die Untersuchungen von SCHMOLL (1998) zeigen, liegt dieser Wert jedoch nur noch bei 1,8 g P/(E·d). Darüber hinaus werden von BEHRENDT (1996a) auch noch die Einträge von landwirtschaftlichen Direkteinträgen explizit berücksichtigt, so daß auch die diffusen P-Einträge wahrscheinlich überbestimmt wurden. Berücksichtigt man beides, sinken die Abweichungen für diese Flußgebiete ebenfalls auf weniger als 30%.

Abweichungen von mehr als 40% treten neben dem Inn nur noch bei den Abschätzungen für die Donau bei Jochenstein, das Bodensee-Einzugsgebiet und den Schussen auf. Die Abweichungen sind aber nicht einheitlich. Für den Inn bei Kirchdorf liegen die MONERIS-Werte für die diffusen Einträge 65% höher. Dies gilt auch für den Vergleich der Frachten, die nach den Werten des *Bayerischen Landesamtes für Wasserwirtschaft* um 48% über den von KROIß ET AL. (1997) angegebenen P-Frachten liegen.

Im Unterschied zum Inn wurden von ISERMANN (1997) und PRASUHN ET AL. (1996) deutlich höhere diffuse P-Einträge für das Flußgebiet der Donau bei Jochenstein und das Einzugsgebiet des Bodensees bestimmt. Für die Donau kann man wahrscheinlich, wie beim Inn, davon ausgehen, daß die Unterschiede größtenteils auf die verschiedenen Bezugszeiträume zurückzuführen sind, da die von ISERMANN (1997) angegebenen P-Frachten, wie die diffusen Einträge, um ca. 70% größer sind, als die für den Zeitraum 1993 bis 1997

ermittelten P-Frachten. Für das Bodensee-Einzugsgebiet ist ein solcher Frachtvergleich nicht direkt möglich, da die gemessene P-Fracht bei Öhningen nicht nur durch die Einträge, sondern auch durch den sehr großen P-Rückhalt des Bodensees selbst beeinflußt wird.

Geht man davon aus, daß für den Bodensee das Vollenweider-Model über den Zusammenhang zwischen See- und Zuflußkonzentration für Phosphor gilt, kann man aus der mittleren P-Fracht von 479 t P/a für den Zeitraum 1983 bis 1987 einen P-Eintrag in den Bodensee von ca. 1.480 t P/a erwarten. Die hohe spezifische Abflußspende von 30 l/(km·s) läßt auf nur sehr geringe P-Rückhalte in den Flußsystemen oberhalb des Bodensees schließen (BEHRENDT & OPITZ, 1999). Somit kann man davon ausgehen, daß die Einträge in die Fließgewässer des Bodensee-Einzugsgebietes mit 1.550 bis 1.600 t P/a nur um 5% bis 10% höher liegen dürften als die Einträge in den Bodensee selbst. Vergleicht man diese P-Einträge mit den in Tabelle 4.34 angegebenen Werten von PRASUHN ET AL. (1996) und den Ergebnissen von MONERIS, so würde dies eine ca. 50-prozentige Überschätzung der P-Einträge bei PRASUHN ET AL. (1996) und für MONERIS eine 14-prozentige Unterschätzung anzeigen. Für die einzelnen Eintragspfade zeigen sich insbesondere bei dem Eintrag über Erosion große Differenzen (PRASUHN ET AL., 1996: 1.145 t P/a; MONERIS: 311 t P/a). Bei den Bodenabträgen sind die von PRASUHN ET AL. (1996) angenommenen Werte vom Ackerland um ca. 50% höher als die aus der modifizierten Bodenabtragskarte von Europa (siehe Abschnitt 3.1.2.4) abgeleiteten Werte für dieses Gebiet. Die größten Unterschiede bestehen jedoch bei den P-Gehalten des Oberbodens, die bei PRASUHN ET AL. (1996) für Ackerland nahezu doppelt so hoch und für „natürliche" Böden sogar fast dreifach höher sind, wie bei dem hier vorgestellten Ansatz.

Insgesamt zeigt der Vergleich mit den Ergebnissen anderer Autoren, daß die Abschätzungen für Stickstoff sich nur in einem relativ engen Bereich unterscheiden. Für Phosphor sind insbesondere die Unterschiede im Bereich der Alpen und des Alpenvorlandes und für den Zeitraum nach 1990 recht groß, was auf größere Unsicherheiten bei der Quantifizierung der diffusen P-Einträge und dabei insbesondere der P-Einträge über Erosion hinweist.

Tabelle 4.34: Vergleich der mit MONERIS und von anderen Autoren ermittelten Summe aller P-Emissionen und diffusen P-Einträge für verschiedene Flußgebiete.

Gewässer	Gütepegel	Ergebnisse MONERIS		Ergebnisse anderer Autoren		Quelle
		Summe	Diffuse Quellen	Summe	Diffuse Quellen	
		[t P/a]				
Inn	Kirchdorf	1.290	1.060	710	350	KROIß ET AL. (1997)
Donau	Jochenstein	7.500	5.520	10.900	8.940	ISERMANN (1997)
Rhein	Oehningen	1.370	890	2.370	1.790	PRASUHN ET AL. (1996)
Schussen	Meckenbeuren	110	60	190	100	PRASUHN ET AL. (1996)
Neckar	Mannheim	5.550	1.070	4.790	1.410	IKSR (1989)
Main	Kahl am Main	4.840	1.760	4.940	2.360	IKSR (1989)
Main	Bischofsheim	7.340	2.150	7.370	2.750	IKSR (1989)
Mosel	Koblenz	7.080	1.820	6.400	2.110	IKSR (1989)
Rhein	Koblenz	30.510	8.920	28.160	8.830	IKSR (1989)
Rhein	Kleve-Bimmen	51.090	12.610	45.560	12.890	IKSR (1989)
Ruhr	Villigst	190	120	180	90	RUHRVERBAND (1998)
Ruhr	Essen	570	310	480	270	RUHRVERBAND (1998)
Hunte	Tungeln	210	200	260	200	RADERSCHALL (1996)
Mulde	Dessau	2.390	930	3.000	800	WERNER & WODSAK (1994)
Saale	Gross Rosenburg	7.480	2.600	7.700	2.400	WERNER & WODSAK (1994)
Havel	Toppel (Havelberg)	4.010	1.070	5.100	1.700	WERNER & WODSAK (1994)
Elbe	Schnackenburg	25.100	10.040	29.600	12.000	WERNER & WODSAK (1994)
Elbe	Schmilka	5.310	2.960	5.250	2.110	NESMERÁK ET AL. (1994)
Elde	Doemitz	120	90	190	140	BEHRENDT (1996a)
Stepenitz	Dassow	42	38	66	54	BEHRENDT (1996a)
Warnow	Kessin	130	120	250	210	BEHRENDT (1996a)
Recknitz	Ribnitz	37	34	50	39	BEHRENDT (1996a)
Peene	unterhalb Anklam	200	170	370	300	BEHRENDT (1996a)
Trebel	unterhalb Wotenick	31	28	71	55	BEHRENDT (1996a)
Tollense	Demmin	80	70	133	106	BEHRENDT (1996a)
Zarow	Grambin	27	25	56	47	BEHRENDT (1996a)
Randow	Eggesin	20	19	42	38	BEHRENDT (1996a)
Sude	Bandekow	120	120	160	140	BEHRENDT (1996a)
Uecker	Ueckermuende	80	70	160	100	BEHRENDT (1996a)
Böhme	Boehme	39	20	39	28	FEHR & FÖHSE (1998)
Illmenau	Rote Schleuse	70	60	90	67	FEHR & FÖHSE (1998)

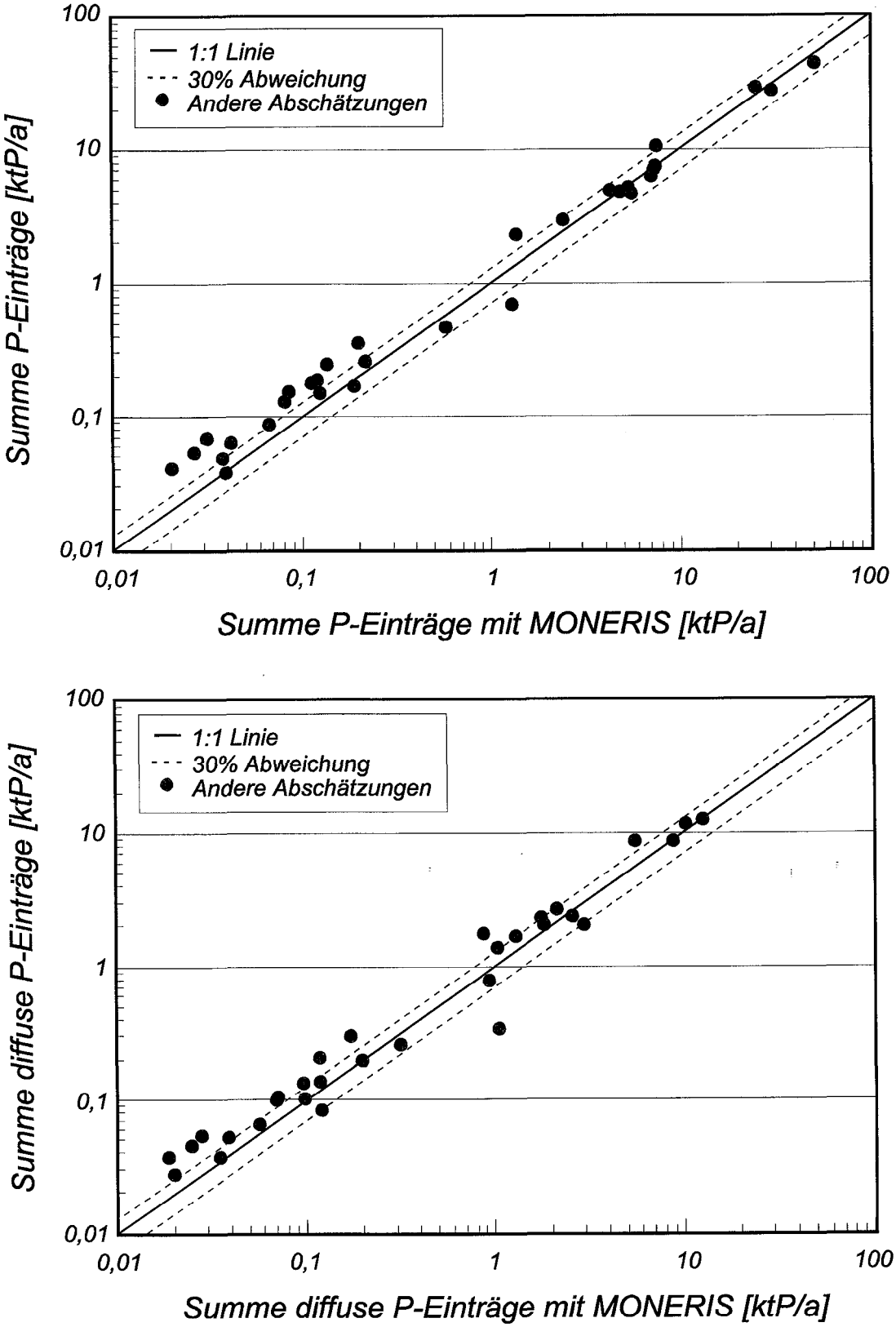


Abbildung 4.18: Vergleich der mit MONERIS ermittelten P-Einträge in die Flüsse mit den Ergebnissen anderer Autoren.

4.2 Nährstofffrachten der Flüsse

Die für die Zeiträume 1983-1987 (siehe Tabelle 4.35) und 1993-1997 (siehe Tabelle 4.36) berechneten mittleren Abflüsse und Frachten wurden miteinander verglichen, um die Veränderung innerhalb des Untersuchungszeitraumes festzustellen. Da nicht alle Parameter im gesamten Zeitraum und an allen Meßstellen gemessen wurden, ist teilweise kein Vergleich möglich. Die prozentuale Veränderung aller Komponenten ist in Tabelle 4.37 und für den Abfluß, die DIN-, TN- und TP-Frachten in der Abbildung 4.19 dargestellt.

Tabelle 4.35: Abflüsse und Nährstofffrachten im Zeitraum 1983-1987.

ADR.	Gewässer	Abfluß	Fracht					
			NH_4-N	NO_3-N	DIN	TN	PO_4-P	TP
		[m³/s]	[t/a]					
14902	Naab	54	530	7.100	7.600		250	500
16902	Isar	167	2.060	17.500	21.100		1.440	1.890
18902	Inn	732	3.110	26.500	29.600		1.440	2.690
19101	Donau	1.420	7.510	100.500	108.100		4.780	8.520
23704	Oberrhein	1.330	7.350	70.600	81.200		2.420	
23801	Neckar	172	1.540	32.600	34.200		2.140	3.110
24901	Main	232	4.730	46.700	51.300		3.020	5.870
26901	Mosel	394	3.850	54.300	58.100		2.860	6.130
27601	Ruhr	75	1.580	10.400	12.200			1.020
27801	Lippe	49	2.260	10.900	13.800			1.250
27903	Rhein	2.491	39.280	316.300	355.200	449.400	22.410	35.330
37602	Ems	95	2.400	17.700	20.600		130	970
41002	Werra	58	890	8.200	9.100		680	1.070
42001	Fulda	75	430	11.600	12.100		830	1.300
48901	Aller	153	2.900	25.900	30.700		1.160	1.980
49103	Weser	359	4.430	65.600	70.000		2.880	7.140
53801	Schwarze Elster	30	2.000	1.500	3.500		70	
54901	Mulde							
56901	Saale	133	28.680	17.600	47.900	52.700	1.660	3.960
58901	Havel	113	4.710	4.600	9.400	12.100	1.580	1.900
59311	Elbe	709	48.610	94.600	145.100	163.500		
69001	Oder	510	12.390	46.100	58.800		2.730	6.520

Der Abfluß ist für die Stromgebiete insgesamt, mit Ausnahme der Ems in beiden Zeiträumen ungefähr gleichgeblieben. Abweichungen von mehr als 15% treten nur in der Ems und an den Flüssen Ruhr, Lippe und Schwarze Elster auf. Für die Ems konnten keine täglichen Abflüsse in die Berechnungen eingehen, da diese nicht zur Verfügung standen. Die mittleren jährlichen Abflüsse für die Tage der Gütemessungen unterliegen an der Ems sehr starken Schwankungen von bis zu 60%. Daher kann davon ausgegangen werden, daß die Abflußerhöhung gegenüber dem Zeitraum 1983-1987 vor allem durch den Zeitpunkt der Probennahme begründet ist. Für die Ruhr und die Lippe gehen nicht alle Jahre des Untersuchungszeitraumes in die Berechnung ein. Die Abflußberechnung für die Schwarze Elster konnte im Zeitraum 1983-

1987 nur für die Jahre 1985 und 1986 erfolgen, wobei 1986 ein überdurchschnittlich hoher Abfluß gemessen wurde, der den starken Rückgang begründet.

Die Frachten der einzelnen Nährstoffkomponenten weisen in ihrer Veränderung deutliche Unterschiede auf. Die NH_4-N- und PO_4-P-Frachten sind an allen Meßstellen deutlich zurückgegangen, meist sogar um mehr als 50%. Die extrem niedrigen PO_4-P-Frachten in der Schwarzen Elster sind auf die Einleitung eisenhaltiger Grubenwässer zurückzuführen (BEHRENDT ET AL., 1998).

Tabelle 4.36: Abflüsse und Nährstofffrachten im Zeitraum 1993-1997.

ADR.	Gewässer	Abfluß	Fracht					
			NH_4-N	NO_3-N	DIN	TN	PO_4-P	TP
		[m³/s]	[t/a]					
14902	Naab	47	230	6.700	6.900		90	260
16902	Isar	175	390	16.300	16.700		210	440
18902	Inn	744	2.080	27.600	29.700		500	2.420
19101	Donau	1.407	3.900	99.400	103.300		1.440	5.040
23704	Oberrhein	1.284	2.450	68.600	74.500		1.460	
23801	Neckar	160	630	25.200	25.700		620	1.010
24901	Main	237	1.240	44.600	50.400			2.520
26901	Mosel	366	1.770	59.700	72.900		2.150	3.980
27601	Ruhr	98	1.240	13.500	15.000	16.900	250	300
27801	Lippe	40	370	11.700	12.300	15.500		190
27903	Rhein	2.455	15.510	277.000	292.500	361.000	7.720	14.510
37602	Ems	117	1.460	21.300	25.100	26.300	80	870
41002	Werra	50	360	6.700	7.200		130	350
42001	Fulda	65	390	8.100	8.800		120	390
48901	Aller	130	1.050	19.600	20.500	24.900	220	940
49103	Weser	346	2.710	54.900	54.100		720	2.350
53801	Schwarze Elster	23	290	2.300	2.600		10	70
54901	Mulde	78	1.010	11.900	13.200		50	240
56901	Saale	127	3.340	24.300	28.300	26.500	260	1.110
58901	Havel	104	880	4.600	5.500		300	700
59311	Elbe	723	5.560	105.300	111.700	109.700	1.280	4.550
69001	Oder	470	3.800	44.300	48.300	61.300	1.280	3.050

Die NO_3-N- und DIN-Frachten zeigen kein einheitliches Bild, weisen jedoch in der Mehrzahl der Flüsse ebenfalls einen Rückgang auf. Die DIN-Frachten haben nur in der Ruhr und der Ems um ca. 25% zugenommen. In diesen Flüssen nahmen auch die NO_3-N-Frachten zu. Diese Frachterhöhung ist durch die Abflußerhöhung bedingt. Besonders hohe Zunahmen der NO_3-N-Frachten weisen auch die Nebenflüsse der Elbe Schwarze Elster und Saale auf. Vor allem in diesen Flüssen ist ein großer Teil des Rückgangs der NH_4-N-Frachten und der Zunahme der NO_3-N-Frachten über die Verbesserung der Sauerstoff- und damit der Nitrifikationsbedingungen miteinander gekoppelt. Die nur an drei Gütepegeln im gesamten Zeitraum gemessenen TN-Frachten nahmen jeweils deutlich ab.

In der Elbe bei Zollenspieker und der Saale ergaben die Frachtberechnungen im Zeitraum 1993-1997 höhere DIN- als TN-Frachten, bzw. in der Weser bei Hemelingen höhere NO_3-N- als DIN-Frachten. Dies ist auf die unterschiedliche Anzahl von Meßwerten für die einzelnen Stoffe zurückzuführen. Zum Beispiel standen für die Elbe bei Zollenspieker und die Saale im Zeitraum 1993-1997 nur für die beiden letzten Jahre TN-Meßwerte zur Verfügung. Für die Weser bei Hemelingen konnten für das Jahr 1994 keine DIN-Frachten berechnet werden, da keine NH_4-N-Meßwerte vorlagen.

Tabelle 4.37: Änderung des Abflusses und der Nährstofffrachten von 1983-1987 zu 1993-1997.

ADR.	Gewässer	Änderung von 1983-1987 zu 1993-1997						
		Abfluß	Fracht					
			NH_4-N	NO_3-N	DIN	TN	PO_4-P	TP
		[%]						
14902	Naab	-13	-57	-6	-9		-64	-48
16902	Isar	+5	-81	-7	-21		-85	-77
18902	Inn	+2	-33	+4	0		-65	-10
19101	Donau	-1	-48	-1	-4		-70	-41
23704	Oberrhein	-3	-67	-3	-8		-40	
23801	Neckar	-7	-59	-23	-25		-71	-68
24901	Main	+2	-74	-4	-2			-57
26901	Mosel	-7	-54	+10	+25		-25	-35
27601	Ruhr	+31	-22	+30	+23			-71
27801	Lippe	-18	-84	+7	-11			-85
27903	Rhein	-1	-61	-12	-18	-20	-66	-59
37602	Ems	+23	-39	+20	22		-38	-10
41002	Werra	-14	-60	-18	-21		-81	-67
42001	Fulda	-13	-9	-30	-27		-86	-70
48901	Aller	-15	-64	-24	-33		-81	-53
49103	Weser	-4	-39	-16	-23		-75	-67
53801	Schwarze Elster	-23	-86	+53	-26		-86	
54901	Mulde							
56901	Saale	-5	-88	+38	-41	-50	-84	-72
58901	Havel	-8	-81	0	-41		-81	-63
59311	Elbe	+2	-89	+11	-23	-33		
69001	Oder	-8	-69	-4	-18		-53	-53

Das Ziel einer 50-prozentigen Reduktion konnte, aus der Sicht der Nährstofffrachten der Stromgebiete betrachtet, für Phosphor mit Ausnahme der Ems und der Donau erfüllt werden (siehe Abbildung 4.19). Bei der Ems ist die geringe Abnahme vor allem durch hohe Einträge über das Grundwasser und die Abflußerhöhung zurückzuführen, während bei der Donau hauptsächlich die sehr geringe Reduktion im Inn spürbar wird. Die Phosphoreinträge in die Nord- und Ostsee insgesamt konnten um jeweils 50% reduziert werden.

Bei Stickstoff ist für alle Stromgebiete im Vergleich zu Phosphor nur ein wesentlich geringerer Rückgang zu verzeichnen (vergleiche Abbildung 4.19), das Reduktionsziel konnte

weder in den Stromgebieten noch in den Einzugsgebieten von Nord- und Ostsee erreicht werden.

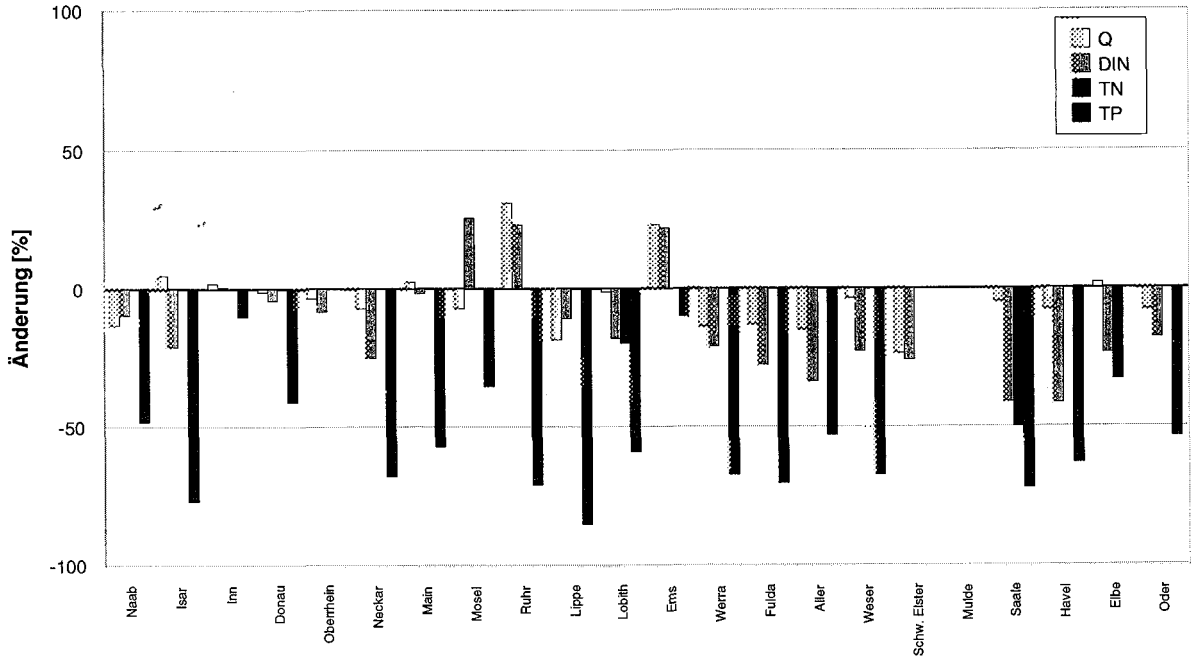


Abbildung 4.19: Änderung des Abflusses und der DIN-, TN- und TP-Frachten von 1983-1987 zu 1993-1997.

Zum direkten Vergleich der Nährstoffbelastung der Flüsse untereinander wurden die spezifischen Nährstofffrachten (siehe Abbildung 4.20 und 4.21) herangezogen.

Die höchste DIN-Belastung weisen das Rhein- und das Ems-Einzugsgebiet aus. Im Rhein ist dies auf die hohe Bevölkerungs- und Industriedichte, die ihren Ausdruck vor allem in den hohen spezifischen Frachten der Lippe und Ruhr findet, in der Ems auf die besonders intensive landwirtschaftliche Nutzung zurückzuführen. Aus den sonst niedrigen spezifischen DIN-Frachten der Flüsse des Elbe-Einzugsgebietes ragt die Mulde trotz einer starken Reduktion gegenüber 1983-1987 deutlich heraus. Besonders auffallend sind die sehr niedrigen spezifischen DIN- und TP-Frachten der Havel, die ihre Ursache im hohen spezifischen Rückhaltevermögen und Denitrifkationspotential der im Einzugsgebiet liegenden Seen haben. Von den sonst unter 0,1 t P/(km²·a) betragenden spezifischen TP Frachten hebt sich die Mosel deutlich ab. Dies ist auf den hohen Anteil der punktuellen Einträge zurückzuführen (vergleiche Abschnitt 4.1.3).

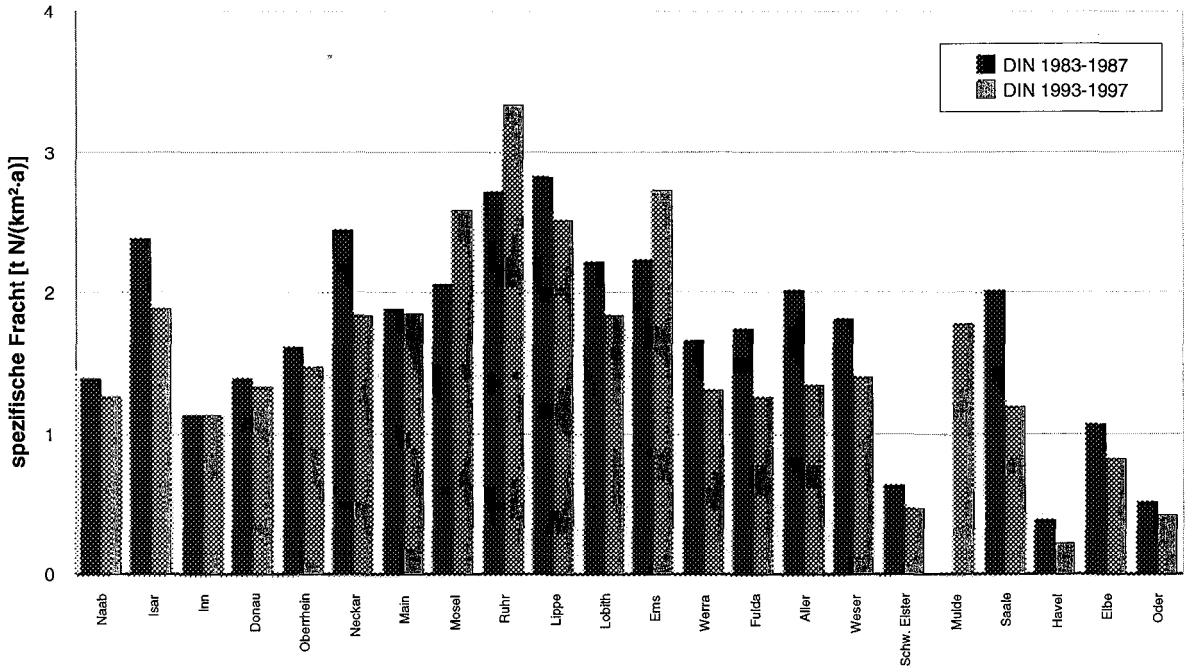


Abbildung 4.20: Spezifische DIN-Frachten 1983-1987 und 1993-1997.

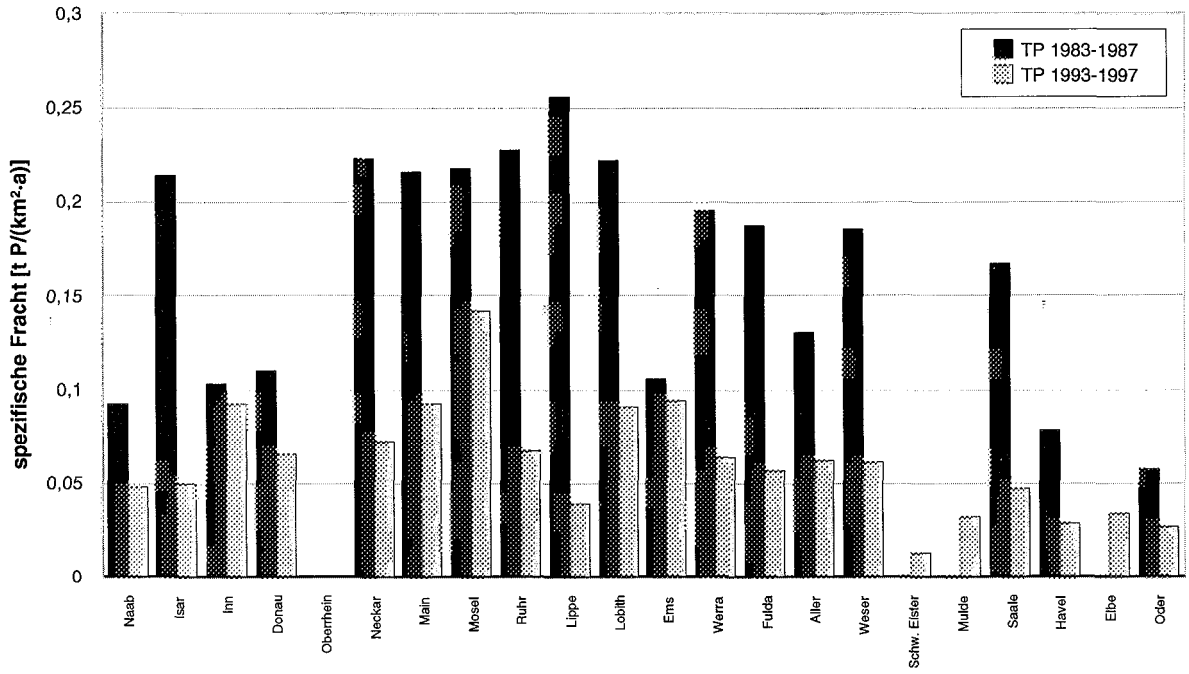


Abbildung 4.21: Spezifische TP-Frachten 1983-1987 und 1993-1997.

4.3 Vergleich der mittels Emissionsmethode (MONERIS) geschätzten und aus Güte- und Durchflußmeßwerten berechneten Nährstofffrachten

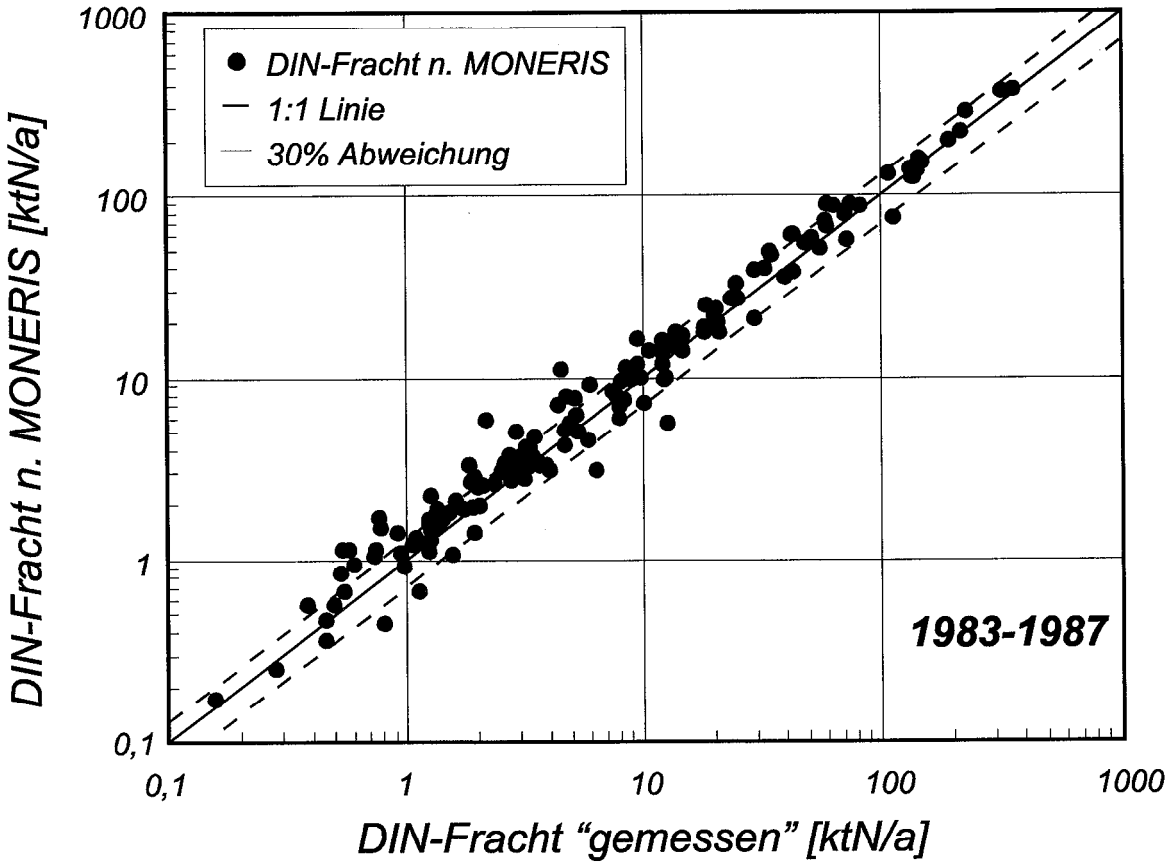
Da die Berechnungen der Nährstoffeinträge jeweils für ein Flußgebiet durchgeführt worden sind, ist es unter Berücksichtigung der flußinternen Nährstoffrückhalte möglich, die mittels Emissionsmethode (MONERIS) geschätzten Frachten mit den aus Güte- und Durchfluß-meßwerten berechneten Frachten („gemessene Frachten") zu vergleichen. Die Nährstoff-rückhalte in den Fließgewässersystemen wurden dabei nach den Angaben in Abschnitt 3.3 berechnet. Die Abbildungen 4.22 und 4.23 zeigen den Zusammenhang zwischen den nach MONERIS berechneten Frachten von anorganisch gelöstem Stickstoff und Gesamtphosphor für die Zeiträume 1993-1997 und 1983-1987. Der Vergleich wurde nur für die Flußgebiete durchgeführt, bei denen die Anzahl der Meßwerte pro Jahr größer als 12 war.

Bei Stickstoff zeigt sich für den Zeitraum 1993-1997, daß die Abweichung zwischen geschätzter und „gemessener" DIN-Fracht für 148 von 168 Flußgebieten kleiner als 30% ist. Lediglich bei 13 Flußgebieten war die Abweichung größer als 40%. Bei den Flußgebieten mit größeren Abweichungen handelt es sich, wie aus der Abbildung 4.23 zu entnehmen ist, vorwiegend um kleinere Flußgebiete mit geringer DIN-Fracht.

Eine Analyse der Charakteristika der Flußgebiete mit größeren Abweichungen zeigt, daß ein vermutlicher Grund für die Abweichungen die Abflußberechnung sein kann, da sich die Größen der Einzugsgebiete für die Güte- und Abflußpegel stark unterscheiden. Darüber hinaus handelt es sich vorwiegend um kleinere Flußsysteme im Flachland, wo sich oberirdisches und unterirdisches Einzugsgebiet deutlich unterscheiden können.

Für den Zeitraum 1983-1987 sind die Abweichungen zwischen geschätzter und „gemessener" DIN-Fracht etwas größer, und es zeigt sich eine Tendenz, daß die nach MONERIS geschätzten DIN-Frachten in der Regel höher als die „gemessenen" Frachten sind. Daraus kann man folgern, daß für diesen Zeitraum entweder die Stickstoffeinträge leicht überschätzt wurden oder die Stickstoffrückhalte bzw. –verluste unter den spezifischen Bedingungen (höhere organische Belastung und geringere Sauerstoffgehalte; höhere Stickstoffeinträge insbesondere aus Punktquellen) im Zeitraum 1983-1987 größer waren, als mit den Rückhalteformeln aus Abschnitt 3.3 berechnet.

Ein Vergleich bezüglich der geschätzten und „gemessenen" Gesamtstickstofffrachten konnte zum gegenwärtigen Zeitpunkt noch nicht vorgenommen werden, da für die Ableitung einer entsprechenden Rückhaltebeziehung bisher noch zu wenige Daten von Gesamtstickstofffrachten vorlagen. Jedoch scheint es auf der Basis der zunehmenden Zahl von „gemessenen" Gesamtstickstofffrachten in den Flußgebieten Deutschlands in Zukunft möglich, eine analoge Beziehung wie beim anorganisch gelösten Stickstoff zu ermitteln.



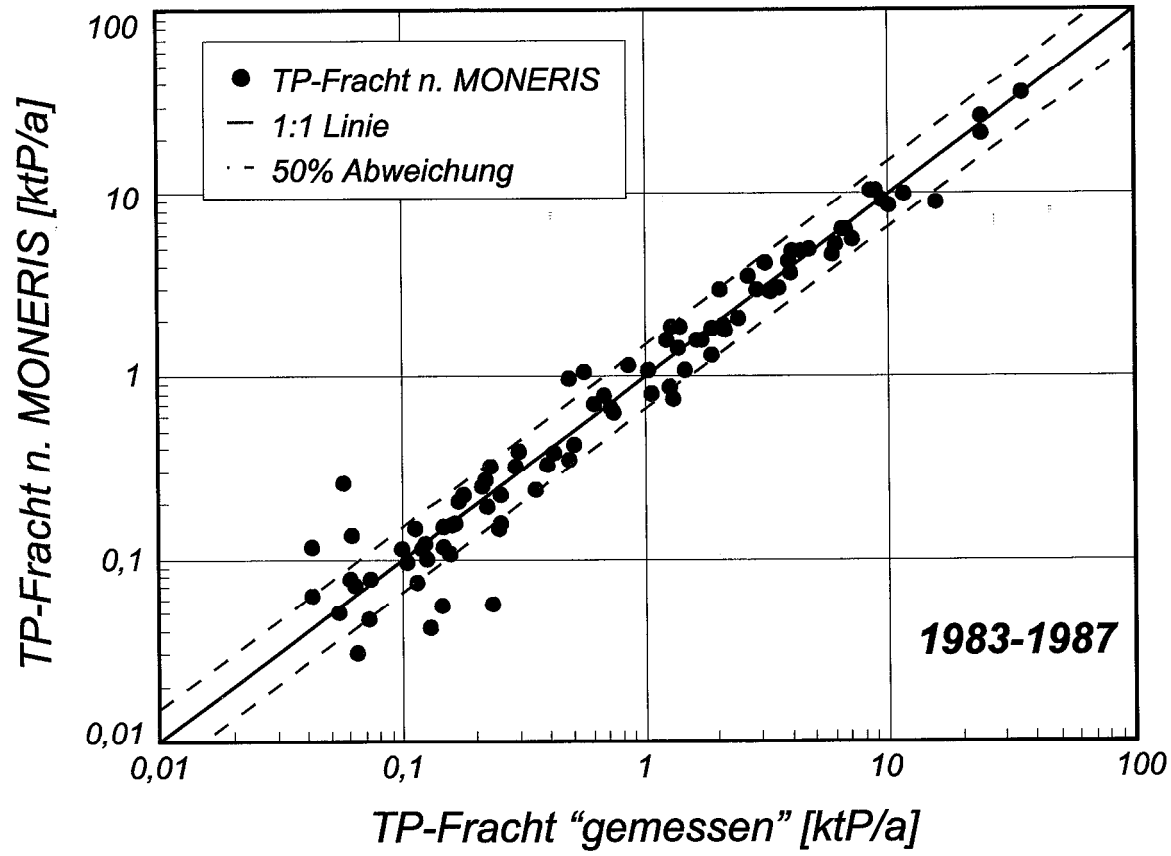
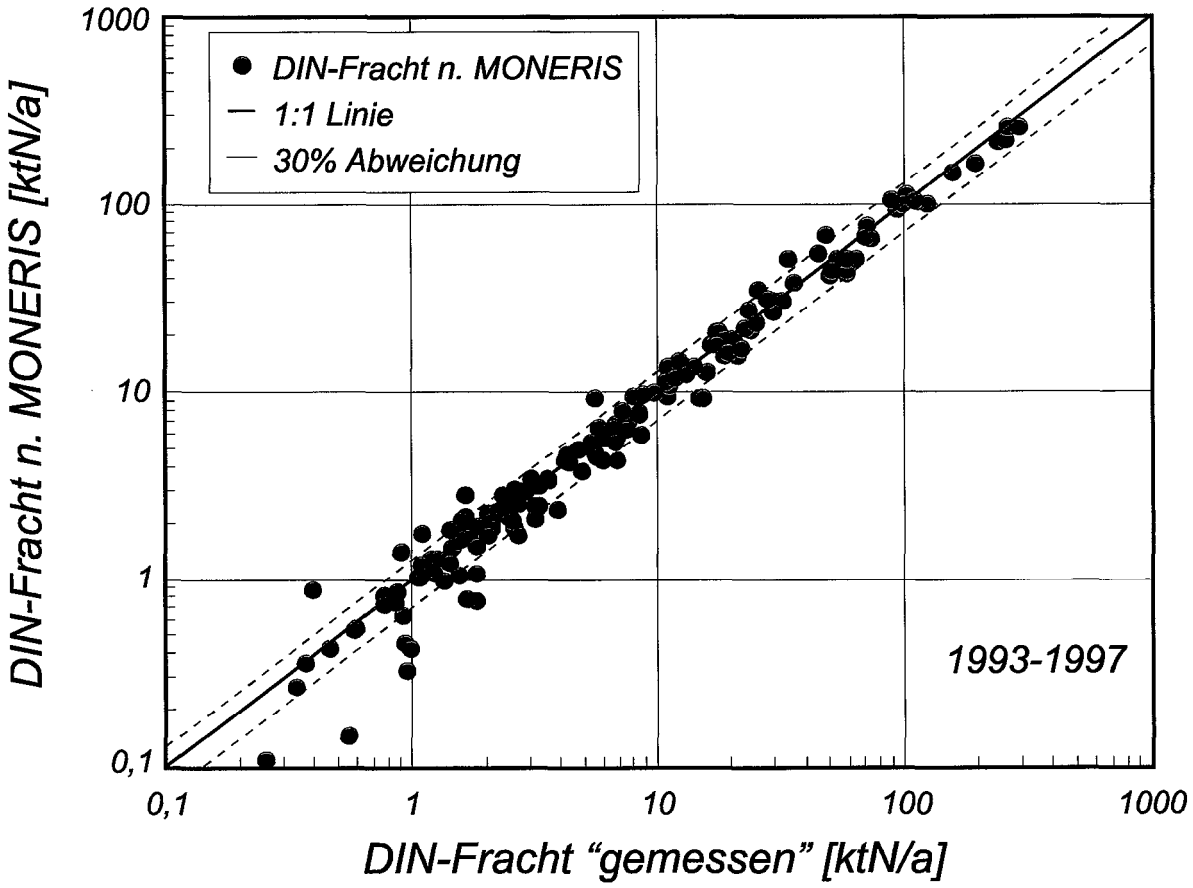


Abbildung 4.22: Vergleich der nach MONERIS geschätzten und „gemessenen" DIN- und TP-Frachten für die untersuchten Fließgewässer in der Periode 1983-1987.



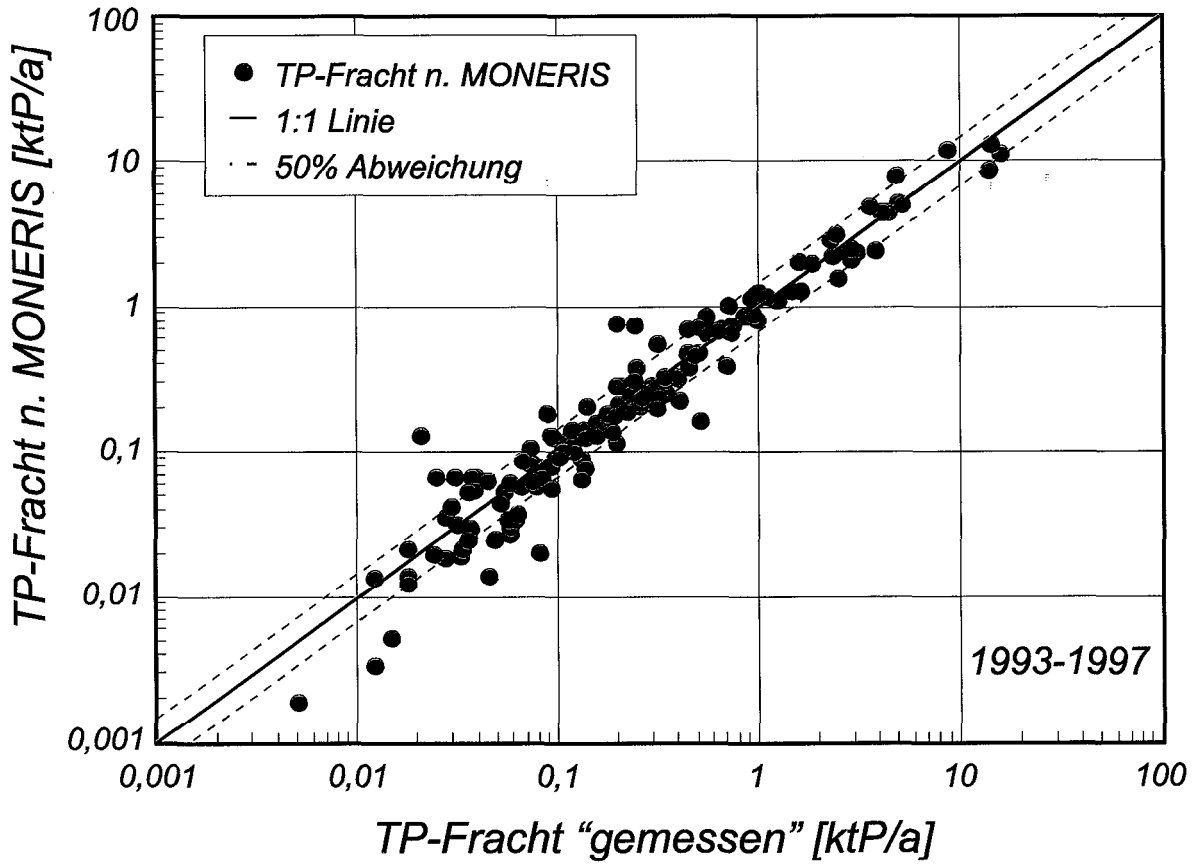


Abbildung 4.23: Vergleich der nach MONERIS geschätzten und „gemessenen" DIN- und TP-Frachten für die untersuchten Fließgewässer in der Periode 1993-1997.

Bei Phosphor sind die Abweichungen zwischen den nach MONERIS geschätzten und den „gemessenen" Gesamtphosphorfrachten insgesamt größer als beim Stickstoff. Auch hier zeigt sich die Tendenz, daß bei kleineren Flußgebieten mit geringen Frachten die Abweichungen zunehmen. Dies kann sowohl durch größere Fehler bei den Eintragsabschätzungen als auch bei den „gemessenen" Frachten verursacht sein. Bei einigen Flußgebieten zeigt sich, daß die geschätzten Frachten deutlich größer als die „gemessenen" sind. Das heißt bei diesen Flußgebieten sind die P-Rückhalte vermutlich bedeutend größer als mit der Rückhalteformel berechnet. Dabei handelt es sich vorwiegend um Gebiete, bei denen die Gütemeßstelle direkt oberhalb eines Sees oder einer Talsperre liegt (Alz bei Seebruck, Rhein bei Oehningen, Mulde bei Dessau, Spree unterhalb der Talsperre Spremberg). Andererseits wird bei Gebieten, in denen große Seen und Talsperren sich im Oberlauf der Flüsse, d. h. weit ab von der Meßstelle befinden, die Fracht unterschätzt (Elde bei Doemitz, Uecker bei Ueckermünde). In all diesen Gebieten kann man nicht, wie in den bisher entwickelten Rückhaltebeziehungen angenommen, von einer Gleichverteilung der Wasserflächen im Einzugsgebiet ausgehen. Folglich muß man bei künftigen Untersuchungen zu den Rückhalten in den Flußsystemen die Verteilung der Wasserflächen innerhalb des Einzugsgebietes berücksichtigen. Bis dies erfolgt ist, kann man insbesondere bei den Einzugsgebieten, in denen die Meßstelle direkt unterhalb eines Sees oder einer Talsperre liegt, die geschätzten Frachten unter Einbeziehung der Vollenweider-Beziehung zum P-Rückhalt von Seen korrigieren.

Bei einem Vergleich der Abbildungen 4.22 und 4.23 zeigt sich für Phosphor, daß die Abweichungen zwischen den nach MONERIS geschätzten und den „berechneten" Phosphorfrachten im Zeitraum 1983-1987, d. h. bei deutlich höheren Phosphoreinträgen, insgesamt geringer sind als im Zeitraum 1993-1997. Dies weist darauf hin, daß insbesondere die Quantifizierung des größer werdenden Anteils der diffusen P-Einträge noch mit deutlich größeren Fehlern behaftet ist, als die der Punktquellen bzw. bei Stickstoff.

Berücksichtigt man den zum Teil noch nicht befriedigenden Stand bei den Datengrundlagen und Modellen zur Berechnung der Nährstoffeinträge sowie mögliche Fehler bei den Frachtermittlungen, so kann man davon ausgehen, daß mit dem Modellsystem MONERIS die Stickstofffrachten für die Mehrzahl der Flußgebiete mit einem Fehler von weniger als 30% und die Phosphorfrachten mit einem Fehler von weniger als 50% berechnet werden. Generell gilt, daß diese Fehler für größere Flußgebiete abnehmen.

4.4 Vergleich der Ergebnisse von Emissions- und Immissionsmethode

Ein Vergleich zwischen den Ergebnissen der Immissionsmethode und den mit der Emissionsmethode nach MONERIS abgeschätzten Anteilen der diffusen bzw. punktuellen Quellen ist insgesamt für 29 Flußgebiete möglich. Dabei wurden bewußt nur solche Flußgebiete ausgewählt, die bereits bei vorhergehenden Untersuchungen nach der Immissionsmethode analysiert wurden. Die dabei geschätzten Anteile der diffusen Quellen an den Gesamteinträgen wurden von BEHRENDT (1993), BEHRENDT (1994b), BEHRENDT (1996a) und UBA (1998) veröffentlicht. Die Ergebnisse dieses Vergleichs sind in der Tabelle 4.38 und in der Abbildung 4.24 dargestellt. Für 18 dieser Flußgebiete wurde die Immissionsmethode für den Zeitraum 1983-1987 bzw. für den Zeitraum zwischen 1985 und 1990 durchgeführt. Für 26 dieser Flußgebiete sind Ergebnisse der Immissionsmethode auch für einen Zeitraum zwischen 1992 und 1995 verfügbar.

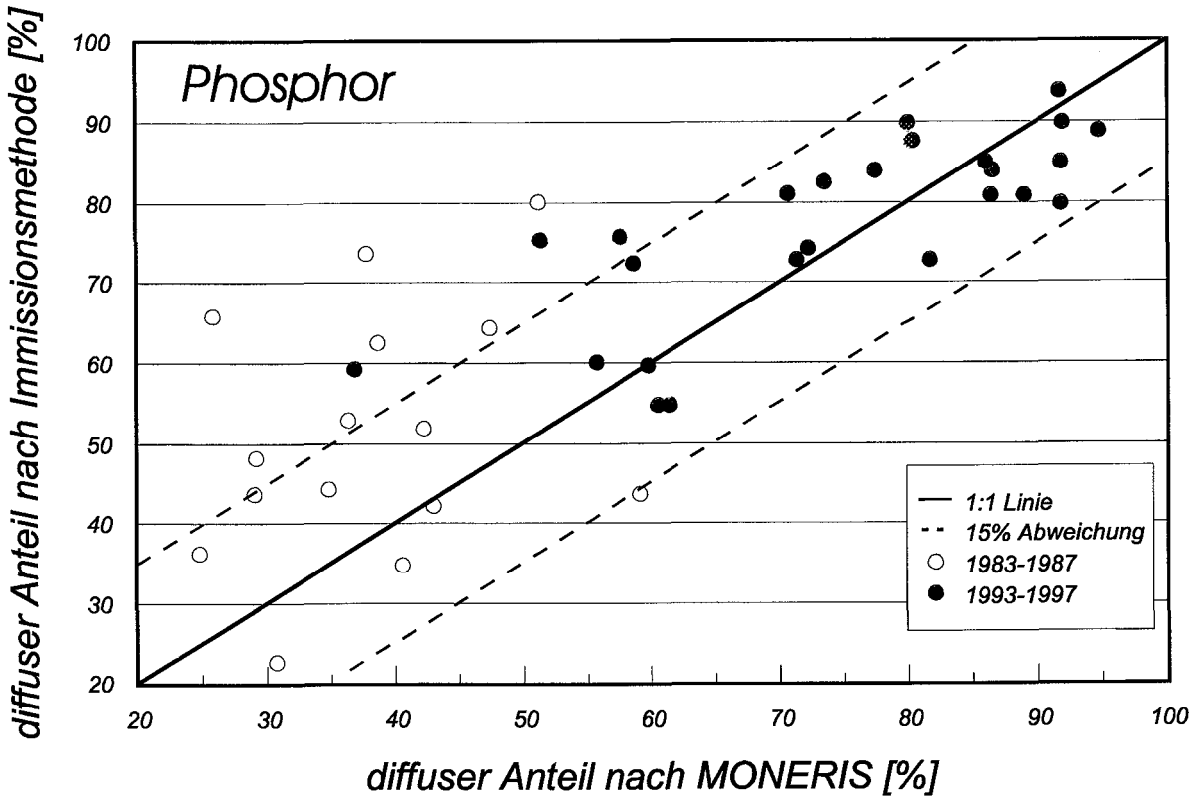
Insgesamt weichen die Abschätzungen zum Anteil der diffusen Quellen an der Nährstofffracht für den Zeitraum 1993-1997 in einem Bereich von 15% von den mittels MONERIS bestimmten Anteilen ab. Dabei zeigt sich für Stickstoff die eindeutige Tendenz, daß mit der Immissionsmethode bei sinkendem Anteil der diffusen Quellen ein höherer Anteil dieser Quellen geschätzt wird. Dies trifft auch für Phosphor zu, wenn man die Ergebnisse für den Zeitraum 1983 bis 1987 einbezieht. Die Ursache dieses Verhaltens kann sein, daß insbesondere die Einträge aus kommunalen Kläranlagen auch einen Anteil von Abschwemmungen von urbanen Flächen bei Regenwetter enthalten, das heißt, diese Einträge sind nicht über den gesamten Abflußbereich konstant, sondern steigen mit wachsendem Abfluß ebenfalls an. Durch dieses Verhalten wird insbesondere bei einem hohen Anteil der Punktquellen an der Fracht mit der Immissionsmethode ein im Vergleich zur Emissionsmethode zu hoher Anteil der diffusen Quellen geschätzt. Dieses Verhalten ist insbesondere in den Gebieten zu vermuten, die einen hohen Anteil von Mischkanalisation an der urbanen Fläche haben. Die Abbildung 4.25 zeigt für Stickstoff die Abhängigkeit der Abweichung zwischen den Schätzergebnissen der Immissions- und Emissionsmethode von dem Anschlußgrad der urbanen Flächen an die Mischkanalisation.

Berücksichtigt man diesen Zusammenhang zwischen der Abweichung der beiden Schätzmethoden und dem Anteil der Mischkanalisation an den versiegelten urbanen Flächen der Flußgebiete, erklärt sich ein großer Teil der Abweichungen in Abbildung 4.24.

Insgesamt kann man davon ausgehen, daß die Immissionsschätzungen die Ergebnisse der hier vorgestellten Emissionsmethode bestätigen. Allerdings sollte man berücksichtigen, daß die mit der Immissionsmethode ermittelten Anteile der diffusen Quellen stärker fehlerbehaftet sind, da sich dabei bereits Fehler einer Einzelmessung auf das Schätzergebnis auswirken können.

Tabelle 4.38: Vergleich der mit MONERIS und mit der Immissionsmethode ermittelten Anteile diffuser Quellen an den Nährstofffrachten ausgewählter Flüsse für die Zeiträume 1983-1987 und 1993-1997.

Gewässer	Gütepegel	Phosphor				Stickstoff			
		1983-1987		1993-1997		1983-1987		1993-1997	
		diffuser Anteil MONERIS	diffuser Anteil Immission	diffuser Anteil MONERIS	diffuser Anteil Immission	diffuser Anteil MONERIS	diffuser Anteil Immission	diffuser Anteil MONERIS	diffuser Anteil Immission
		[%]							
Rhein	Bimmen	*24,8*	*36,4*	*51,4*	*75,5*	*50,7*	*60,7*	*62,2*	*72,6*
Rhein	Koblenz	*29,1*	*43,7*	*57,6*	*75,8*	*54,6*	*72,7*	*64,8*	*83,1*
Rhein	Mainz	*29,2*	*48,3*	*58,6*	*72,6*	*54,5*	*63,4*	*64,9*	*82,8*
Rhein	Karlsruhe	*38,6*	*62,6*	*59,1*	*0,0*	*59,7*	*72,9*	*69,1*	*84,4*
Mosel	Koblenz	*25,9*	*66,0*	*36,8*	*59,4*	*56,4*	*73,9*	*72,3*	*83,2*
Main	Kahl	*40,9*		*61,5*	*54,9*	*61,3*	*69,2*	*73,1*	*87,9*
Elbe	Zollenspieker	*40,6*	*34,8*	*60,6*	*54,9*	*62,4*	*67,5*	*73,5*	*88,9*
Elbe	Schnackenburg	*43,0*	*42,2*	*59,8*	*59,8*	*64,2*	*60,7*	*74,6*	*89,9*
Elbe	Magdeburg	*59,2*	*43,7*	*55,7*	*60,3*	*70,7*	*89,7*	*74,1*	*91,3*
Elbe	Schmilka	*38,9*				*56,5*	*56,3*		
Mulde	Dessau	*34,8*	*44,4*			*55,2*	*43,2*		
Saale	Groß-Rosenburg	*30,7*	*22,7*			*48,8*	*53,1*		
Havel	Havelberg (Toppel)	*37,7*	*73,7*	*70,7*	*81,2*	*70,9*	*88,0*	*78,9*	*89,6*
Weser	Hemelingen	*47,3*	*64,5*	*71,3*	*73,0*	*82,0*	*86,1*	*82,8*	*83,7*
Weser	Hemeln	*45,4*		*80,4*	*87,8*	*75,1*	*89,0*	*84,3*	*91,1*
Ems	Herbrum	*42,3*	*52,0*	*73,5*	*82,7*	*75,4*	*81,6*	*80,5*	*92,1*
Donau	Jochenstein	*51,3*	*80,1*	*77,5*	*84,0*	*73,3*	*92,8*	*81,4*	*73,0*
Inn	Passau	*36,3*	*53,0*	*72,3*	*74,3*	*70,3*	*86,0*	*77,4*	*86,0*
Stepenitz	Dassow			*91,9*	*80,0*			*97,9*	*95,0*
Warnow	Kessin			*86,5*	*84,0*			*95,1*	*93,0*
Recknitz	Ribnitz			*91,8*	*85,0*			*97,7*	*88,2*
Peene	unterhalb Anklam			*86,1*	*85,0*			*90,4*	*90,8*
Tollense	Demmin			*86,5*	*81,0*			*89,1*	*90,0*
Trebel	unterhalb Wotenick			*89,0*	*81,0*			*95,8*	*95,0*
Uecker	Ueckermuende			*81,7*	*73,0*			*92,3*	*90,0*
Randow	Eggesin			*91,7*	*94,0*			*96,1*	*95,0*
Zarow	Grambin			*91,9*	*90,0*			*97,4*	*95,0*
Sude	Bandekow			*94,8*	*89,0*			*98,3*	*95,0*
Elde	Doemitz			*80,1*	*90,0*			*84,0*	*93,0*



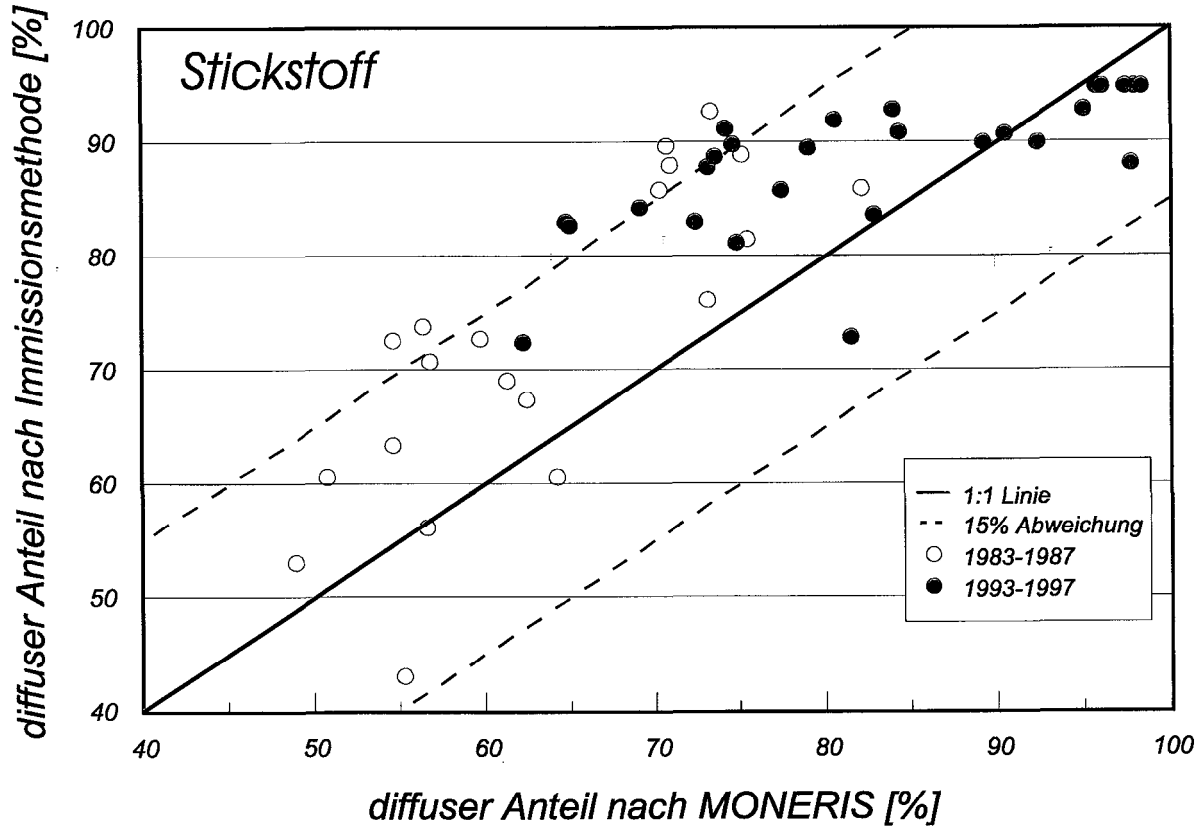


Abbildung 4.24: Vergleich der mit der Immissionsmethode und mit MONERIS abgeschätzten Anteile der diffusen Quellen an der Fracht bzw. den Einträgen für Phosphor und Stickstoff.

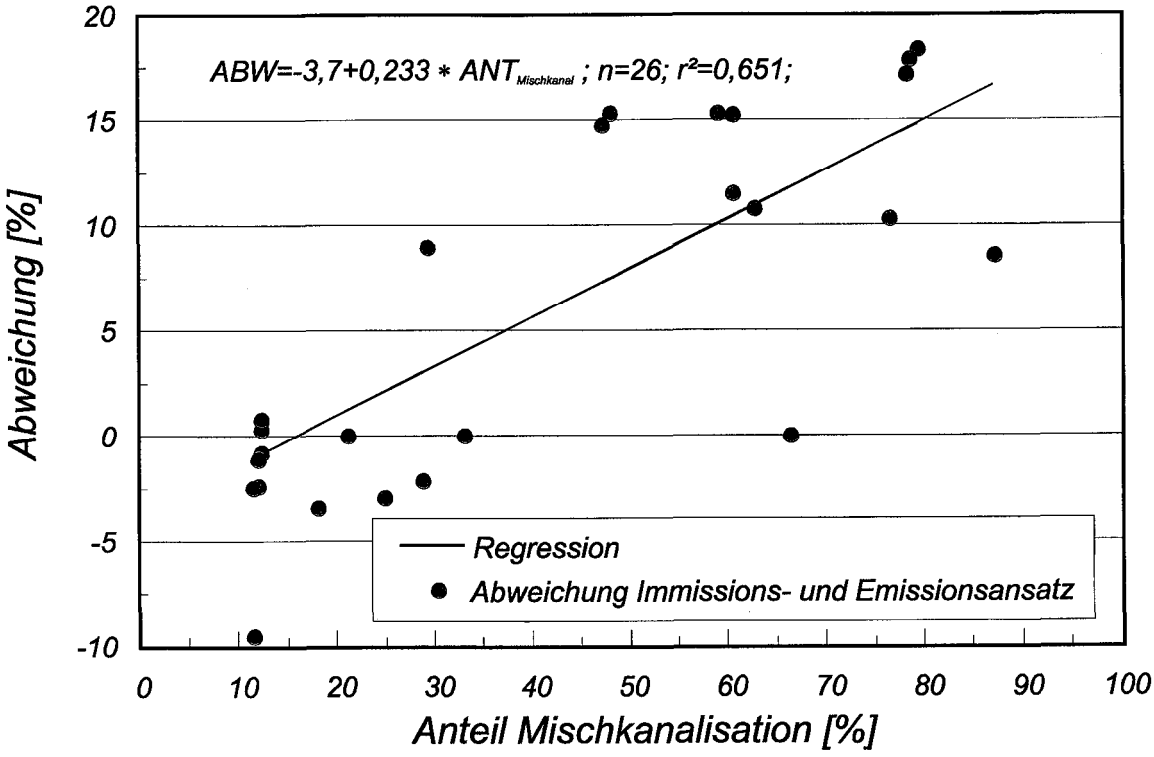


Abbildung 4.25: Abhängigkeit der Abweichung der Schätzergebnisse der Immissions- und Emissionsmethode vom Anschlußgrad der urbanen Flächen an die Mischkanalisation für Stickstoff im Zeitraum 1993-1997.

5 Szenarios

5.1 Kommunale Kläranlagen

Für eine Prognose der N- und P-Emissionen aus kommunalen Kläranlagen wurden sowohl mittelfristig (bis zum Jahr 2005) zu realisierende Szenarios (1 und 2) als auch langfristig (bis zum Jahr 2015) mögliche Szenarios (3 und 4) angenommen. Die Berechnung der Szenarios erfolgt ausschließlich nach der in Abschnitt 3.1.1.1 erläuterten Methode 3.

Bei allen Szenarios wird davon ausgegangen, daß sich die Zahl der behandelten Einwohnergleichwerte sowie die behandelten Mengen von Fremd- und Niederschlagswasser gegenüber dem Bilanzjahr 1995 nicht ändern. Auch die in Abschnitt 3.1.1.1 angenommenen Reinigungsleistungen für die einzelnen Verfahrensstufen und die einwohner- und EGW-spezifischen Stickstoffabgaben sowie deren Verteilung in den einzelnen Größenklassen werden im Rahmen der Szenarios nicht verändert. Obwohl in Zukunft aufgrund wieder steigender Phosphatanteile in den Kompaktgeschirrspülmitteln prinzipiell von leicht zunehmenden einwohnerspezifischen P-Abgaben ausgegangen werden muß (persönliche Mitteilung MOHAUPT, 1998), wird bei den Szenarios dennoch der Wert des Jahres 1995 verwendet, da die mittelfristig zu erwartende Zunahme der P-Abgabe innerhalb der Fehlerbreite des Wertes von 1995 liegt.

Für die einzelnen Szenarios werden folgende Annahmen getroffen:

- **Szenario 1** geht von der Erfüllung der *gesetzlichen Anforderungen* aus, d. h. alle Kläranlagen ab Größenklasse 3 haben eine Stufe zur Denitrifikation und alle Anlagen ab Größenklasse 4 betreiben eine gezielte P-Elimination. Die Anzahl der an kommunale Kläranlagen angeschlossenen Einwohner bleibt gegenüber 1995 konstant.
- **Szenario 2** berücksichtigt zusätzlich zu Szenario 1 einen *erhöhten Anschlußgrad.* Es wird angenommen, daß alle Einwohner, die 1995 zwar an einen Kanal aber an keine öffentliche Kläranlage angeschlossen waren, an Kläranlagen angeschlossen werden. Zusätzlich wird in den Flußgebieten, in denen der Anschlußgrad an öffentliche Kläranlagen 1995 unter 80% lag, eine Erhöhung von 3% desselben angenommen; in Gebieten, in denen der Anschlußgrad zwischen 80% und 90% lag, wurde eine Erhöhung von 1% berücksichtigt.
- **Szenario 3** geht zusätzlich zu Szenario 2 von einer *Ausdehnung der P-Elimination* auf Kläranlagen ab einer Ausbaugröße der Größenklasse 3 aus.
- **Szenario 4** berücksichtigt zusätzlich zu Szenario 3 die Einführung einer *4. Reinigungsstufe* in Form einer Mikrofiltration für Kläranlagen ab der Größenklasse 5.

Die Ergebnisse der Szenarioberechnungen zeigt Tabelle 5.1.

Tabelle 5.1: Veränderung der Stickstoff- und Phosphoremissionen ($EKK_{N,P}$) kommunaler Kläranlagen nach Realisierung verschiedener Szenarios.

ADR.	Gewässer	EKK_N 1995	Änderung Szenario 1	Änderung Szenario 2	EKK_P 1995	Änderung Szenario 1	Änderung Szenario 2	Änderung Szenario 3	Änderung Szenario 4
		[t N/a]	*[%]*		[t P/a]	*[%]*			
14902	Naab	1.230	*-32,2*	*-30,3*	100	*-20,1*	*-18,7*	*-37,4*	*-45,2*
16902	Isar	8.010	*-53,9*	*-53,8*	280	*-2,2*	*-2,0*	*-4,2*	*-63,2*
18902	Inn	2.320	*-39,7*	*-39,2*	150	*-22,6*	*-21,6*	*-28,0*	*-35,7*
19101	Donau	24.420	*-42,9*	*-42,3*	1.410	*-18,9*	*-18,0*	*-27,0*	*-51,1*
23704	Oberrhein	7.000	*-42,6*	*-42,5*	340	*-31,7*	*-31,6*	*-38,8*	*-54,6*
23801	Neckar	15.140	*-42,9*	*-42,8*	820	*-34,8*	*-34,8*	*-44,3*	*-59,2*
24901	Main	18.290	*-47,5*	*-46,8*	910	*-32,2*	*-31,5*	*-40,0*	*-56,7*
26901	Mosel	4.350	*-39,4*	*-34,2*	410	*-42,6*	*-39,4*	*-47,9*	*-55,0*
27601	Ruhr	6.020	*-58,4*	*-58,3*	260	*-43,6*	*-43,6*	*-49,8*	*-58,6*
27801	Lippe	5.310	*-57,7*	*-57,7*	210	*-36,5*	*-36,4*	*-42,5*	*-60,3*
27903	Rhein	98.010	*-43,6*	*-43,1*	4.990	*-33,6*	*-33,1*	*-39,9*	*-58,5*
37602	Ems	4.970	*-30,5*	*-30,3*	240	*-27,2*	*-26,7*	*-32,6*	*-49,2*
41002	Werra	1.020	*-34,1*	*-15,7*	80	*-29,8*	*-16,7*	*-24,7*	*-32,2*
42001	Fulda	3.330	*-48,1*	*-46,7*	190	*-22,3*	*-21,1*	*-34,9*	*-45,2*
48901	Aller	7.130	*-29,7*	*-29,1*	480	*-38,8*	*-38,4*	*-45,2*	*-64,6*
49103	Weser	17.050	*-35,3*	*-33,4*	1.070	*-33,0*	*-31,4*	*-40,2*	*-55,7*
53801	Schwarze Elster	910	*-36,2*	*-27,3*	100	*-46,4*	*-40,6*	*-47,4*	*-56,1*
54901	Mulde	4.250	*-57,2*	*-49,4*	530	*-66,8*	*-62,5*	*-66,1*	*-74,8*
56901	Saale	12.740	*-62,2*	*-54,6*	840	*-47,7*	*-39,6*	*-44,9*	*-65,5*
58901	Havel	8.080	*-31,7*	*-30,7*	430	*-35,8*	*-34,5*	*-36,6*	*-64,0*
59311	Elbe	32.230	*-50,5*	*-45,1*	2.380	*-49,2*	*-43,9*	*-47,8*	*-67,6*
69001	Oder	1.560	*-60,9*	*-59,3*	170	*-77,5*	*-76,7*	*-76,7*	*-84,1*
	Nordsee Küste	20.840	*-32,7*	*-32,4*	840	*-20,1*	*-19,4*	*-25,7*	*-57,5*
	Ostsee Küste	5.760	*-38,8*	*-36,9*	260	*-17,5*	*-14,4*	*-17,7*	*-49,4*
	Nordsee gesamt	**173.110**	***-42,4***	***-40,9***	**9.520**	***-36,1***	***-34,2***	***-40,5***	***-60,1***
	Ostsee gesamt	**7.320**	***-43,5***	***-41,7***	**430**	***-41,4***	***-39,1***	***-41,1***	***-63,3***
	Schwarzes Meer	**24.440**	***-42,9***	***-42,2***	**1.410**	***-18,9***	***-18,0***	***-27,0***	***-51,0***
	Deutschland	**204.860**	***-42,5***	***-41,1***	**11.350**	***-34,1***	***-32,4***	***-38,8***	***-59,1***

Die Erfüllung der gesetzlichen Anforderungen nach Szenario 1 ermöglicht in Deutschland im Mittel eine N-Reduktion von 42%. Das Reduktionspotential reicht von 30% in den Flußgebieten von Aller und Ems bis zu Werten um 60% in der Oder sowie in den Gebieten von Saale und Mulde. Die Zunahme des Anschlußgrades nach Szenario 2 wirkt sich bundesweit kaum aus. Lediglich in den Einzugsgebieten der Werra, der Schwarzen Elster, der Mulde sowie der Saale, also den v. a. auf dem Gebiet der neuen Bundesländer liegenden Flußgebieten, in denen 1995 noch ein hoher Anteil der Bevölkerung nicht an öffentliche Kläranlagen angeschlossen war, verringert sich das Reduktionspotential der N-Emissionen gegenüber Szenario 1 signifikant in einem Bereich von 7% bis 18%. Für das Flußgebiet der Ruhr bestimmte der RUHRVERBAND (1998) ein Reduktionspotential von ca. 64%, welches somit gut mit dem in Tabelle 5.1 angegebenen Potential von 58% (Szenario 1) übereinstimmt.

Bei Phosphor reicht die nach Szenario 1 erreichbare mögliche Reduktion von nur 2% in der Isar, was einen guten Ausbaustand der kommunalen Kläranlagen hinsichtlich der P-Elimination 1995 dokumentiert, bis zu 62% in der Mulde bzw. 78% in der Oder. Mit der Erfüllung der gesetzlichen Anforderungen hinsichtlich der P-Elimination kann bundesweit eine Reduktion von 34% erreicht werden. Das im Stromgebiet der Donau im Vergleich zu den anderen Stromgebieten mit 19% niedrige Reduktionspotential (Szenario 1) kann in erster Linie auf den großen Anteil kleiner Kläranlagen im Einzugsgebiet zurückgeführt werden. Der RUHRVERBAND (1998) gibt für das Flußgebiet der Ruhr ein P-Reduktionspotential von 37% an, was in guter Übereinstimmung zu der Angabe in Tabelle 5.1 steht.

Die Ausdehnung der gesetzlichen Anforderungen auf Kläranlagen geringerer Ausbaugröße (Szenario 3) brächte bundesweit gegenüber 1995 eine Reduzierung der P-Einträge kommunaler Kläranlagen von 39%. Besonders in den Stromgebieten von Donau und Weser sowie in den Flußgebieten von Mosel und Neckar ergibt sich gegenüber Szenario 1 ein deutlich höheres Reduktionspotential. Das zwar mittelfristig unrealistische Szenario 4 gibt eine Vorstellung über die Größenordnung einer mögliche P-Reduktion auf Basis der zur Zeit *best available technology*. Danach brächte der bundesweite Einsatz der Mikrofiltration in Kläranlagen der Größenklasse 5 gegenüber Szenario 3 eine P-Reduktion um weitere 20%.

5.2 Diffuse Quellen

Für eine Prognose der N- und P-Emissionen aus diffusen Quellen wurde ebenfalls von verschiedenen möglichen Szenarios in Form einer Fortschreibung der Situation für den Zeitraum 1993-1997, insbesondere bezüglich der derzeitigen Nährstoffüberschüsse (Szenario 5), eines mittelfristig wahrscheinlichen Szenarios (Szenario 6), eines mittelfristig extremen Szenarios (Szenario 7) und eines langfristig extremen Szenarios (Szenario 8), ausgegangen. Die Berechnung der Szenarios erfolgte auf Basis der für die verschiedenen diffusen Eintragspfade verwendeten Methoden (siehe Abschnitt 3.1.2).

Bei allen Szenarios wird von der hydrologischen Situation im Zeitraum 1993-1997 ausgegangen.

Für die einzelnen Szenarios werden folgende Annahmen getroffen:

- **Szenario 5** geht zunächst von einer Realisierung des Szenarios 2 für die kommunalen Kläranlagen aus, wodurch auch die Nährstoffeinträge von urbanen Flächen reduziert werden. Zusätzlich wird angenommen, daß sich die Nährstoffüberschüsse im Vergleich zur Situation des Jahres 1995 nicht ändern. Die berechneten Veränderungen in den diffusen Einträgen von nicht urbanen Flächen sind somit das Ergebnis eines weiteren Anstiegs der P-Akkumulation auf den landwirtschaftlich genutzten Böden der alten Bundesländer bzw. berücksichtigen die Langzeitreaktion der Stickstoffeinträge über das Grundwasser auf das bereits eingetretene verminderte Niveau der N-Überschüsse auf

der landwirtschaftlichen Fläche. Als Zeithorizont für dieses Szenario wird der Zeitraum 2005 bis 2010 angenommen.

- **Szenario 6** berücksichtigt zusätzlich zu Szenario 5, daß der Ausbaugrad für das Speichervolumen für die Misch- und Trennkanalisation in allen Bundesländern auf 100% angehoben wird und für das Trennsystem damit auch die Zielstellung einer 50-prozentigen Verminderung der Einträge erreicht wird. Weiterhin wird angenommen, daß die P-Überschüsse auf der landwirtschaftlichen Nutzfläche in den alten Bundesländern ab dem Jahr 2005 - wie bereits jetzt in den neuen Bundesländern - auf Null zurückgehen und die Stickstoffüberschüsse in den alten Bundesländern ab dem Jahr 2000 auf 70 kg N/(ha·a) und ab dem Jahr 2005 auf 50 kg N/(ha·a) zurückgeführt werden. Damit würde in den alten Bundesländern ab 2005 das gleiche Niveau der N-Überschüsse auf der landwirtschaftlichen Nutzfläche erreicht, wie 1995 in den neuen Bundesländern. Für die neuen Bundesländer wird keine Veränderung des bereits sehr niedrigen Niveaus der N-Überschüsse angenommen. In Bezug auf die Einträge über Erosion wird eine Verminderung der Bodenabträge um 25% durch erosionsmindernde Maßnahmen angesetzt. Für Dränagen wird von einer Verminderung der Dränflächen bzw. der Dräneinträge von 25% ausgegangen.
- **Szenario 7** geht zusätzlich zu Szenario 6 von einer Verringerung der Dränageflächen um 50% und einer Verminderung der Bodenabträge um 50% im Vergleich zu der Situation im Jahr 1995 aus.
- **Szenario 8** berücksichtigt zusätzlich zu Szenario 7 eine Verlängerung des zeitlichen Horizonts der Szenarioberechnungen auf den Zeitraum 2015-2020. Dieses Szenario führt lediglich für Stickstoff zu weiteren Veränderungen in der Eintragssituation.

Die Ergebnisse der Szenarioberechnungen zeigt Tabelle 5.2. Aus ihr geht hervor, daß man bei Stickstoff bei einer Beibehaltung der Überschüsse auf der landwirtschaftlichen Nutzfläche auf dem Niveau des Jahre 1995 (Szenario 5) mit einer weiteren Verminderung der diffusen N-Einträge um ca. 10% in den Flußgebieten rechnen kann, die bereits jetzt einen sehr hohen Anschlußgrad der Bevölkerung an Kanalisation und Kläranlagen haben. Bei Flußgebieten, bei denen z. Zt. noch eine recht hoher Anteil der Bevölkerung nur an eine Kanalisation aber an keine Kläranlage angeschlossen ist, können mit dem Szenario 5 Verminderungen der Nährstoffeinträge bis zu 14% (Stickstoff) bzw. 20% (Phosphor) im Vergleich zur Situation des Zeitraums 1993-1997 realisiert werden. Für Phosphor wirkt die weitere P-Akkumulation auf den landwirtschaftlichen genutzten Böden der alten Bundesländer in Richtung auf eine leichte Erhöhung der diffusen P-Einträge in den Flußgebieten mit einem hohen Anschlußgrad der Bevölkerung an Kanalisation und Kläranlagen.

Tabelle 5.2: Veränderung der Stickstoff- und Phosphoremissionen ($ED_{N,P}$) diffuser Quellen nach Realisierung verschiedener Szenarios.

ADR.	Gewässer	ED_N 1995	Änderung Szenario 5	Änderung Szenario 6	Änderung Szenario 7	Änderung Szenario 8	ED_P 1995	Änderung Szenario 5	Änderung Szenario 6	Änderung Szenario 7
		[kt N/a]	*[%]*				[kt P/a]	*[%]*		
14902	Naab	7.770	*-10,2*	*-16,1*	*-16,3*	*-31,6*	240	*-0,8*	*-12,6*	*-24,4*
16902	Isar	17.560	*-8,0*	*-18,3*	*-21,2*	*-32,9*	640	*+1,5*	*-9,1*	*-19,3*
18902	Inn	16.650	*-9,0*	*-17,8*	*-19,4*	*-32,9*	670	*+1,5*	*-6,0*	*-14,2*
19101	Donau	105.610	*-9,0*	*-19,9*	*-22,9*	*-35,9*	3.790	*+0,8*	*-9,4*	*-20,7*
23704	Oberrhein	17.470	*-9,1*	*-22,0*	*-23,9*	*-31,6*	960	*+0,7*	*-6,3*	*-13,5*
23801	Neckar	27.100	*-9,8*	*-27,8*	*-31,8*	*-40,4*	960	*+1,0*	*-10,1*	*-23,4*
24901	Main	40.760	*-11,3*	*-26,0*	*-27,5*	*-37,5*	1.860	*+0,1*	*-14,5*	*-28,6*
26901	Mosel	14.710	*-14,4*	*-28,2*	*-29,3*	*-37,8*	530	*-12,9*	*-22,8*	*-31,9*
27601	Ruhr	6.280	*-8,6*	*-18,3*	*-18,9*	*-26,0*	310	*-1,4*	*-6,4*	*-14,8*
27801	Lippe	14.750	*-9,5*	*-31,5*	*-37,3*	*-44,6*	310	*+1,8*	*-8,0*	*-20,0*
27903	Rhein	165.970	*-10,3*	*-25,9*	*-28,4*	*-37,1*	6.460	*-0,7*	*-12,1*	*-24,6*
37602	Ems	28.000	*-9,8*	*-21,2*	*-23,7*	*-38,1*	1.040	*+0,6*	*-3,2*	*-9,9*
41002	Werra	9.960	*-14,1*	*-14,8*	*-17,6*	*-27,2*	380	*-19,6*	*-31,2*	*-39,5*
42001	Fulda	10.630	*-10,2*	*-18,9*	*-20,5*	*-33,8*	330	*-4,1*	*-14,7*	*-25,2*
48901	Aller	25.980	*-8,1*	*-24,2*	*-30,9*	*-41,1*	1.130	*+0,8*	*-10,6*	*-30,7*
49103	Weser	66.690	*-9,6*	*-20,9*	*-25,2*	*-36,7*	2.690	*-2,6*	*-13,0*	*-27,7*
53801	Schwarze Elster	5.670	*-9,9*	*-10,1*	*-23,7*	*-30,2*	200	*-13,4*	*-22,8*	*-30,8*
54901	Mulde	13.340	*-12,7*	*-14,1*	*-23,4*	*-31,2*	590	*-16,3*	*-31,0*	*-41,0*
56901	Saale	41.430	*-13,4*	*-14,4*	*-24,0*	*-32,5*	1.890	*-16,3*	*-31,7*	*-42,9*
58901	Havel	16.520	*-6,1*	*-7,9*	*-17,5*	*-24,2*	810	*-1,3*	*-16,6*	*-25,1*
59311	Elbe	106.290	*-10,8*	*-12,3*	*-23,0*	*-30,8*	4.620	*-11,5*	*-25,3*	*-34,9*
69001	Oder	3.800	*-6,5*	*-7,0*	*-19,3*	*-25,7*	190	*-1,5*	*-13,4*	*-22,8*
Nordsee Küste		77.000	*-8,7*	*-21,5*	*-24,2*	*-34,9*	4.880	*+0,1*	*-2,6*	*-27,2*
Ostsee Küste		32.600	*-5,9*	*-9,7*	*-29,4*	*-35,9*	950	*-1,6*	*-6,6*	*-22,3*
Nordsee gesamt		**443.940**	*-10,0*	*-20,8*	*-25,6*	*-35,2*	**19.700**	*-3,2*	*-8,2*	*-27,3*
Ostsee gesamt		**36.390**	*-6,0*	*-9,4*	*-28,3*	*-34,8*	**1.150**	*-1,5*	*-6,7*	*-23,4*
Schwarzes Meer		**105.940**	*-9,1*	*-19,8*	*-22,9*	*-35,9*	**3.800**	*+0,8*	*-2,4*	*-20,7*
Deutschland		**586.280**	*-9,6*	*-19,9*	*-25,3*	*-35,3*	**24.640**	*-2,5*	*-7,3*	*-26,1*

Bei Szenario 6 führen die Verminderung des Bodenabtrages und der Dränflächen in den Flußgebieten mit einem bereits hohen Ausbaugrad der Kanalisationssysteme zu einer Verringerung der diffusen P-Einträge im Bereich von 5-10%. Insbesondere in den neuen Bundesländern wird darüber hinaus eine weitere Verringerung der diffusen P-Einträge um 10% bis 15% durch den Ausbau des Speichervolumens der Kanalisationssysteme erreicht. Insgesamt können bei Realisierung dieses Szenarios die diffusen P-Einträge in die Flußgebiete Deutschlands um 7% verringert werden. Für Stickstoff wirkt sich die angenommene schrittweise Verminderung der N-Überschüsse auf der landwirtschaftlichen Nutzfläche der alten Bundesländer bereits zum Ende des nächsten Jahrzehnt in einer weiteren Verminderung der diffusen N-Einträge um ca. 10% aus. Demgegenüber sind die Effekte einer Erhöhung des Ausbaugrades der Kanalisationssysteme in den neuen Bundesländern mit einer Verminderung der diffusen N-Einträge um 1–2% gering. Für Deutschland insgesamt kann man davon ausgehen, daß mit der Realisierung des

Maßnahmenpaketes von Szenario 6 zum Ende des nächsten Jahrzehnts eine Reduzierung der diffusen Stickstoffeinträge um 20% im Vergleich zum gegenwärtigen Zustand erreicht werden kann.

Die Annahme einer Verminderung des Bodenabtrages und des Dränflächenanteiles um 50% und einer Erhöhung des Ausbaugrades des Speichervolumens auf 150% (34 m³/ha versiegelte urbane Fläche) in Szenario 7 sind bereits als extrem einzustufen, da sie eine weitgehende Umstellung in der Landwirtschaft und der Siedlungswasserwirtschaft voraussetzen. Die Modellrechnungen zeigen jedoch, daß zumindest die Veränderung der Zielstellung im Speichervolumen der Mischkanalisationssysteme notwendig ist, da bei einem Ausbaugrad von 100% (23 m³/ha versiegelte urbane Fläche) lediglich mittlere P-Konzentrationen in den Mischkanalisationssystemen von 1,2 mg P/l erreicht werden. Bei 150% Ausbaugrad würden diese mittleren P-Konzentrationen erst auf Werte von 1 mg P/l zurückgehen. Im Vergleich zu Szenario 6 könnte durch die zusätzlichen Maßnahmen eine weitere Reduzierung der diffusen P-Einträge in einem Bereich von 10% bis 20% erreicht werden. Für Deutschland insgesamt kann man bei Realisierung des Szenarios 7 von einer Verminderung der diffusen P-Einträge um 26% gegenüber dem derzeitigen Niveau ausgehen.

Für Stickstoff würde insbesondere die in Szenario 7 angenommene weitere Reduzierung von Dränflächen zu einer Verminderung der diffusen N-Einträge um 5% im Vergleich zu Szenario 6 und 25% im Vergleich zum gegenwärtigen Zustand führen.

Werden die Maßnahmen des Szenarios insgesamt bis zum Ende des nächsten Jahrzehnts umgesetzt, so würden sich die diffusen N-Einträge in dem darauffolgenden Jahrzehnt nach Szenario 8 um weitere 10% verringern, so daß man für den Zeitraum 2015 bis 2020 insgesamt eine Verringerung um 35% für die diffusen N-Einträge in die Flußgebiete Deutschlands erwarten könnte.

5.3 Gesamtergebnisse der Szenarios

Insgesamt zeigen die Szenarios deutlich, daß bei realistischen Annahmen über die Verminderungspotentiale der Nährstoffüberschüsse und der Nährstoffeinträge (Szenario 6) mittelfristig nur begrenzte Verminderungen der diffusen Stickstoffeinträge im Bereich von 20% erreichbar sind. Berücksichtigt man zusätzlich noch die mögliche Verminderung der punktuellen N-Einträge nach Szenario 2 könnte man für Deutschland insgesamt im Zeitraum 2005-2010 Stickstoffeinträge von 590.000 t N/a bzw. eine Verringerung um 45% gegenüber dem Zeitraum 1983-1987 erwarten. Dies bedeutet jedoch, daß selbst mit diesen eintragsseitig sehr anspruchsvollen Zielstellungen der Szenarios 2 und 6 die Zielstellung einer Verminderung der Stickstofffrachten in die Nordsee und Ostsee in den nächsten 10 Jahren noch nicht erreichbar ist. Man kann folglich mittelfristig diese Zielstellung nur dann erreichen, wenn man auch das Retentionsvermögen der Landschaft insgesamt und insbesondere in den Flußsystemen selbst oder den unmittelbar an das Gewässersystem

gekoppelten terrestrischen Bereichen erhöht. Dabei könnte man zwar entsprechend der derzeitigen Ansätze zur flußsysteminternen Retention davon ausgehen, daß eine Vergrößerung der Wasserfläche generell eine Verminderung der hydraulischen Belastung zur Folge hat und damit das Retentionsvermögen erhöht wird, jedoch bedeutet dies häufig auch eine Erhöhung der Aufenthaltszeit und damit eine Erhöhung der Wahrscheinlichkeit von vermehrtem Phytoplanktonwachstum, wenn nicht auch gleichzeitig die P-Einträge gesenkt werden. Die Komplexität dieser Zusammenhänge verhindert zur Zeit noch eine quantitative Berechnung in Form von Szenarios.

Bezüglich Phosphor wurde bereits im Zeitraum 1993-1997 die Zielstellung einer Verminderung der Einträge in die Nordsee und Ostsee um 50% erfüllt. Dementsprechend ergibt sich keine unmittelbare Notwendigkeit für eine flächendeckende Realisierung von Maßnahmen zur Verringerung der diffusen und punktuellen P-Einträge. Da jedoch regional noch nach wie vor große Beeinträchtigungen der Gewässerqualität durch Eutrophierungserscheinungen festzustellen sind, müssen auch hier zumindest in einigen Flußgebieten die Einträge in der Zukunft gesenkt werden. Auch diesbezüglich zeigt die Tabelle 5.2, daß das Verminderungspotential für die diffusen P-Einträge ohne drastische Veränderungen in der landwirtschaftlichen Praxis nur begrenzt ist. Auch bei Phosphor scheint es deshalb für die betroffenen Gebiete unerläßlich, durch Maßnahmen in den Gewässern bzw. in Gewässernähe das Retentionspotential der Flußsysteme und ihrer angrenzenden Bereiche zu erhöhen.

Über die durchgeführten Szenarioberechnungen hinaus können durch regional differenzierte Maßnahmen entsprechend der Dominanz einzelner Eintragspfade zusätzliche Möglichkeiten für eine Reduzierung der gesamten Nährstoffeinträge in die Flußgebiete Deutschlands erschlossen werden. MONERIS erlaubt solche Szenariorechnungen, jedoch sollten die Randbedingungen für solche Szenarios in jedem Fall mit den zuständigen Behörden des Bundes und der Länder bzw. den Flußgebietskommissionen und –verbänden durchgeführt werden.

Um bei künftigen Abschätzungen der Nährstoffeinträge bereits realisierte Maßnahmen berücksichtigen zu können, ist es erforderlich, diese auch mit einer möglichst großen räumlichen Auflösung zu dokumentieren. So sollten zumindest bezüglich der Kreisstatistiken der Bundesländer zur Landwirtschaft in der Zukunft auch der Einsatz von Mineraldünger, die Flächenstillegungen, die gedränten Flächen und die Flächen auf denen erosionsmindernde Maßnahmen durchgeführt wurden, dokumentiert werden.

6 Literatur

AGENCE DE L' EAU RHIN-MEUSE (1988): *Inventaire des rejets de substances prioriaires en 1985.* Raport de la France a la commission internationale pour la protection du Rhin.

AHL, T. (1979): *Natural and human effects on trophic evolution.* In: Arch. Hydrobiol. Beiheft Ergebnisse der Limnologie 13.

AHL, T. (1980): *Eutrophication in relation to the load of pollution.* In: Prog. Wet. Tech. 12.

ALDER, A, GIGER, W. & SCHAFFNER, C. (1996): *Phosphatersatzstoffe in Wasch- und Reinigungsmitteln: Beelzebuben oder akzeptierbare Chemikalien.* In: EAWAG News 42D.

ARNHEIMER, B. & BRANDT, M. (1998): Modelling Nitrogen transport and retention in the catchments of Southern Sweden. In: Ambio. (27), 6.

ATV (Abwassertechnische Vereinigung) (1996): *Leistungsvergleich kommunaler Kläranlagen 1995.* Hennef.

ATV (1997): *Biologische und weitergehende Abwasserreinigung.* Berlin.

ATV-BW (ATV-Landesgruppe Baden-Württemberg) (1987): *Kläranlagen-Nachbarschaften 1987.* Stuttgart.

ATV-BW (1995): *Kläranlagen-Nachbarschaften: Fortbildung des Betriebspersonals 1995.* Stuttgart.

ATV-BY (ATV-Landesgruppe Bayern) (1986): *Fortbildung in Kläranlagennachbarschaften 1986.* München.

ATV-BY (1996): *Kläranlagen-Nachbarschaften: Fortbildung des Betriebspersonals 1996.* München.

ATV-HERPSL (ATV-Landesgruppe Hessen/Rheinland-Pfalz/Saarland) (1988): *Kläranlagen-Nachbarschaften: Fortbildung des Betriebspersonals 1988.* München.

ATV-HERPSL (1995): *Kläranlagen-Nachbarschaften: Fortbildung des Betriebspersonals 1995/96.* München.

ATV-NORD (ATV-Landesgruppe Nord) (1985): *Kläranlagen-Nachbarschaften 1985/86.* München.

ATV-NORD (1995): *Kläranlagen-Nachbarschaften: Fortbildung des Betriebspersonals 1995/96.* München.

ATV-NORDOST (ATV-Landesgruppe Nord-Ost) (1996): *Kläranlagen-Nachbarschaften: Fortbildung des Betriebspersonals 1996.* München.

ATV-NW (ATV-Landesgruppe Nordrhein-Westfalen) (1986): *Kläranlagen-Nachbarschaften: Fortbildung des Betriebspersonals 1986/87.* München.

ATV-NW (1994): *Kläranlagen-/Kanal-Nachbarschaften: Fortbildung des Betriebspersonals 1994/95*. München.

ATV-SNTH (ATV-Landesgruppe Sachsen/Thüringen) (1996): *Kläranlagen-Nachbarschaften: Fortbildung des Betriebspersonals 1996*. München.

AUERSWALD, K. & SCHMIDT, F. (1986): *Atlas der Erosionsgefährdung in Bayern - Karten zum flächenhaften Bodenabtrag in Bayern.* Geologisches Landesamt - Fachberichte 1, München.

AUERSWALD, K. (1989a): *Prognose des P-Eintrags durch Bodenerosion in die Oberflächengewässer der BRD.* In: Mitteilungen der Deutschen Bodenkundlichen Gesellschaft 59/II.

AUERSWALD, K. (1989b): *Predicting nutrient enrichment from long-term average soil loss.* In: Soil Technology 2.

AUERSWALD, K. (1992): *Predicted and measured sediment loads of large watersheds in Bavaria.* In: Proceedings of the 5th International Symposium on River Sedimentation, Karlsruhe.

BACH, M., FREDE, H.-G., SCHWEIKART, U. & HUBER, A. (1998): *Regional differenzierte Bilanzierung der Stickstoff- und Phosphorüberschüsse der Landwirtschaft in den Gemeinden/ Kreisen in Deutschland.* Forschungs- und Entwicklungsvorhaben 10204515 des Umweltbundesamtes.

BARTNICKI, J., OLENDRZYNSKI, K., JONSON. J. E. UER, S. (1998): *Description of the Eulerian Acid Deposition model.* In: Transboundary acidifying Air Pollution in Europe. EMEP/MSC-W Status Report 1/98. Part 2, Oslo.

BEB (Bremer Entsorgungsbetriebe) (1995): Statistische Werte 1995. Schriftliche Mitteilung vom 16. Juni 1997.

BECKER, A. & PFÜTZNER, B. (1987): *EGMO-System approach and subroutines for river basin modelling*. In: Acta Hydrophysica 31.

BEHRENDT, H. & BACHOR, A. (1998): *Point and diffuse load of nutrients to the Baltic Sea by river basins of North East Germany (Mecklenburg-Vorpommern).* In: Water, Science and Technology (38), 10.

BEHRENDT, H. & OPITZ, D. (1996): *Güteklassebezogene Zielvorgaben zur Nährstoffreduzierung im Berliner Gewässersystem.* In: Berichte des IGB, Heft 1.

BEHRENDT, H. & OPITZ, D. (1999): *Retention of nutrients in river systems: Dependence on specific runoff and hydraulic load.* In: Hydrobiologia (in print).

BEHRENDT, H. (1988): *Changes in nonpoint nutrient loading into European freshwaters: Trends and consequences since 1950 and not impossiple changes until 2080.* In: IIASA, Working paper WP-88-026.

BEHRENDT, H. (1993): *Point and diffuse load of selected pollutants in the River Rhine and its main tributaries.* Research report, RR-1-93, IIASA, Laxenburg, Österreich.

BEHRENDT, H. (1994a): *Phosphor- und Stickstoffeinträge über punktförmige Quellen.* In: Werner, W. & Wodsak, H.-P. (Hrsg.): Stickstoff- und Phosphoreintrag in Fließgewässer Deutschlands unter besonderer Berücksichtigung des Eintragsgeschehens im Lockergesteinsbereich der ehemaligen DDR. Agrarspectrum 22, Frankfurt/M.

BEHRENDT, H. (1994b): *Immissionsanalyse und Vergleich zwischen den Ergebnissen von Emissions- und Immissionsbetrachtung.* In: Werner, W. & Wodsak, H.-P. (Hrsg.): Stickstoff- und Phosphoreintrag in Fließgewässer Deutschlands unter besonderer Berücksichtigung des Eintragsgeschehens im Lockergesteinsbereich der ehemaligen DDR. Agrarspectrum 22, Frankfurt/M.

BEHRENDT, H. (1996a): *Quantifizierung der Nährstoffeinträge aus Flußgebieten des Landes Mecklenburg-Vorpommern.* In: Materialien zur Umwelt in Mecklenburg-Vorpommern, Heft 2.

BEHRENDT, H. (1996b): *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., GELBRECHT, J., HUBER, P., LEY, M., UEBE, R. & FAIT, M. (1998): *Geogen bedingte Grundbelastung der Fließgewässer Spree und Schwarze Elster und ihrer Einzugsgebiete.* Studie des IGB im Auftrag des Landesumweltamtes Brandenburg.

BEHRENDT, H., WODSAK, H.-P. & WERNER, W. (1994): *Stickstoff- und Phosphoreinträge über sonstige diffuse Quellen im Gesamtgebiet der ehemaligen DDR.* In: Werner, W. & Wodsak, H.-P. (Hrsg.): Stickstoff- und Phosphoreintrag in Fließgewässer Deutschlands unter besonderer Berücksichtigung des Eintragsgeschehens im Lockergesteinsbereich der ehemaligen DDR. Agrarspectrum 22, Frankfurt/M.

BERNHARDT, H. (Hrsg.) (1978): *Phosphor – Wege und Verbleib in der Bundesrepublik Deutschland.* Weinheim, New York.

BILLEN, G., GARNIER, J., BILLEN, C. & HANNON, E. (1995): *Global change in nutrient transfer from land to sea: biogeochemical processes in river systems.* Free University of Brussels.

BISCHOF, W. (1993): *Abwassertechnik.* Stuttgart.

BLAZKOVA, S., NESMERÁK, I., MICHALOVA, M. & KALINOVA, M. (1998): *Das nationale Projekt Elbe II in den Jahren 1996-1997.* In: Geller, W. et al. (Hrsg.): Gewässerschutz im Einzugsgebiet der Elbe. Stuttgart, Leipzig.

BOCKHOLT, R. & KAPPES, K. (1994): *Stoffaustrag über Entwässserungssysteme - ein aktueller Niedermoorgrünland-Ackerland-Vergleich.* Schriftenreihe des LAUN Mecklenburg-Vorpommern, Heft 2.

BOCKHOLT, R., KOCH, G. & EBERT, W. (1993): *Vergleichende Untersuchungen zum Nährstoffgehalt von Graben- und Dränwasser landwirtschaftlich genutzter Flächen unter besonderer Berücksichtigung des Grünlandes.* Schriftenreihe des LAUN Mecklenburg-Vorpommern, Heft 1.

BORCHARDT, D. & GEFFERS, K. (1999): *Niederschlagsbedingte Schmutzbelastung der Gewässer aus städtischen befestigten Flächen am Beispiel der hessischen Lahn.* Vorläufiger Abschlußbericht des BMBF-Verbundprojektes Niederschlag.

BRAUN, M., FREY, M., HURNI, P. & SIEBER, U. (1991): *Abschätzung der Phosphor- und Stickstoffverluste aus diffusen Quellen in die Gewässer im Rheineinzugsgebiet der Schweiz unterhalb der Seen (Stand 1986).* Bern.

BRAUN, M., HURNI, P. & SPIESS, E. (1994): Phophorus and Nitrogen Surpluses in Agriculture and Para-Agriculture. Schriftenreihe der FAC 18, Bern.

BRAUN, P. (1994): *Modellhafte Erarbeitung ökologisch begründeter Sanierungskonzepte kleiner Fließgewässer- Fallbeispiel Vils/Oberpfalz.* Teilbericht Chemie. Bayerisches Landesamt für Wasserwirtschaft, Materialien 35.

BRODTMANN, L. & KARRAS, J. (1991): *Möglichkeiten zur Sanierung der Abwasserverhältnisse bei den kommunalen und industriellen Direkteinleitern in die Oberflächengewässer der neuen Bundesländer – kommunale Abwässer (Anhang).* UBA-Forschungsbericht 10206222. UBA-Texte 32/91.

BROMBACH, H. & MICHELBACH, S. (1998): Abschätzung des einwohnerbezogenen Nährstoffaustrages aus Regenentlastungen im Einzugsgebiet des Bodensees. Bericht Internationale Gewässerschutzkommission Bodensee, 49.

BUWAL (Bundesamt für Umwelt, Wald und Landschaft) (1996): *Stickstoff-Frachten aus Abwasserreinigungsanlagen: Istzustand, Eliminationspotential und Kostenwirksamkeit von Maßnahmen.* In: Schriftenreihe Umwelt Nr. 276, Bern.

BWB (Berliner Wasser-Betriebe) (1997): Tägliche Meßwerte 1995 aller Berliner Klärwerke. Schriftliche Mitteilung vom 26. Mai 1997.

BY MINIST-LU (Bayerisches Staatsministerium für Landesentwicklung und Umweltfragen) (1996): *Gewässerschutz in Bayern: Kommunale Abwasseranlagen, Stand Dezember 1995.* München.

DAUBER, L., NOVAK, B., ZOBRIST, J. & ZÜRCHER, F. (1978): *Pollutants in motorway storm-water runoff.* In: OECD Rapports, Road Research Symposium on road Drainage, Section V. Protection of the Environment, Paris.

DEUMLICH, D. & FRIELINGHAUS, M. (1994): *Eintragspfade Bodenerosion und Oberflächenabfluß im Lockergesteinsbereich.* In: Werner, W. & Wodsak, H.-P. (Hrsg.): Stickstoff- und Phosphoreintrag in Fließgewässer Deutschlands unter besonderer Berücksichtigung des Eintragsgeschehens im Lockergesteinsbereich der ehemaligen DDR. Agrarspectrum 22, Frankfurt/M.

DEUMLICH, D., THIERE, J. & VÖLKER, L. (1997): *Vergleich zweier Methoden zur Beurteilung der Wassererosionsgefährdung von Wassereinzugsgebieten.* In: Wasser & Boden 5, Berlin.

DGE (Deutsche Gesellschaft für Ernährung) (1996): *Ernährungsbericht 1996.* Frankfurt am Main.

DKSR (Deutsche Kommission zum Schutz des Rheins) (1988): *Rhein-Bericht 1985-1987 mit Rheingütebericht 1986.*

DRIESCHER, E. & GELBRECHT, J. (1993): *Assessing the Diffuse Phosphorus Input from Subsurface to Surface Waters in the Catchment Area of the Lower River Spree (Germany).* In: Olem, H. (Ed.): Diffuse Pollution. Proceedings of the IAWQ 1st International Conference on Diffuse (Nonpoint) Pollution, Chicago, USA, 19-24 September 1993.

DVWK (Deutscher Verband für Wasserwirtschaft und Kulturbau) (Hrsg.) (1984): *Arbeitsanleitung zur Anwendung von Niederschlags-Abfluß-Modellen in kleinen Einzugsgebieten Teil II: Synthese.* DVWK-Regeln zur Wasserwirtschaft, Heft 113.

DYCK, S. (1980): *Grundlagen der Hydrologie.* Berlin.

FEHR, G. & FÖHSE, D. (1998) *Nutrient input into the Schunter caused by the catchment area.* Braunschweiger Naturkundliche Schriften.

FELDE, K. VON, HANSEN, K. & KUNST, S. (1996): *Pflanzenkläranlagen in Niedersachsen – Bestandsaufnahme und Leistungsfähigkeit.* In: Korrespondenz Abwasser 43 (8).

FIRK, W. & GEGENMANTEL, H.-F. (1986*): Nährstoffquellen – Einführung, Übersicht, Größenordnungen.* In: Wasser-Abwasser-Abfall 1.

FOERSTER, P. & NEUMANN, H. (1981): *Die Stoffbelastung kleiner Fließgewässer in landwirtschaftlich genutzten Gebieten Norddeutschlands.* Mitteilungen aus dem Niedersächsischen Wasseruntersuchungsamt in Hildesheim, Heft 7.

FOERSTER, P. (1988): *Stoffgehalt und Stoffausträge im Dränwasser bei Grünland und bei Ackernutzung in der nordwestdeutschen Geest.* In: Kali-Briefe 19.

FREDE, H. G. & DABBERT, S. (1998): *Handbuch zum Gewässerschutz in der Landwirtschaft.* Landsberg.

FUCHS, S. & HAHN, H. H. (1999): *Schadstoffe im Regenabfluß IV.* Bericht des BMBF-Verbundprojektes Niederschlag.

GEIGER, W. F.(1990): *New Drain-New Dimensions in Urban Storm Drainage.* Proceedings 5th International Conference on Urban Storm Drainage 1.

GELBRECHT, J. & DRIESCHER, E. (1996): *Wasserbeschaffenheit und Nährstoffdynamik in der Löcknitz und ihren Zuflüssen.* In: Beiträge zur angewandten Gewässerökologie Norddeutschlands 3.

GELBRECHT, J., ZWIRNMANN, E. & DRIESCHER, E.(1991): *Phosphatbestimmung im grundwasser.* in: Acta hydrochimica et hydrobiologica (19) 2.

GELBRECHT, J., DRIESCHER, E. & BEHRENDT, H. (1996): *Untersuchungen zu Stoffeinträgen in Oberflächengewässer sowie zu Stoffumsetzungsprozessen in Fließgewässern im Einzugsgebiet der Unteren Spree als Grundlage von Sanierungskonzepten.* In: Berichte des IGB, Heft 2.

GLEISBERG, D. (1989): *Die Veränderung der Stoff-Frachten aus Wasch- und Reinigungsmitteln durch die PHöchstMengV.* In: Hamm, A. (Hrsg.) (1989): Kompendium Auswirkungen der Phosphathöchstmengenverordnung für Waschmittel auf Kläranlagen und in Gewässern. Sankt Augustin.

GOLTERMANN, H. L. (1976): *Fosfaten in het nederlandse opper-vlak-tewater.* Raport van de 'Stuur-groep Fosfaten'.

GOSZCYNSKA, W. (1983): *Wet and total deposition rates of organic carbon, nitrogen and phosphorus from the atmosphere.* In: Jolankai, G. & Roberts, G. (1983): Proceedings international MAB-Symposium on land use impacts on aquatic systems. Budapest.

GOSZCYNSKA, W. (1985): *Factors affecting nutrient budget in lakes at river Jorka watersheds (Masurian Lakeland, Poland). V. Nutrient input with air transport.* In: Ekol. pol. 33.

GÖTTLE, A. (1978): *Atmospheric contaminants, fallout and their effect on storm water quality.* In: Prog. Wat. Tech. (10) 5/6.

GRANT, M. C. & LEWIS, W. M. (1982): *Chemical loading from precipi-tation in the Colorado Rokkies.* In: Tellus 34.

GROTTKER, M. (1987): *Regenwasserbehandlung in Trennsystemen.* Mitteilungen des Instituts für Wasserwirtschaft, Hydrologie und landwirtschaftlichen Wasserbau der TU Hannover 66.

GRÜN, M., BRUCHLOS, P., PODLESAK, L. & HEROLD, L. (1985): *Kontrollsystem der nährstoffbedingten Umweltbelastung.* F/E-Bericht, IPE, Jena (unveröffentlicht).

GÜNDRA, H., JÄGER, S., SCHRÖDER, M. & DIKAU, R. (1995): *Bodenerosionsatlas Baden-Württemberg.* Stuttgart.

IGKB (Internationale Gewässerschutzkommission für den Bodensee) (1972): Richtlinien für die Reinhaltung des Bodensees vom 1. Juni 1967 in der Fassung vom 9. Mai 1972.

HAENEL, H. (1980): *Energie- und Nährstoffgehalt von Lebensmitteln.* Berlin.

HAHN, H. H. & XANTOPOULOS, C. (1989): *Phosphor aus der Niederschlagswasserableitung.* In: Hamm, A. (1989): Kompendium - Auswirkungen der Phosphat-Höchstmengenverordnung für Waschmittel auf Kläranlagen und in Gewässern. Sankt Augustin.

HAMM, A. (Hrsg.): (1991): Studie über Wirkungen und Qualitätsziele von Nährstoffen in Fließgewässern. Sankt Augustin.

HAMM, A., GLEISBERG, D., HEGEMANN, W., KRAUTH, K.-H., METZNER, G., SARFERT, F. & SCHLEYPEN, P. (1991): *Stickstoff- und Phosphoreintrag in Oberflächengewässer aus „punktförmigen Quellen".* In: Hamm, A. (Hrsg.) (1991): Studie über Wirkungen und Qualitätsziele von Nährstoffen in Fließgewässern. Sankt Augustin.

HE MINIST-UEJFG (Hessisches Ministerium für Umwelt, Energie, Jugend, Familie und Gesundheit) (1996): *Beseitigung von kommunalen Abwässern in Hessen: Lagebericht 1995.* Wiesbaden.

HEANEY, J. P.; HUBER, W. C. & NIX, S. J. (1976): *Storm Water Management Model Level I - Preliminary Screening Procedures.* EPA 600/2-76-275.

HILLBRICHT-ILKOWSKA, A. (1988): *Transport and Transformation of phosphorus compounds in watersheds of baltic lakes.* In: Tiessen, H.: Phosphorus cycles in terrestrial and aquatic ecosystems. Proceedings of SCOPE workshop, University Saskatchewan, Saskatoon, Canada.

HOGLAND, W. & NIEMCZYNOWICZ, J. (1980): *Kvantitativ och kvalitativ vattenomsättningsbudget för Lunds centralort - Kompletterande mätningar och metodik.* University of Lund, Report 3038.

HSE (Hamburger Stadtentwässerung) (1995): *Betriebsdaten 1995.*

HUBER, P. & BEHRENDT, H. (1997): *GIS-gestützte Modellierung des erosionsbedingten Eintragspotentials in Fließgewässer.* In: Mitteilungen der Deutschen Bodenkundlichen Gesellschaft 83.

IKSD (Internationale Kommission zum Schutz der Donau) (1998): *Vorläufiges Emissionsinventar: Bestandsaufnahme der Abwassereinleitungen im Einzugsgebiet der Donau – Stand 1/96.*

IKSE (Internationale Kommission zum Schutz der Elbe) (1992): *Inventar der wichtigsten Abwassereinleiter im Einzugsgebiet der Elbe in Jahr 1989.* Magdeburg.

IKSE (1995): *Bestandsaufnahme von bedeutenden punktuellen kommunalen und industriellen Einleitungen von prioritären Stoffen im Einzugsgebiet der Elbe 1995.* Magdeburg.

IKSE (1998): *Erster Bericht über die Erfüllung des „Aktionsprogramms Elbe".* Magdeburg.

IKSR (Internationale Kommission zum Schutze des Rheins) (1989): *Programme d'Action "Rhin" - Inventaire des rejets de substances prioritaires en 1985.* Brüssel.

IKSR (1992): *Diffuse Nährstoffeinträge in Gewässer - Gesamtbilanz für das Rheineinzugsgebiet unterhalb der schweizerischen Seen.* Bern.

IKSR (1999): *Bestandsaufnahme der punktuellen Einleitungen und der diffusen Einträge 1996.* IKSR-Dokument (erster Entwurf) Cd 20-98d (unveröffentlicht).

ISERMANN, K. (1997): *Die Stickstoff- und Phosphorbilanz im Donaueinzugsgebiet von Deutschland: Ausgangssituation, Lösungsansätze und Lösungsaussichten zu ihrer nachhaltigen Gestaltung.* BNLA, Bericht.

KELLER, M., HILDEN, M., JOOST, M. (1997): *Vergleich von Schätzmethoden für jährliche Stofffrachten am Beispiel des IKSR-Meßprogramms 1995.* BfG-Bericht 1078, Koblenz.

KELLY, C. A., RUDD, J. W. M., HESSLEIN, R. H., SCHINDLER, D. W., DILLON, P. J., DRISCOLL, C. T., GHERINI, S. A. & HECKY, R. E. (1987). *Prediction of biological acid neutralization in acid sensitive lakes.* In: Biogeochemistry 3.

KLEIN G. & WASSMANN, H. (1986): *Phosphoreinträge in den Tegeler See aus Niederschlag und Regenkanalisation und deren Einfluß auf die Sanierung.* WaBoLu-Hefte 2 Berlin.

KOPPE, P. & STOZEK, A. (1986): *Zur Chemie und Biochemie der Stickstoff- und Phosphorverbindungen einschließlich ihrer trophischen Wirkung in Fließgewässern.* In: Schriftenreihe des Fachgebietes Siedlungswasserwirtschaft der Universität-Gesamthochschule Kassel 1.

KRAUTH, K. & BAUMANN, P. (1993): *Begrenzung des Stickstoffgehalts im Kläranlagenablauf – Rahmen-Abwasser-VwV und EG-Richtlinie.* In: Berichte der ATV Nr. 43.

KRAUTH, K. & KLEIN, H. (1981): *Untersuchung über die Beschaffenheit des über ein Rückhaltebecken mit Leichtflüssigkeitsabscheider geleiteten Niederschlagswassers der A8/B10 bei Ulm/West.* Bericht des Instituts für Siedlungswasserbau, Wassergüte- und Abfallwirtschaft der Universität Stuttgart.

KRETZSCHMAR, R. (1977): *Stofftransport in ländlichen Entwässerungsgräben und Vorflutern.* In: Landwirtschaftliche Forschung 30.

KROIß, H., ZEßNER, M., DEUTSCH, K., SCHAAR, W. & KREUZINGER, N. (1997): *Nährstoffbilanzen der Donauanrainerstaaten - Erhebungen für Österreich.* TU-Wien, Institut für Wassergüte und Abfallwirtschaft.

KUNKEL, R. & WENDLAND, F. (1998): *Der Landschaftswasserhaushalt der Elbe: Verfahren, Datengrundlagen und Bilanzgrößen.* Jülich.

LANDTAG BB (Landtag des Landes Brandenburg) (1996): *Bericht der Landesregierung: Bericht zur Fortschreibung der Abwasserzielplanung im Land Brandenburg (gemäß Beschluß des Landtages vom 12. Oktober 1995 – DS 2/1480-B).* Drucksache 2/2805.

LAUN MV (Landesamt für Umwelt und Natur Mecklenburg-Vorpommern) (1997): Gesamt-P- und Gesamt-N-Einträge in Küstengewässer Mecklenburg-Vorpommerns aus Kläranlagen > 10.000 EGW im Zeitraum 1990-1995. Schriftliche Mitteilung vom 11. Juni 1997.

LAUTRICH, R. & PECHER, P. (1974): *Gutachten über den Regenwasserabfluß von bebauten Gebieten und sein Einfluß auf die Gewässerverschmutzung.* Düsseldorf.

LFU TH (Thüringer Landesanstalt für Umwelt) (1996): *Gewässerschutz im Freistaat Thüringen: Entwicklung der kommunalen Abwasserentsorgung.* Jena.

LFW BY (Bayerisches Landesamt für Wasserwirtschaft) (1997): Emissionsdaten von Kläranlagen. Schriftliche Mitteilung vom 1. August 1997.

LFW RP (Landesamt für Wasserwirtschaft Rheinland Pfalz) (1997): Kläranlagen in Rheinland-Pfalz (Stand 1995). Schriftliche Mitteilung vom 20. Februar 1997.

LIEBSCHER, H. J. & KELLER, R. (1979): *Abfluß.* In: Keller, R. (Hrsg.) . Hydrologischer Atlas der Bundesrepublik Deutschland (Textband). Bonn.

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).

LOEHR, R. C. (1974): *Characteristics and comparative magnitude of nonpoint sources.* J. Wat. Poll. Control. Fed. (46) 8.

LUA BB (Landesumweltamt Brandenburg) (1997): Kläranlagen im Land Brandenburg: Schriftliche Mitteilung der Oberen Wasserbehörde vom 11. Juli 1997.

LUAG SN (Sächsisches Landesamt für Umwelt und Geologie) (1997): Kläranlagen in Sachsen 1995. Schriftliche Mitteilung vom 10. Februar 1997.

MALISSA, H., PUXBAUM, H., PIMMINGER, M. & NIKOOPOUR, A. (1984): *Untersuchungen des Nährstoffeintrages in den Neusiedler See aus der Atmosphäre.* Wien.

MALMQUIST (1982): *Urban stormwater pollutant sources.* Chalmers University of Technology, Göteborg.

MEIßNER, E. (1991): Abschätzung der mittleren Jahresschmutzwasserfrachten aus Mischwassereinleitungen. In: Wasser-Abwasser-Abfall 7, Kassel.

MOHAUPT, V.; SIEBER, U., VAN DE ROOVAART, J., VERSTAPPENN, C. G., LANGENFELD, F. & 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.

NESMERÁK, I., STYBNAROVA, N. & SKODA, J. (1994): *Projekt Labe - Koncepce ochrany vod v povodi Labe.* Vyzkumny ustav vodohospodarsky TGM, Vol.1, Praha.

NOLTE, C. & WERNER, W. (1991): *Stickstoff- und Phosphateintrag über diffuse Quellen in Fließgewässer des Elbeeinzugsgebietes im Bereich der ehemaligen DDR.* Agrarspectrum 19, Franfurt am Main.

NOVOTNY, V. & CHESTERS, G. (1981): *Handbook of Nonpoint Pollution.* New York, London, Melbourne.

NOVOTNY, V. (1988): *Diffuse (nonpoint) pollution - a political, institutional and fiscal problem.* In: J. Water Pollution Control Federation (60) 8.

NW MINIST-URL (Ministerium für Umwelt, Raumordnung und Landwirtschaft des Landes Nordrhein-Westfalen) (1997): *Entwicklung und Stand der Abwasserbeseitigung in Nordrhein-Westfalen, Stand 01.01.1996.* Düsseldorf.

OKRUSZKO, H. & DIRKSEN, W. (1999): *Quantifizierung diffuser Stoffeinträge in die Gewässer in Einzugsgebiet der oder und der Pommerschen Bucht mit dem Ziel der Erarbeitung von Entscheidungshilfen für den integrierten Gewässerschutz.* Final Report-Phase II, FKZ UBA 31005016.

OSPAR (Oslo-Paris-Commission) (1996): *Principles of the comprehensive study of riverine inputs and direct discharges (RID).*

PAULIUKEVICIUS, G.; GULBINAS, Z.; DILYS, A.; BAUBINAS, R. & GRABAUSIENE, I. (1988): *Phosphorus migration in lake landscapes of Lithuania.* In: Tiessen, H. (1988): Phosphorus cycles in terrestrial and aquatic ecosystems, Proceedings of SCOPE workshop, University Saskatchewan, Saskatoon, Canada.

PAULSEN, O. (1984): *Analyse und Simulation von Schmutzstoffganglinien des Regenwasser-abflusses.* Universität Hannover. UBA FKZ 102 06 106.

PÖPEL, H. J., LEHN, J., RETTIG, S., SEIBERT, T., WAGNER, M. & WEIDMANN, F. (1996): *Vergleich der Anforderungen für kommunale Kläranlagen nach EU-Recht und bundesdeutschem Recht –Gutachten.* UBA-Texte 68/96.

PÖTHIG, R. & BEHRENDT H. (1999): *Zusammenhänge zwischen Phosphorgehalt in Böden und Grundwasser im Nordostdeutschen Tiefland.* (in Vorbereitung).

PRASUHN, V. & BRAUN, M. (1994): *Abschätzung der Phosphor- und Stickstoffverluste aus diffusen Quellen in die Gewässer des Kantons Bern.* Schriftenreihe der FAC Nr.17, Liebefeld-Bern.

PRASUHN, V., SPIESS, E. & BRAUN, M. (1996): *Methoden zur Abschätzung der Phosphor- und Stickstoffeinträge aus diffusen Quellen in den Bodensee.* Bericht der Internationalen Gewässerschutzkommission Bodensee, 45.

RADERSCHALL, R. (1994): *Austräge von Nitrat und weiteren Nährstoffen aus landwirtschaftlich genutzten Böden in das Gewässersystem der Hunte.* Berichte aus der Agrarwissenschaft, Aachen.

RADERSCHALL, R. (1996): *Abschätzung der diffusen Stoffeinträge in die Hunte über Ergebnisse aus Modell-Einzugsgebieten.* In: Wasserwirtschaft 86 (1).

RIGLER, F. H. (1974): *Phosphorus cycling in lakes.* In: Ruttner, F. (1974): Fundamentals of Limnology, Toronto.

ROGLER, H. & SCHWERTMANN, U. (1981): *Erosivität der Niederschläge und Isoerodentkarte von Bayern.* In: Zeitschrift für Kulturtechnik undFlurbereinigung 22.

ROSENWINKEL, K.-H. & HIPPEN, A. (1997): *Branchenbezogene Inventare zu Stickstoff- und Phosphoremissionen in die Gewässer.* Forschungsbericht, Institut für Siedlungswasserwirtschaft und Abfalltechnik, Universität Hannover.

RUHRVERBAND 1998: *Emissions- und Immissionsbetrachtungen bezüglich der eutrophierenden Nährstoffe Stickstoff und Phosphor in der Ruhr.* In: Ruhrwassergüte 1997.

SCHEFFER, B. (1976): *Gewässerbelastung aus Dränabflüssen - dargestellt an Beispielen nordwestdeutscher Niederungsböden.* In: Forschung und Beratung, Reihe C, Heft 30.

SCHEFFER, B. & BARTELS, R. (1980): *Stickstoffaustrag aus gedränten Sandböden.* In: Kali-Briefe (Büntehof) 15 (2).

SCHEFFER, F. & SCHACHTSCHABEL, P. (1989): *Lehrbuch der Bodenkunde.* Stuttgart.

SCHLEYPEN, P. (1995): *Stickstoff- und Phosphorbilanz für kommunale Kläranlagen in Bayern: Auswirkung auf die Frachten in Donau und Main.* In: Ohne Angabe, München.

SCHMOLL, O. (1998): *Nährstoffeinträge aus kommunalen Kläranlagen in die Flußgebiete Deutschlands: Notwendigkeiten und Möglichkeiten ihrer weiteren Verminderung.* Diplomarbeit, Technische Universität Berlin, Institut für Technischen Umweltschutz.

SCHOLZ, G. (1997): *Quantifizierung des Einflusses von Dränen auf die Stickstoffbelastung von Fließgewässern in Mecklenburg-Vorpommern.* Diplomarbeit, Freie Universität Berlin, Institut für Geographische Wissenschaften.

SCHWARZE, R., DRÖGE, W. & OPHERDEN, K. (1995): *Regionalisierung von Abfluß-komponenten, Verweilzeiten und Umsatzräume für kleine Mittelgebirgseinzugsgebiete.* TU Dresden.

SCHWERTMANN, U., VOGL, W. & KAINZ, M. (1987): *Bodenerosion durch Wasser. Vorhersage des Abtrags und Bewertung von Gegenmaßnahmen.* Stuttgart.

SEIDEL, P. & PÖTZSCH, J. (1996): *Begleituntersuchungen zu den N_{min}-Beprobungen der Thüringer Landesanstalt für Landwirtschaft an ausgewählten Zuflüssen zum Trinkwasser-Talsperrensystem Weida-Zeulenroda-Lössau im Herbst 1995.* Projektarbeit, Humboldt-Universität Berlin, Geographisches Institut.

SIEGRIST, H. & BOLLER, M. (1996): *Auswirkungen des Phosphatverbots auf die Abwasserreinigung.* In: EAWAG News 42D.

SL MINIST-UEV (Saarländisches Ministerium für Umwelt, Energie und Verkehr) (1996): *Abwasserbeseitigungsplan Saarland (Stand: 7/1996).*

ST MINIST-RLU (Ministerium für Raumordnung, Landwirtschaft und Umwelt Sachsen-Anhalt) (1997): Kläranlagenübersicht (Stand 9/1997). Schriftliche Mitteilung vom 18. Februar 1997.

STAT-ABW (Statistik der öffentlichen Abwasserbeseitigung) (1987): Tabellen 5.2/1 und 5.2/5a des Aufbereitungstabellenprogramms.

STAT-ABW (1995): Tabellen 5.2/1, 5.2/5a und 5.2/6 des Aufbereitungstabellenprogramms.

STRAHLER, A. N. (1957): *Quantitative Analysis of watershed geomorphology.* In: Transactions of the American Geophysical Union 38.

SVENDSEN, L. M., BEHRENDT, H., KNUUTTILA, S. & SALO, S. (1995): *Guideline to estimate natural and anthropogenic contributions to riverine fluxes (source apportionment).* TC-POLO 3/7 1995. Ad Hoc Expert Group on pollution Load to the Baltic Sea . Report of Third Meeting, HELCOM, Annex 5.

THIELE, V., MEHL, D., BARTOLOMAEUS, W., BEHRENDT, H., BOCKOLT, R., BÖNSCH, R., BÖRNER, R., DANCKERT, H., FADSCHILD, K., GOSSELCK, F. & SCHLUNGBAUM, G. (1995): *Ökologisch begründetes Sanierungskonzept für das Gewässereinzugsgebiet der Warnow (Mecklenburg-Vorpommern).* Schriftenreihe des LAUN Mecklenburg-Vorpommern, Heft 2.

TONDERSKI, A. (1997): *Control of Nutrient fluxes in large river basins.* Linköping Studies in Arts and Sciences, 157.

TSYRO, S. G. (1998a): *Transboundary fluxes and exceedances to critical loads.* In: Transboundary acidifying Air Pollution in Europe. EMEP/MSC-W Status Report 1/98. Part 1, Oslo.

TSYRO, S. G. (1998b): *Description of the Lagrangian Acid Deposition model.* In: Transboundary acidifying Air Pollution in Europe. EMEP/MSC-W Status Report 1/98. Part 2, Oslo.

UBA (Umweltbundesamt) (1997): *Daten zur Umwelt - Der Zustand der Umwelt in Deutschland.* Berlin.

UBA (1998): *Ergebnisse des Berichtes der Bundesrepublik Deutschland zur Mitteilung vom 25. Oktober 1996 zur Umsetzung der Richtlinie 91/676/EWG (Nitratrichtlinie).* Unveröffentlicht.

UEBE, R., LEY, M., BEHRENDT, H. & HUBER, P. (1998): *Analysis on the effects of different scaled databases in the catchment area of the river Spree.* Hydrobiologia (submitted).

US SOIL CONSERVATION SERVICE (1972): *National engineering handbook.* Washington.

VAN DAM, C. H., SCHOLTEN, M. & VAN DE VEN, F. H. M. (1986): *Urban water quality in Lelystad; Rainfall and runoff from selected surfaces.* In: Urban storm water quality and effects upon receiving waters. TNO Committee on hydrological research, Proceedings and informations, 36.

VOLLENWEIDER, R.A. (1969): *Möglichkeiten und Grenzen elementarer Modelle der Stoffbilanz von Seen.* In: Arch. Hydrobiol. 66.

WAGNER, G. & WOHLAND, H. (1976): *Simulationsmodelle der Seeneutrophierung, dargestellt am Beispiel des Bodensee-Obersees.* Teil I.: Die in den Simulationsmodellen verwendeten Daten vom Bodensee-Obersee. In: Arch. Hydrobiol. (77) 4.

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.

WAR (Institut Wasserversorgung, Abwassertechnik, Abfalltechnik, Umwelt- und Raumplanung der TH Darmstadt) (1995): Ergebnisse der *„Umfrage zur Konzentration von Gesamtstickstoff im Zulauf von Abwasserbehandlungsanlagen über 100.000 EW".*

WENDLAND, F.; ALBERT, H.; BACH, M. & SCHMIDT, R. (1993): *Atlas zum Nitratstrom in der Bundesrepublik Deutschland.* Berlin.

WERNER, W. & WODSAK, H.-P. (1994): *Stickstoff- und Phosphateintrag in Fließgewässer Deutschlands unter besonderer Berücksichtigung des Eintragsgeschehens im Lockersteinbereich der ehemaligen DDR.* Agrarspectrum 22, Frankfurt am Main.

WERNER, W., OLFS, H.-W., AUERSWALD, K. & ISERMANN, K. (1991*): Stickstoff- und Phosphoreintrag in Oberflächengewässer über "diffuse Quellen".* In: Hamm, A. (1991): Studie über Wirkungen und Qualitätsziele von Nährstoffen in Fließgewässern. Sankt Augustin.

WODSAK, H. P. & WERNER, W. (1994): *Eintragspfad Grundwasser im Festgesteins- und Übergangsbereich.* In: Werner, W. & Wodsak, H.-P. (1994): Stickstoff- und Phosphateintrag in Fließgewässer Deutschlands unter besonderer Berücksichtigung des Eintragsgeschehens im Lockersteinbereich der ehemaligen DDR. Agrarspectrum 22, Frankfurt am Main.

WWA ANSBACH (Wasserwirtschaftsamt Ansbach) (1997): Reinigungsleistung von Teichanlagen. Schriftliche Mitteilung vom 28. April 1997.

XANTHOPOULOS, C. & HAHN, H. (1993): *Anthropogene Schadstoffe auf Straßenoberflächen und ihr Transport mit dem Niederschlagsabfluß.* Universität Karlsruhe.

ZIERATH, R. (1981): *Inhaltsstoffe atmosphärischer Niederschläge und ihr Einfluß auf die Sicker- und Grundwasserbeschaffenheit am Beispiel ausgewählter Gebiete.* Dissertation, TU Dresden.

Danksagung

Für die Förderung des Forschungsvorhabens möchten wir dem Umweltbundesamt danken. Insbesondere Frau Dr. Herata, Herrn Mehlhorn und Herrn Dr. Mohaupt, die das Vorhaben während des gesamten Bearbeitungszeitraumes kritisch begleitet und fachlich angeregt haben, gilt unserer Dank.

Weiterhin möchten wir den Institutionen der Länder und des Bundes unseren besonderen Dank aussprechen. Ohne ihre tatkräftige Unterstützung wäre die Bearbeitung des Vorhabens nicht denkbar gewesen. Danken möchten wir dem Statistischen Bundesamt, der Bundesanstalt für Gewässerkunde, der Bundesanstalt für Geowissenschaften und Rohstoffe, dem Statistischen Landesamt Berlin und den Statistischen Landesämtern aller weiteren Bundesländer, der Senatsverwaltung für Stadtentwicklung und Umweltschutz Berlin, dem Landesumweltamt Brandenburg, dem Landesamt für Geowissenschaften und Rohstoffe Brandenburg, dem Wasserwirtschaftsamt Bremen, der Landesanstalt für Umweltschutz Baden-Württemberg, dem Bayerischen Landesamt für Wasserwirtschaft, der Umweltbehörde Hamburg - Amt für Umweltschutz, der Hessischen Landesanstalt für Umwelt, dem Landesamt für Umwelt, Naturschutz und Geologie Mecklenburg-Vorpommern, dem Niedersächsischen Landesamt für Ökologie, dem Landesumweltamt Nordrhein-Westfalen, dem Landesamt für Wasserwirtschaft Rheinland-Pfalz, dem Landesamt für Umweltschutz Saarland, dem Sächsischen Landesamt für Umwelt und Geologie, dem Landesamt für Umweltschutz Sachsen-Anhalt, dem Geologischen Landesamt Sachsen-Anhalt, dem Landesamt für Natur und Umwelt Schleswig-Holstein, dem Thüringer Landesamt für Umwelt, dem Deutschen Wetterdienst und dem Wasser- und Schiffahrtsamt Magdeburg.

Für die Bereitstellung von Daten, die zahlreichen Diskussionsbeiträge und die freundliche Unterstützung danken wir ebenfalls dem Forschungszentrum Jülich - Programmgruppe Systemforschung und Technologische Entwicklung, dem Zentrum für Agrarlandschafts- und Landnutzungsforschung - Institut für Bodenkunde, Institut für Hydrologie (ZALF), dem Potsdam-Institut für Klimafolgenforschung, den Wasser- und Boden- bzw. Unterhaltungsverbänden, dem Ruhrverband, dem Fraunhofer Institut für Umweltchemie und Ökotoxikologie, dem Norske Meteoroligiske Institutt, den Landesgruppen der ATV, den Berliner Wasser-Betrieben, dem Institut für Wasserversorgung, Abwassertechnik, Abfalltechnik, Umwelt- und Raumplanung der Technischen Hochschule Darmstadt (WAR), der Arbeitsgemeinschaft zur Reinhaltung der Weser, der Arbeitsgemeinschaft zur Reinhaltung der Elbe, der Internationalen Kommission zum Schutze der Elbe, der Internationalen Kommission zum Schutze des Rheins gegen Verunreinigung, der Internationalen Kommission zum Schutze der Mosel gegen Verunreinigung, dem Institut für Siedlungswasserwirtschaft - Forschungszentrum Umwelt der Universität Karlsruhe und dem Fachgebiet Siedlungswasserwirtschaft der Universität Gesamthochschule Kassel.

Bedanken möchten wir uns nicht zuletzt auch bei unseren Projektpartnern der Gesellschaft für Boden- und Gewässerschutz, dem Institut für Landeskultur der Universität Gießen und der Firma geodaten, integration & analyse, die sehr zum Gelingen dieser Arbeit beigetragen haben.

Anlage I

Regional differenzierte Bilanzierung der Stickstoff- und Phosphorüberschüsse der Landwirtschaft in den Gemeinden/Kreisen in Deutschland

Erarbeitet von der
Gesellschaft für Boden- und Gewässerschutz e. V.
als Teilbeitrag zum:

Umweltforschungsplan des Bundesministers
für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit

Forschungsvorhaben Wasser

Forschungsbericht 296 25 515

Nährstoffbilanzierung der Flußgebiete Deutschlands

Institut für Gewässerökologie und Binnenfischerei
im Forschungsverbund Berlin e.V.

IM AUFTRAG DES UMWELTBUNDESAMTES

30. Juni 1999

GESELLSCHAFT FÜR BODEN- UND GEWÄSSERSCHUTZ E.V.

Abschlußbericht zum Teilbeitrag

Regional differenzierte Bilanzierung der Stickstoff- und Phosphorüberschüsse der Landwirtschaft in den Gemeinden/Kreisen in Deutschland

Forschungs- und Entwicklungsvorhaben 296 25 515
des Umweltbundesamtes

Nährstoffbilanzierung der Flußgebiete Deutschlands

Dr. Martin Bach
Prof. Dr. Hans-Georg Frede
Dipl.-Ing. agr. Ulrike Schweikart
Dipl.-Ing. agr. Andreas Huber

- April 1998 -

Gesellschaft für Boden- und Gewässerschutz e.V.
Hainerweg 33, 35435 Wettenberg
Tel.: 0641/99-37380 • Fax: 0641/99-37389

Inhaltsverzeichnis

1 Einleitung 1

2 Material und Methoden 2

2.1 Datengrundlage und Datenaufbereitung 2

2.1.1 Bodennutzungshaupterhebung 4

2.1.2 Viehzählung 10

2.1.3 Erntestatistik 12

2.2 Kartographische Grundlagen 13

3 Berechnung der Flächenbilanzen für Stickstoff und Phosphor 14

3.1 Zufuhr mit Wirtschaftsdünger 15

3.2 Zufuhr mit Mineraldünger 16

3.3 Symbiontische Stickstoff-Fixierung 19

3.4 Atmosphärischer Stickstoff-Eintrag 19

3.5 Gesamtzufuhr 21

3.6 Entzug mit dem Erntegut 21

3.7 Bilanzüberschuß 23

3.8 Auswertung der Bilanzüberschüsse für die Flußeinzugsgebiete 23

3.9 Fehlerabschätzung und Sensitivitätsbetrachtung 24

4 Ergebnisse der Stickstoff- und Phosphor-Bilanzierung 27

4.1 Bilanzüberschüsse 1995 27

4.2 Kartendarstellung der Stickstoff- und Phosphor-Bilanzüberschüsse 28

4.3 Stickstoff- und Phosphor-Bilanzüberschüsse in den Flußeinzugsgebieten 32

5 Entwicklung der N- und P-Bilanzüberschüsse seit 1970 34

6 Ermittlung des Anteil dränierter Landwirtschaftsflächen 38

6.1 Umfrage 38

6.2 Ergebnisse der Befragung 39

6.3 Schätzung des Dränflächenanteils in den westlichen Ländern 41

7 Literaturverzeichnis 43

8 Anhang 47

Verzeichnis der Tabellen

Tab. 2-1: Aggregierungsebenen der Ausgangsdaten 3

Tab. 2-2: Inhalt der Bodennutzungshaupterhebung auf Gemeindeebene 5

Tab. 2-3: Vergleich der Anbauflächen, summiert für die Gemeinden/Kreise aus den Angaben der Statistischen Landesämter nach Rekonstruktion der anonymisierten Daten, mit den aggregierten Angaben für Deutschland 9

Tab. 2-4: Inhalte der Viehzählung auf Gemeindeebene 10

Tab. 2-5: Vergleich der Viehzahlen, summiert für die Gemeinden/Kreise aus den Angaben der Statistischen Landesämter nach Rekonstruktion der anonymisierten Daten, mit den aggregierten Angaben für Deutschland 12

Tab. 2-6: Inhalt der Erntestatistik auf Kreisebene 13

Tab. 3-1: Übersicht der Bilanzglieder einer Stickstoff- bzw. Phosphor-Flächenbilanz ... 14

Tab. 3-2: Nährstoffausscheidung landwirtschaftlicher Nutztiere je Stallplatz und Jahr 15

Tab. 3-3: N- bzw P_2O_5-Gesamtbedarf der Kulturen und Anrechnung des organischen N-Düngers zur Ermittlung der mineralischen N- bzw. P_2O_5-Düngung 17

Tab. 3-4: N-Bindung der Leguminosen 19

Tab. 3-5: Mittlere Stickstoff- und Phosphatgehalte im Erntegut 22

Tab. 3-6: Sensitivität der Größe „Bilanzüberschuß" einer N- und P-Flächenbilanz (bezogen auf den mittleren Überschuß im Bundesgebiet) 26

Tab. 4-1: Mittelwerte und Standardabweichungen der regional differenzierten Flächenbilanz 1995 für die Nährstoffe Stickstoff und Phosphor in Deutschland 27

Tab. 4-2: Bilanzgrößen pro Hektar LF einer nationalen Flächenbilanz der Elemente Stickstoff und Phosphor in Deutschland 1995 28

Tab. 4-3: Häufigkeitsverteilung in den einzelnen Bilanzüberschuß-Klassen bezogen auf die Gesamtfläche der Bundesrepublik Deutschland 29

Tab. 4-4: Häufigkeitsverteilung in den einzelnen Bilanzüberschuß-Klassen bezogen auf die landwirtschaftliche Nutzfläche 31

Tab. 4-5: Häufigkeitsverteilung in den einzelnen Bilanzüberschuß-Klassen für die Flußeinzugsgebiete in Deutschland 32

Tab. 5-1: Ergebnisse von N- und P-Flächenbilanzierungen 1985 und1995 in den westlichen und den östlichen Bundesländern (ehemalige DDR) nach verschiedenen Untersuchungen 35

Tab. 6-1: Ergebnisse der Umfrage zum Dränflächenanteil an der Landwirtschaftsfläche 40

Anhang

Tab. 8-1: Stickstoff- und Phosphor-Überschüsse der Landwirtschaft in Deutschland von 1970 bis 1995 47

Tab. 8-2: Fragebogen zur Dränagedichte an die Landwirtschaftsämter Deutschlands 48

Tab. 8-3: Fragebogen zur Dränagedichte an die Wasser- und Bodenverbände Niedersachsens 49

Tab. 8-4: Angaben zu Anteilen dränierter Flächen in Deutschland in einigen Einzugsgebieten nach Literaturauswertung 50

Tab. 8-5: Ergebnisse der Dränflächenerhebung 52

Verzeichnis der Abbildungen

Abb. 5-1: Stickstoffüberschuß der Flächenbilanz in Deutschland von 1970 bis 1995 36

Abb. 5-2: Phosphorüberschuß der Flächenbilanz in Deutschland von 1970 bis 1995 37

Abb. 6-1: Vergleich der Angaben von Wasser- und Bodenverbänden mit den Angaben von Landwirtschaftsämtern zum Dränflächenanteil der Landwirtschaftsfläche in 21 Naturräumen Niedersachsens 40

Abb. 6-2: Häufigkeitsverteilung der Dränflächenanteile (geschätzt) der Landwirtschaftsfläche in den Naturräumen (westliche Bundesländer) 42

Karten

Karte 1 Überschuß der Stickstoff-Flächenbilanz der Landwirtschaft 1995, dargestellt für die Kreise in Deutschland

Karte 2 Überschuß der Phosphor-Flächenbilanz der Landwirtschaft 1995, dargestellt für die Kreise in Deutschland

Karte 3 Überschuß der Stickstoff-Flächenbilanz der Landwirtschaft 1995, dargestellt für die Landwirtschaftsfläche für die Kreise Deutschlands

Karte 4 Überschuß der Phosphor-Flächenbilanz der Landwirtschaft 1995, dargestellt für die Landwirtschaftsfläche für die Kreise Deutschlands

Karte 5 Überschuß der Stickstoff-Flächenbilanz der Landwirtschaft 1995, dargestellt für die Flußeinzugsgebiete in Deutschland

Karte 6 Überschuß der Phosphor-Flächenbilanz der Landwirtschaft 1995, dargestellt für die Flußeinzugsgebiete in Deutschland

Karte 7 Anteil der Drainagefläche (geschätzt) an der Landwirtschaftsfläche in den Naturräumen Deutschlands (nach Umfrage)

Karte 8 Anteil der Drainagefläche (geschätzt) an der Landwirtschaftsfläche in den Naturräumen der westlichen Bundesländer

Karte 9 Anteil der Drainagefläche (geschätzt) an der Landwirtschaftsfläche in den Flußgebieten der westlichen Bundesländer

1 Einleitung

Im Rahmen internationaler Vereinbarungen (Internationale Nordseeschutzkonferenz, Helsinki-Kommission) hat sich die Bundesrepublik Deutschland dazu verpflichtet, die Nährstoffeinträge aus dem Bundesgebiet in die Nord- und Ostsee im Zeitraum von 1985 bis 1995 um 50 Prozent zu reduzieren. Zur Verifizierung der Verminderung der diffusen Einträge, das heißt der Gewässereinträge von Stickstoff und Phosphor aus der landwirtschaftlichen Flächennutzung, wird unter anderem die Berechnung von Nährstoffbilanzen für die Landwirtschaft vorgesehen.

Mit einem Forschungs- und Entwicklungsvorhaben des Umweltbundesamtes im Rahmen des Umweltforschungsplanes des Bundesministeriums für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit soll in diesem Zusammenhang die Nährstoffbelastung der Flußgebiete Deutschlands mit ihren Ursachen und Veränderungen beschrieben und dargestellt werden.

Folgende Aufgabenstellungen sollen im einzelnen dazu beitragen, die N- und P-Belastungssituation in den Flußeinzugsgebieten in Deutschland zu klären:

⇒ Berechnung der landwirtschaftlichen Primärbilanz für Stickstoff und Phosphor für das Jahr 1995 auf Gridbasis (100 x 100 m). Erstellung von Übersichtskarten zu den Primärbilanzen und Darstellung der Veränderung von 1985 zu 1995.

⇒ Ableitung von flußgebietsbezogenen summarischen Angaben für die landwirtschaftliche Primärbilanz von Stickstoff und Phosphor für das Jahr 1995.

⇒ Abschätzung zur Größe der dränierten Landwirtschaftsflächen in den Flußgebieten von Rhein, Weser, Ems und Donau.

Nachfolgend wird in diesem Teilbeitrag die Methodik der regional differenzierten Bilanzierung der Stickstoff- und Phosphorüberschüsse beschrieben und deren Ergebnisse sowie die Ergebnisse der Dränflächenerhebung dargestellt.

2 Material und Methoden

2.1 Datengrundlage und Datenaufbereitung

Die Ergebnisse der Nährstoffbilanzierung basieren auf regionalstatistischen Daten, bezogen von den Statistischen Ämtern der einzelnen Bundesländer und/oder der Datensammlung "STATISTIK REGIONAL" (1995) (auf Datenträger) sowie auf kartographischen Daten.

Die Verarbeitung und Aufbereitung der Ausgangsdaten sowie die Bilanzierung für Stickstoff und Phosphor erfolgte mit dem Programm *SPSS*. Die kartographische Bearbeitung und die Darstellung der Ergebnisse wurden mit dem Geographischen Informationssystem *ERDAS IMAGINE* vorgenommen.

Ausgangspunkte statistischer Erhebungen im Agrarbereich sind das Landwirtschaftsgesetz (von 1955), das Agrarstatistikgesetz (von 1992), das Bundesstatistikgesetz (von 1990) sowie die EWG-Verordnung zur "Durchführung von Erhebungen der Gemeinschaft über die Struktur der landwirtschaflichen Betriebe im Zeitraum 1988 bis 1997" (HAßKAMP, 1989; BUNDESGESETZBLATT, 1992). Zu Beginn der 80er Jahre wurde auf Initiative des Hauptausschusses der Ministerkonferenz für Raumordnung (MKRO) von den Statistischen Ämtern des Bundes und der Länder ein gemeinsamer Datenkatalog zur Bereitstellung regionalstatistischer Ergebnisse erarbeitet. Er umfaßt kurzfristig lieferbare Ergebnisse aus allen Bereichen der amtlichen Statistik auf Gemeinde und Kreisebene. Dabei handelt es sich fast ausschließlich um Bundesstatistiken, die in regelmäßigen Abständen erhoben werden. Für die alten Bundesländer werden in den Statistischen Landesämtern seit 1982/83 und für die neuen Bundesländer seit 1991/92 Daten aus dem regionalstatistischen Katalog des Bundes und der Länder bereitgehalten (REGIO-STAT, 1996). Aus diesem Katalog wurden für alle Bundesländer folgende Statistiken von den jeweiligen Statistischen Landesämtern bezogen:

- Daten der Bodennutzungshaupterhebung (MKRO-Tabellen 123-11 und 123-02)
- Daten der Viehzählung (MKRO-Tabelle 141-31)

Aus der Datensammlung "STATISTIK REGIONAL", welche Kreisdaten auf der Grundlage des regionalstatistischen Datenkataloges des Bundes und der Länder enthält, wurde die

- Erntestatistik (MKRO-Tabelle 132-31)

abgefragt.

Für die regionalstatistischen Daten ergaben sich unterschiedliche Aggregierungsstufen in den einzelnen Bundesländern (Tab. 2-1). Die Daten der **Bodennutzungshaupterhebung** lagen für alle westlichen Bundesländer und für Mecklenburg-Vorpommern auf **Gemeindeebene** vor. Auf **Kreisebene** dagegen wurden die Daten der **Viehzählung** für die Länder Schleswig-Holstein, Niedersachsen, Brandenburg, Sachsen-Anhalt, Sachsen und Thüringen erhoben.

Tab. 2-1: Aggregierungsebenen der Ausgangsdaten

Bundesländer	Bodennutzungshaupterhebung (MKRO-Tab. 123-11 und 123-02)		Viehzählung (MKRO-Tab. 141-31)	
	Gemeinde-daten	Kreis-daten	Gemeinde-daten	Kreis-daten
Baden-Württemberg	X		X	
Bayern	X		X	
Berlin	X		X	
Brandenburg		X		X
Bremen	X		X	
Hamburg	X		X	
Hessen	X		X	
Mecklenburg-Vorpommern	X		X	
Niedersachsen	X			X
Nordrhein-Westfalen	X		X	
Rheinland-Pfalz	X		X	
Saarland	X		X	
Sachsen		X		X
Sachsen-Anhalt		X		X
Schleswig-Holstein	X			X
Thüringen		X		X

Die Erntestatistik (Hektarerträge, MKRO-Tabelle 132-31) ist für **alle** Bundesländer nur als **Kreisstatistik** verfügbar.

Das **Erhebungsjahr** für die **Bodennutzungshaupterhebung** war **1995**, für den **Viehbestand** und die **Erntestatistik** war es das Jahr **1994**.

Ein Problem bei der Datenaufbereitung stellt die **Anonymisierung** statistischer Daten aus Datenschutzgründen dar. Dabei werden erhobene Werte, denen Angaben von drei oder weniger landwirtschaftlichen Betrieben zu Grunde liegen, in den Tabellen nicht ausgewiesen. Dies tritt vor allem in den unteren Aggregierungsstufen (d.h. auf Kreis-, insbesondere jedoch auf Gemeindeebene) auf. Zur Vermeidung von Fehlern, die bei der späteren Berechnung der Bilanzgrößen durch diese Datenlücken entstehen würden, müssen die anonymisierten Daten rekonstruiert werden. Dabei ist die Methode zur Berechnung der fehlenden Angaben von der betreffenden Tabelle des jeweiligen Bundeslandes abhängig. Die Vorgehensweise hierzu wird in den Kapiteln 2.1.1 und 2.1.2 näher erläutert.

Für das Bundesland **Rheinland-Pfalz** gilt aufgrund des hohen Anonymisierunsgrades der kleinstrukturierten Gemeinden für **alle** weiteren Berechnungen die nächst höhere Ebene der **Verbandsgemeinden (VG)**.

2.1.1 Bodennutzungshaupterhebung

In der Bodennutzungshaupterhebung werden die landwirtschaftlich genutzte Fläche (LF), Ackerland, Rebland, Dauergrünland und die Fläche der Handelsgewächse erfaßt. Dabei werden im wesentlichen nur die Flächen land- und forstwirtschaftlicher Betriebe erhoben, die eine Betriebsfläche ab 1 ha bzw. eine entsprechende marktrelevante Produktion aufweisen (REGIO-STAT, 1996). Zur landwirtschaftlich genutzten Fläche gehören neben Acker-, Garten-, Dauergrünland und Rebland auch Obstanlagen, Baumschulflächen und Weihnachtsbaumkulturen, sowie die vorübergehend im Rahmen von Flächenstillegungsprogrammen stillgelegten Ackerflächen. Sämtliche zu einem Betrieb gehörenden Flächen werden derjenigen Gemeinde zugewiesen, in der sich der Betriebssitz befindet **(Betriebsprinzip)**. Die Inhalte der Bodennutzungshaupterhebung zeigt Tabelle 2-2.

Tab. 2-2: Inhalt der Bodenutzungshaupterhebung auf Gemeindeebene

Landwirtschaftlich genutzte Fläche [ha] MKRO-Tabelle123-11		**Anbau auf dem Ackerland [ha]** MKRO-Tabelle123-02	
1. Stufe	**2. Stufe**	**3. Stufe**	**4. Stufe**
Landwirtschaftlich genutzte Fläche (LF)	Ackerland	Getreide	Winterweizen Roggen Sommergerste Wintergerste Hafer Körnermais (incl. CCM)
		Hülsenfrüchte	Futtererbsen
		Hackfrüchte	Frühkartoffeln späte und mittelspäte Kartoffeln Zuckerrüben Runkelrüben
		Futterpflanzen	Klee/Kleegras Luzerne/Luzernegras Ackerwiese/Ackerweide Silomais
		Handelsgewächse	Winterraps
		Gemüse, Erdbeeren etc.	
	Dauergrünland		
	Rebland		
	Gartenland		

Die erste Bodennutzungserhebung fand im Jahr 1878 statt (HAßKAMP, 1989). Seitdem haben sich die Erhebungsmerkmale kaum geändert. Die Periodizität der Vollerhebung beträgt 4 Jahre, der Erhebungszeitraum liegt im Januar bis Mai des jeweiligen Erhebungsjahres (BECKER, 1996).

Rekonstruktion von anonymisierten Daten der Bodennutzungshaupterhebung

Grundsätzlich muß die Angabe der LF vorhanden sein. Die Rekonstruktion der Datenlücken erfolgte in der Reihenfolge der Stufen der MKRO-Tabelle (Tab. 2-2):

1. Stufe: LF

2. Stufe: Dauergrünland, Ackerland, Rebland

3. Stufe: Getreide, Hackfrüchte, Futterpflanzen, Handelsgewächse, Gemüse

4. Stufe: einzelne Kulturarten.

Angaben für die Stufe 1 (landwirtschaftlich genutzte Fläche) waren nur in wenigen Fällen in Bayern und Niedersachsen anonymisiert. Dabei handelte es sich um gemeindefreie Gebiete oder um Inseln, deren LF Gemeinden auf dem Festland zugeordnet sind. In diesen Fällen wurde die LF gleich 0 gesetzt.

Zunächst wurde für die Stufen 2 bis 4 geprüft, ob eine oder mehrere Angaben in einer Gemeinde nicht ausgewiesen sind.

A) Rekonstruktion bei Fehlen einer Angabe auf einer Stufe

Fehlt nur eine Angabe, wird diese aus der Differenz zwischen dem Wert der höheren Stufe und der Summe der Werte der folgenden Stufe berechnet.

Beispiel: Die Angabe zur Reblandfläche fehlt für eine Gemeinde

Reblandfläche = LF - (Ackerlandfläche + Dauergrünlandfläche + Gartenlandfläche)

B) Rekonstruktion bei Fehlen mehrerer Angaben auf einer Stufe

Das Rekonstruktionsverfahren für die Flächenangaben geht von der Annahme aus, daß das **Verhältnis** der Anbauflächen in einer Gebietseinheit, für die mehrere Angaben fehlen, mit dem Verhältnis der Anbauflächen der gleichen Nutzungsarten auf der nächst höheren Verwaltungsebene gleichgesetzt werden kann.

Die Vorgehensweise für den Fall, daß in einer Gemeinde mehrere Angaben nicht ausgewiesen waren, soll hier stellvertretend für alle anderen Stufen an der Berechnung der anonymisierten Werte in der Stufe 2 dargestellt werden. Voraussetzung dafür ist, daß die Angabe der landwirtschaftlich genutzten Fläche (LF) in der betreffenden Gemeinde vorhanden ist, um sie auf die Kategorien Ackerlandfläche (AF), Dauergrünland (GL), Gartenland (GA) und Rebland (RE) zu verteilen.

1. Zuerst wurden die jeweiligen Flächenanteile auf Kreisebene berechnet und anschliessend allen Gemeinden eines Kreises zugewiesen.

   Berechnen der Flächenanteile (a_) auf Kreisebene

   $a_AF_{Kreis} = AF_{Kreis} / LF_{Kreis}$

   $a_GL_{Kreis} = GL_{Kreis} / LF_{Kreis}$

   $a_RE_{Kreis} = RE_{Kreis} / LF_{Kreis}$

   $a_GA_{Kreis} = GA_{Kreis} / LF_{Kreis}$

2. Im zweiten Schritt wurde für die Gemeinde die Differenzfläche, die auf die Kategorien ohne gültigen Wert zu verteilen war, berechnet.

   Berechnen der Differenzfläche (diff)

   $diff = LF_{Gemeinde} - \Sigma$ (Flächenangaben der Kategorien, die vorhanden sind).

3. Als nächstes erfolgte die Berechnung der Summe der Anteile für die fehlenden Werte, die später bei der Verteilung der Differenzfläche den Divisor des Gewichtungsfaktors angibt.

   Berechnen der Summe der Anteile, für die Flächenangaben fehlen (a_fehlend)

   a_fehlend = 0

   if ($AF_{Gemeinde}$ = anonymisiert) a_fehlend = a_fehlend + a_AF_{Kreis}

   if ($GL_{Gemeinde}$ = anonymisiert) a_fehlend = a_fehlend + a_GL_{Kreis}

   if ($RE_{Gemeinde}$ = anonymisiert) a_fehlend = a_fehlend + a_RE_{Kreis}

   if ($GA_{Gemeinde}$ = anonymisiert) a_fehlend = a_fehlend + a_GA_{Kreis}

4. Die Differenzfläche, multipliziert mit dem Verhältnis des jeweils fehlenden Flächenanteils zu dem betreffenden Anteil an der Summe, ergab schließlich den rekonstruierten Wert für die jeweiligen Fälle in einer Gemeinde.

   Rekonstruktion der Werte für die fehlenden Kategorien

   if ($AF_{Gemeinde}$ = anonymisiert) $AF_{Gemeinde}$ = diff * (a_AF_{Kreis}/ a_fehlend)

   if ($GL_{Gemeinde}$ = anonymisiert) $GL_{Gemeinde}$ = diff * (a_GL_{Kreis}/ a_fehlend)

   if ($RE_{Gemeinde}$ = anonymisiert) $RE_{Gemeinde}$ = diff * (a_RE_{Kreis}/ a_fehlend)

   if ($GA_{Gemeinde}$ = anonymisiert) $GA_{Gemeinde}$ = diff * (a_GA_{Kreis}/ a_fehlend)

Waren auf Kreisebene Werte anonymisiert, wurde das Verfahren auf die nächst höhere Ebene (Regierungsbezirk oder Bundesland) transponiert. Analog zu dem oben beschriebenen Rechenweg wurden für alle weiteren Stufen der Bodennutzungshaupterhebung anonyme Daten berechnet. Die Rekonstruktion für den Bereich Ackerlandfläche erfolgte über die Kategorien Getreide, Hülsenfrüchte, Hackfrüchte, Futterpflanzen, Handelsgewächse und

Gemüse der dritten Stufe und deren Berechnung wiederum über die einzelnen angebauten Kulturarten.

Um die Güte der hier angewandten Methode zur Rekonstruktion der fehlenden Werte aufzuzeigen, wurden die Anbauflächen der einzelnen Kulturarten Deutschlands nach der Berechnung der fehlenden Werte summiert und mit den Angaben aus dem STATISTISCHEN JAHRBUCH (1995) verglichen (Tab. 2-3).

Tab. 2-3: Vergleich der Anbauflächen, summiert für die Gemeinden/Kreise aus den Angaben der Statistischen Landesämter nach Rekonstruktion der anonymisierten Daten, mit den aggregierten Angaben für Deutschland (n. STATISTISCHES JAHRBUCH, 1995)

	Summe der Einzelangaben für die Gemeinden/Kreise (n. STATIST. LANDESÄMTER, 1995) nach Rekonstruktion anonymisierter Angaben [ha]	Summe Deutschland (n. STATISTISCHES JAHRBUCH, 1995) [ha]	relativ [%]
	1	2	(1) in % von (2)
Landw. genutzte Fläche	17 324 560	17 344 000	99.89
Ackerlandfläche	11 829 050	11 835 000	99.95
Reblandfläche	103 504	102 000	101.47
Gartenlandfläche[1)]	n.b.	n.b.	n.b.
Grünlandfläche	5 269 688	5 282 000	99.77
Getreidefläche	6 523 684	6 527 000	99.95
Winterweizen	2 529 143	2 577 000	98.14
Roggen	860 965	861 000	100.00
Wintergerste	1 445 936	1 447 000	99.93
Sommergerste	661 886	662 000	99.98
Hafer	308 774	310 000	99.60
Körnermais	282 217	231 000	122.17
Hülsenfrüchte	120 299	123 000	97.80
Futtererbsen	62 034	64 000	96.93
Hackfrüchte	879 732	857 000	102.65
Frühkartoffeln	22 809	21 000	91.43
Spätkartoffeln	289 930	295 000	98.28
Zuckerrüben	502 001	513 000	97.86
Runkelrüben	23 060	23 000	100.26
Futterpflanzen	1 793 187	1 792 000	100.07
Klee/Kleegras	264 041	235 000	101.88
Luzerne/Luzernegras	51 699	49 000	89.56
Ackerwiese/Ackerweide	218 750	212 000	103.18
Silomais	1 228 835	1 252 000	98.15
Handelsgewächse	1 150 503	1 151 000	99.96
Winterraps	934 098	942 000	99.16
Gemüse	100 438	103 000	97.51

[1)] Die Gartenlandfläche wurde nicht verglichen, da nur aus zwei Bundesländern überhaupt Flächenangaben zu Gartenland vorlagen

Die Tabelle zeigt eine sehr gute Anpassung der rekonstruierten Daten, lediglich für die Kultur Körnermais weicht das Verhältnis stärker von 100% ab. Als Erklärung dafür ist anzufüh-

ren, daß der Anonymisierungsgrad bei dieser Kultur außerordentlich hoch war. So war Körnermais beispielsweise für das gesamte Land Brandenburg sowie für große Teile Schleswig-Holsteins anonymisiert.

2.1.2 Viehzählung

Bei der Viehzählung sind alle Viehhalter einbezogen, deren landwirtschaftlich genutzte Fläche mindestens 1 ha beträgt bzw. deren natürliche Erzeugungseinheiten mindestens dem durchschnittlichen Wert einer jährlichen landwirtschaftlichen Markterzeugung von 1 ha LF entsprechen. Darüber hinaus werden noch alle sonstigen Bestände mit jeweils mindestens einem Rind, einem Zuchtschwein, drei anderen Schweinen, drei Schafen oder 20 Stück einer Geflügelart erfaßt (REGIO-STAT, 1996). Der Viehbestand beinhaltet die Anzahl an Rindern, Schweinen, Schafen und Geflügel der landwirtschaftlichen Betriebe in Stück. Vorübergehend nicht besetzte Mastplätze werden mitgezählt. Die Periodizität der Bereitstellung beträgt zwei Jahre, Berichtszeitpunkt ist der 3. Dezember des Vorjahres. Wie bei der Bodennutzungshaupterhebung werden die Tiere derjenigen Gemeinde zugeordnet, in der der viehhaltende Betrieb seinen Betriebssitz hat.

Tab.2-4: Inhalte der Viehzählung auf Gemeindeebene

Viehbestand [Stück] MKRO-Tabelle 141-31	
1. Stufe	**2. Stufe**
Rinder	Milchkühe
Schweine	Mastschweine Zuchtsauen
Schafe	
Legehennen	
Mast- und Schlachtgeflügel	

Rekonstruktion von anonymisierten Daten der Viehzählung

Das Rekonstruktionsverfahren zur Berechnung anonymisierter Daten des Viehbestandes geht von der Annahme aus, daß die Zahl der Tiere in einer Gebietseinheit proportional zur eigenerzeugten Futtergrundlage der Betriebe, d.h. der Anbaufläche von Futterpflanzen ist. Den viehspezifischen Anforderungen an die Futterzusammensetzung entsprechend wurden die Tierarten in zwei Gruppen zusammengefaßt, denen bestimmte Anbauflächen zugeordnet wurden.

1. Rinder, Milchkühe und Zuchtsauen (Rauhfutterfresser)

Futter_1 = Σ (Anbaufläche Rauhfutterpflanzen, Dauergrünland und Runkelrüben)

2. Schweine und Mastschweine (Konzentratfresser)

Futter_2 = Σ (Anbaufläche Wintergerste und Körnermais)

Für das Geflügel und Schafe wurde aufgrund des geringen Anteils am Gesamtwirtschaftsdüngeraufwand auf die Rekonstruktion der anonymisierten Daten verzichtet und die fehlenden Werte durch Null ersetzt. In Schleswig-Holstein und Niedersachsen wurden die Kreiswerte der Viehbestände anteilig der Futterflächen auf die Gemeinden verteilt.

Voraussetzungen für diese Berechnungen sind, daß die Angaben zu den Anbauflächen der einzelnen Futterarten vorliegen und die Daten für alle Tierarten auf Kreisebene vollständig sind. Fehlen innerhalb eines Kreises Werte für eine oder mehrere Vieharten, wurde auf Kreisebene für die jeweilige Angabe das Verhältnis von Viehzahl und Anbaufläche der jeweiligen Futterarten gebildet. Das folgende Beispiel soll den Rechenweg verdeutlichen:

1. Berechnen des Verhältnisses (V_) von Rindern/Milchkühen zu Futter_1 auf Kreisebene

$V_Rind_{Kreis} = Rind_{Kreis} / Futter_1_{Kreis}$

$V_Milchkühe_{Kreis} = Milchkühe_{Kreis} / Futter_1_{Kreis}$

Anschließend wurde dieses Verhältnis mit der entsprechenden Anbaufläche des betreffenden Futters auf Gemeindeebene multipliziert, um einen Wert für die Viehzahl zu erhalten.

2. Rekonstruktion der Viehzahlen auf Gemeindeebene

$Rind_{Gemeinde} = V_Rind_{Kreis} * Futter_1_{Gemeinde}$

$Milchkühe_{Gemeinde} = V_Milchkühe_{Kreis} * Futter_1_{Gemeinde}$

Zur Güte der Berechnungsansätze wurde auch hier der Vergleich mit den Angaben der Viehzahlen des STATISTISCHEN JAHRBUCHS (1994) vorgenommen.

Tab. 2-5: Vergleich der Viehzahlen, summiert für die Gemeinden/Kreise aus den Angaben der Statistischen Landesämter nach Rekonstruktion der anonymisierten Daten, mit den aggregierten Angaben für Deutschland (n. STATISTISCHES JAHRBUCH, 1994)

	Summe der Einzelangaben für die Gemeinden/Kreise (n. STATIST. LANDESÄMTER, 1994) nach Rekonstruktion anonymisierter Angaben [Stück]	Summe Deutschland (n. STATISTISCHES JAHRBUCH, 1994) [Stück]	relativ [%]
	1	2	(1) in % von (2)
Rinder	14 477 324	15 890 000	91.11
Milchkühe	4 758 801	5 312 400	89.58
Schweine	23 177 035	23 737 000	97.64
Mastschweine	8 947 535	9 498 000	94.20
Zuchtsauen	2 547 165	2 613 000	97.48
Schafe[1)]	2 067 211	2 437 000	84.83
Geflügel[1)]	77 882 351	109 878 000	70.88

[1)] ohne Rekonstruktion

Auch hier ist die Anpassung der summierten Viehzahlen nach der Rekonstruktion der anonymisierten Daten an die Angaben aus dem STATISTISCHEN JAHRBUCH für Deutschland insgesamt gut. Für die nicht rekonstruierten Werte zeigt sich eine verminderte Güte, jedoch handelt es sich dabei um Tierarten mit geringer Bedeutung für den Gesamt-Wirtschaftsdüngeraufwand, so daß die Abweichungen tolerierbar sind.

2.1.3 Erntestatistik

Bei der Ernteberichterstattung handelt es sich um die bei der jeweiligen Fruchtart im Durchschnitt je Hektar erzielten Erträge in dt. Die Ergebnisse basieren dabei für Getreide und Kartoffeln auf der Verknüpfung von Ertragsschätzungen durch ehrenamtliche Berichterstatter mit objektiven Ertragsmessungen aus der "Besonderen Ernteermittlung". Dieser liegt ein mathematisches Stichprobenverfahren zugrunde, das auf die genaue Bestimmung des im Landesdurchschnitt erzielten Ertrags ausgerichtet ist. Es erfolgen Messungen auf Flächeneinheiten, die mit Hilfe des Stichprobenverfahrens repräsentativ ausgewählt wurden. Die Ertragsschätzungen stammen von fachkundigen und mit den speziellen Verhältnissen ihres Berichtsbezirks (i. d. R. Gemeinde) gut vertrauten Sachverständigen. Aus deren Angaben

werden unter Beachtung des jeweiligen Anbauumfangs im Berichtsbezirk und unter Berücksichtigung des Landesergebnisses aus der "Besonderen Ernteermittlung" die Werte für Kreise und Regierungsbezirke bestimmt (REGIO-STAT, 1996). Die Erntestatistik wird jährlich erhoben.

Tab. 2-6: Inhalt der Erntestatistik auf Kreisebene

Ertragsstatistik (MKRO-Tabelle 132-31) [dt/ha]	Angaben nach: STATISTISCHES JAHRBUCH [dt/ha]
Winterweizen	Futtererbsen
Roggen	Runkelrüben
Sommergerste	Klee/Kleegras
Wintergerste	Luzerne/Luzernegras
Hafer	Dauergrünland
Körnermais	
Kartoffeln	
Zuckerrüben	
Silomais	
Winterraps	

Den Angaben für die Erträge liegt für Getreide ein Wassergehalt von 14% zugrunde, Rauhfutter wird in Heuwert ermittelt. Fehlende Kreiswerte wurden durch die Landesdurchschnittswerte ersetzt.

2.2 Kartographische Grundlagen

Für die Darstellung der Ergebnisse wurden folgende Karten verwendet:

- **Verwaltungsgrenzenkarte Deutschlands**, 1996, Maßstab 1: 1 000 000, bezogen vom Institut für angewandte Geodäsie (IFAG), Frankfurt/Leipzig im Grid Format.
- **Bodenübersichtskarte Deutschlands**, 1997, Maßstab 1: 1 000 000, bezogen von der Bundesanstalt für Geowissenschaften und Rohstoffe (BGR) in Hannover im Grid Format.
- Karte der **Flußeinzugsgebietsgrenzen Deutschlands**, 1997, Maßstab 1: 1 000 000, bereitgestellt vom Umweltbundesamt (UBA) in Berlin als ARC INFO coverages.
- Modell der **Bodenbedeckung Deutschlands**, CORINE Land Cover, 1997, Maßstab 1: 1 000 000, bezogen vom Statistischen Bundesamt in Wiesbaden als ARC INFO coverages.
- Grenzen der **Naturräumlichen Einheiten Deutschlands**, 1996, Maßstab 1: 1 000 000, bezogen vom Bundesamt für Naturschutz in Bonn als ARC INFO coverages.

3 Berechnung der Flächenbilanzen für Stickstoff und Phosphor

Der N-Bilanzsaldo bezeichnet den N-Überschuß, der sich aus der Summe der flächenbezogenen N-Zufuhren nach Abzug der N-Entzüge auf landwirtschaftlich genutzten Flächen innerhalb eines Jahres ergibt. Nach dem gleichen Prinzip läßt sich der Phosphor-Überschuß auf landwirtschaftlich genutzten Flächen bestimmen. Die folgende Tabelle zeigt eine Übersicht der einzelnen Bilanzglieder einer Stickstoff- bzw. Phosphor-Flächenbilanz.

Tab. 3-1: Übersicht der Bilanzglieder einer Stickstoff- bzw. Phosphor-Flächenbilanz

	Stickstoff-Bilanz		**Phosphor-Bilanz**
	organische N-Düngung		organische P-Düngung
+	mineralische N-Düngung	+	mineralische P-Düngung
+	symbiontische N-Fixierung		
+	atmosphärischer N-Eintrag		
	N-Zufuhr		**P-Zufuhr**
-	**N-Entzug**	-	**P-Entzug**
=	**N-Bilanzsaldo**	=	**P-Bilanzsaldo**

Grundsätzlich erfolgte die Berechnung aller Größen der Phosphorbilanz als **Phosphat** (P_2O_5). Erst das **Ergebnis (P-Bilanzsaldo)** wurde mit dem Faktor 0.44 multipliziert, um den **Phosphor**-Saldo zu erhalten.

Die Saldierung der Nährstoff-Überschüsse erfolgte für die Summe der Anbauflächen der Kulturen in einer Gemeinde, dabei wurden Sonderkulturen wie zum Beispiel Hopfen und Gartenland nicht berücksichtigt, da die Häufigkeit der Angaben zu gering war.

3.1 Zufuhr mit Wirtschaftsdünger

Die N- und P_2O_5-Zufuhr durch organische Düngung wurde über die Multiplikation der Stückzahl jeder Viehart in einer Gemeinde mit dem artspezifischen N- bzw. P_2O_5-Anfall einer Tierart pro Stück berechnet (Tab. 3-2). Von dem Ergebnis wurden für die **Berechnung der organischen N-Zufuhr noch 20 % an Lagerungs-und Ausbringungsverlusten** abgezogen. Für die Ermittlung der organischen P_2O_5-Zufuhr wird kein Verlustfaktor in Ansatz gebracht.

Tab. 3-2: Nährstoffausscheidung landwirtschaftlicher Nutztiere je Stallplatz und Jahr (n. VERWALTUNGSVORSCHRIFT ZUR DVO, 1996)

Viehart	N-Anfall [kg*Stallplatz^{-1}*a^{-1}]	P_2O_5-Anfall [kg*Stallplatz^{-1}*a^{-1}]
Rinder (Maissilage)	40.0	14.0
Milchkühe (Maissilage)	102.0	37.0
Mastschweine (200 kg Zuwachs*a^{-1})	12.0	5.25
Zuchtsauen	24.0	17.0
Schweine (sonstige)	8.0	2.0
Schafe	10.0	3.0
Legehennen (Standard)	0.74	0.41
Masthühner (Standard)	0.29	0.16

Die Nährstoffgehalte tierischer Ausscheidungen unterscheiden sich je nach Produktionsverfahren. Da für die betrachteten Einheiten (Gemeinden/Kreise) jedoch keine landwirtschaftlichen Statistiken über Aufzucht- und Halteverfahren vorliegen, waren die Angaben zum Nährstoffanfall der einzelnen Vieharten nicht weiter zu differenzieren.

Die N- bzw. P_2O_5-Zufuhr mit Wirtschaftsdünger berechnete sich somit folgendermaßen:

[3.1] $$N_{org} = \frac{1}{LF} * \sum_i (NA_i * Anz_i) * 0,8$$

[3.2] $$P_2O_{5org} = \frac{1}{LF} * \sum_i (P_2O_5A_i * Anz_i)$$

N_{org} = Zufuhr mit Wirtschaftsdüngern einer(s) Gemeinde/Kreises [kg N * ha LF^{-1} *a^{-1}]

NA_i = spezifischer N-Anfall einer Viehart gemäß Tab. 3-2 [kg N * Stück^{-1} *a^{-1}]

P_2O_{5org} = Zufuhr mit Wirtschaftsdüngern einer(s) Gemeinde/Kreises [kg P_2O_5 * ha LF^{-1} *a^{-1}]

$P_2O_5A_i$ = spezifischer P_2O_5-Anfall einer Viehart gemäß Tab. 3-2 [kg P_2O_5 * Stück^{-1} *a^{-1}]

Anz_i = Anzahl der Viehart [Stück]

i = betrachtete Tierarten gemäß Tab. 3-2

0,8 = Faktor für Lagerungs- und Ausbringungsverluste

LF = landwirtschaftliche Nutzfläche einer(s) Gemeinde/Kreises [ha]

3.2 Zufuhr mit Mineraldünger

Über die Ausbringung von Handelsdünger sind für die betrachteten regionalen Einheiten keine Statistiken vorhanden. Daher erfolgte die Berechnung der N- und P_2O_5-Zufuhr mit mineralischen Düngemitteln für jede Gemeinde indirekt über eine Funktion, die den kulturartspezifischen N-Gesamtbedarf der angebauten Feldfrüchte in Abhängigkeit der N- und P_2O_5-Entzüge mit dem Erntegut und unter Anrechnung der organischen Düngung ermittelt (WENDLAND ET AL., 1993).

Für die P_2O_5-Zufuhr mit mineralischen Düngemitteln dagegen existiert keine solche Ertragsfunktion. Sie wurde aus diesem Grunde mit Hilfe von Angaben des KTBL-Datenblattes, "Daten zur Betriebsplanung" (KTBL, 1995) erstellt. Nach dem Vorbild der Ertragsfunktion für Stickstoff wurde dabei für Phosphat ebenfalls eine ertragsabhängige Funktion $y = f(Ertrag)$ in Form einer Geradengleichung konzipiert. Die Anrechnung des Phosphats in organischen Düngern auf den P_2O_5-Gesamtbedarf wurde durchgängig mit 100% angesetzt und daher in Tabelle 3-3 nicht separat ausgewiesen.

Tab. 3-3: N- bzw. P_2O_5-Gesamtbedarf der Kulturen (n. VERWALTUNGSVORSCHRIFT ZUR DVO, 1996, WENDLAND ET AL., 1993, KTBL, 1995) und Anrechnung des organischen N-Düngers zur Ermittlung der mineralischen N- bzw P_2O_5-Düngung

Fruchtart	N-Gesamtbedarf [kg N * ha LF^{-1} * a^{-1}] als Funktion des Ertrages E [dt * ha^{-1} * a^{-1}]	Anrechnung des N in org. Düngern auf den N-Gesamtbedarf [%]	P_2O_5-Gesamtbedarf [3] [kg P_2O_5 * ha LF^{-1} * a^{-1}] als Funktion des Ertrages E [dt * ha^{-1} * a^{-1}]
Winterweizen	2.5 * E	20	1.0 * E + 10
Roggen	2.0 * E + 20	20	1.0 * E + 10
Wintergerste	2.0 * E + 20	20	1.0 * E + 10
Sommergerste	1.0 * E + 40	20	1.0 * E + 10
Hafer	1.0 * E + 40	20	1.0 * E + 10
Körnermais	2.0 * E + 40	40	1.0 * E + 10
Hülsenfrüchte	160	30	1.0 * E + 10
Kartoffeln	0.2 * E + 70	40	0.2 * E + 15
Zuckerrüben	0.2 * E + 80	40	0.2 * E + 20
Runkelrüben	0.25 * E	40	0.1 * E + 20
Klee[1]	1.5 * E + 80	30	0.2 * E + 20
Luzerne[1]	1.5 * E + 80	30	0.2 * E + 20
Ackerwiese[1]	3.0 * E	30	0.4 * E - 20
Silomais	0.4 * E - 40	40	0.2 * E - 20
Winterraps	5.0 * E + 60	40	2.0 * E + 10
Dauergrünland	2.7 * E - 72	30	0.1 * E - 10
Gemüse[2]	250	--	40
Rebland[2]	100	--	10

[1] Ertrag in Heuwerten.
[2] Mineralische Düngung = N-Gesamtbedarf, da keine Erträge ausgewiesen werden und i.d.R. keine organische N-Düngung erfolgt.
[3] Die Anrechnung des P_2O_5 in organischen Düngern wird durchgängig mit 100% angesetzt.

Anschließend wurde zuerst die kulturartspezifische Menge an organischer Düngung berechnet. Dabei galt, daß einzelne Kulturartengruppen unterschiedlich hohe Anteile der organischen Düngung erhielten, um die Verteilung des Wirtschaftsdüngers in der Praxis nachzubilden. Winterweizen, Roggen, Winter- und Sommergerste, Hafer, Futtererbsen, Zuckerrüben und Winterraps erhielten dabei den einfachen Teil (AF1), die Kulturen Kartoffeln, Klee, Luzerne und Ackerwiese/-weide den doppelten (AF2) und Runkelrüben, Silo- und Körnermais sowie Dauergrünland die vierfache Menge (AF3) an organischer Düngung.

$$[3.3] \quad N_{org\ i} = N_{org} * \frac{1}{AF1 + (2 * AF2) + (4 * AF3)} * F$$

$$[3.4] \quad N_{min} = \frac{1}{LF} * \sum_{i} (AF_i * (NB_i - (N_{org\ i} * Nutzgrad_i)))$$

$N_{org\ i}$ = kulturartspezifische organische Düngung einer(s) Gemeinde/Kreises [kg N * ha LF^{-1} *a^{-1}]

N_{org} = Zufuhr mit Wirtschaftsdüngern einer(s) Gemeinde/Kreises [kg N * ha LF^{-1} *a^{-1}] n. Gleichung [3.2]

AF1 = Summe der Anbaufläche der Kulturen Winterweizen, Roggen, Winter- und Sommergerste, Hafer, Futtererbsen, Zuckerrüben und Winterraps [ha]

AF2 = Summe der Anbaufläche der Kulturen Kartoffeln, Klee, Luzerne und Ackerwiese/-weide [ha]

AF3 = Summe der Anbaufläche der Kulturen Dauergrünland, Runkelrüben, Silo- und Körnermais [ha]

F = Faktor der kulturartspezifischen organischen Düngungsintensität, F = 1 für Kulturen in AF1, F = 2 für Kulturen in AF2, F = 4 für Kulturen in AF4

N_{min} = mineralische N-Zufuhr einer(s) Gemeinde/Kreises [kg N * ha LF^{-1} *a^{-1}]

AF_i = Anbaufläche der Kulturart [ha]

NB_i = N-Bedarf der Kultur gemäß Tab. 3-3 [kg N * ha LF^{-1} *a^{-1}]

$Nutzgrad_i$ = Anrechnungsgrad der organischen Düngung gemäß Tab. 3-3 [%]

LF = landwirtschaftliche Nutzfläche einer(s) Gemeinde/Kreises [ha]

i = betrachtete Kulturarten gemäß Tab. 3-3

$$[3.5] \quad P_2O_{5org\ i} = P_2O_{5org} * \frac{1}{AF1 + (2 * AF2) + (4 * AF3)} * F$$

$$[3.6] \quad P_2O_{5min} = \frac{1}{LF} * \sum_{i} (AF_i * (P_2O_5B_i - P_2O_{5org\ i}))$$

P_2O_{5org} = kulturartspezifische organische Düngung einer(s) Gemeinde/Kreises [kg P_2O_5 * ha LF^{-1} *a^{-1}]

P_2O_{5org} = Zufuhr mit Wirtschaftsdüngern einer(s) Gemeinde/Kreises [kg P_2O_5 * ha LF^{-1} *a^{-1}] n. Gleichung [3.2]

AF1 = Summe der Anbaufläche der Kulturen Winterweizen, Roggen, Winter- und Sommergerste, Hafer, Futtererbsen, Zuckerrüben und Winterraps [ha]

AF2 = Summe der Anbaufläche der Kulturen Kartoffeln, Klee, Luzerne und Ackerwiese/-weide [ha]

AF3 = Summe der Anbaufläche der Kulturen Dauergrünland, Runkelrüben, Silo - und Körnermais [ha]

F = Faktor der kulturartspezifischen organischen Düngungsintensität, F = 1 für Kulturen in AF1, F = 2 für Kulturen in AF2, F = 4 für Kulturen in AF4

P_2O_{5min} = mineralische P_2O_5-Zufuhr einer(s) Gemeinde/Kreises [kg P_2O_5* ha LF^{-1} *a^{-1}]

Af_i = Anbaufläche der Kulturart [ha]

$P_2O_5B_i$ = P_2O_5-Bedarf der Kultur gemäß Tab. 3-3 [kg P_2O_5 * ha LF^{-1} *a^{-1}]

LF = landwirtschaftliche Nutzfläche einer(s) Gemeinde/Kreises [ha]

i = betrachtete Kulturarten gemäß Tab. 3-3

3.3 Symbiontische N-Fixierung

Die symbiontische N-Bindung durch Leguminosen wurde aus der Summe der Anbauflächen der Leguminosen (Futtererbsen, Klee, Luzerne und Dauergrünland) multipliziert mit der spezifischen N-Fixierungsleistung (nach VERWALTUNGSVORSCHRIFT ZUR DVO, 1996) berechnet.

Tab. 3-4: N-Bindung der Leguminosen (n. VERWALTUNGSVORSCHRIFT ZUR DVO, 1996)

Leguminosenarten	N-Bindung [kg N *ha^{-1} *a^{-1}]
Erbsen	176
Luzerne	285
Klee (Rotklee)	235
Grünland	30

$$[3.7] \quad N_{fix} = \frac{1}{LF} * \sum_{i} (AF_i * N_{bind\ i})$$

N_{fix} = gesamte N- Fixierung der Leguminosen einer(s) Gemeinde/Kreises [kg N * ha LF^{-1} *a^{-1}]

$N_{bind\ i}$ = N-Bindung der jeweiligen Leguminose [kg N * ha^{-1}] gemäß Tab. 3-4

AF_i = Anbaufläche der Leguminose [ha]

LF = landwirtschaftliche Nutzfläche einer(s) Gemeinde/Kreises [ha]

i = betrachtete Kulturarten gemäß Tab. 3-4

3.4 Atmosphärischer Stickstoff-Eintrag

Die atmosphärischen Stickstoff-Einträge wurden einheitlich für die gesamte BRD mit 20 kg N * ha^{-1}* a^{-1} angesetzt.

Exkurs: Regional differenzierte Schätzung des atmosphärischen N-Eintrags

In den bisher durchgeführten N-Bilanzierungen für einzelne Regionen oder das gesamte Bundesgebiet wurde – mangels besserer Daten - stets mit einem konstanten, räumlich nicht differenzierten Wert für die Höhe der atmosphärischen Stickstoff-Deposition gerechnet. Mit der Untersuchung von GAUGER et al. (1997) „Kartierung kritischer Belastungskonzentrationen und –raten für empfindliche Ökosysteme in der Bundesrepublik Deutschland und anderen ECE-Ländern“ (UBA-Forschungsvorhaben 106 01 061) steht jetzt erstmalig eine Karte der N-Gesamtdeposition mit hoher räumlicher Auflösung für das Bundesgebiet zur Verfügung - den Autoren ist an dieser Stelle für die freundliche Überlassung der Daten und die

gute Zusammenarbeit sehr herzlich zu danken. Die Schätzungen der N-Gesamtdepositionsraten basieren methodisch auf einer Kombination

i) der **Naß**depositionsraten (NH_4-N und NO_3-N, Basisjahre 1991/93), die unabhängig von der Landnutzung zwischen den Meßstationen interpoliert wurden (Bearbeitung: E.P. van Leeuwen and J.A. van Jaarsfeld, RIVM, Bilthoven, Niederlande); und der

ii) der **trockenen** Deposition (NH_x und NO_y, Bezugsjahr 1993), die in Abhängigkeit von der Landnutzung mittels des Widerstandsmodells EDACS modelliert wurde (GAUGER et al. 1997).

Die Ergebnisse sind zur N-Gesamtdeposition für das Bezugsjahr 1993 zusammengefaßt, dargestellt flächendeckend für das Bundesgebiet mit einer räumlichen Auflösung im 2 x 2 km-Raster.

Als Ergebnis der Untersuchung von GAUGER et al. (1997) wird eine N-Gesamtdeposition von rd. 17 kg N * ha^{-1}* a^{-1} im Mittel aller Nutzungen in Deutschland 1993 ermittelt. Für die **Landwirtschafts-,** Siedlungs- und sonstigen **Flächen** (alle Nicht-Waldflächen) ergibt sich eine **durchschnittliche Gesamtdeposition von rd. 13 kg N * ha^{-1}* a^{-1}**; der mittlere Quartilsbereich von 25 % und 75 % liegt zwischen rd. **11 und 15 kg N * ha^{-1}* a^{-1}**. Für die Bilanzierung der N-Bilanzüberschüsse in der Landwirtschaft ergeben sich daraus zwei Schlußfolgerungen:

1) Im Bezugsjahr 1993 liegt die atmosphärische N-Gesamtdeposition auf Landwirtschaftsflächen mit ca. 13 kg N * ha^{-1}* a^{-1} um ca. 7 kg N * ha^{-1}* a^{-1} niedriger, als in der hier vorgestellten Bilanzierung angesetzt wurde. Der N-Bilanzüberschuß 1995 wird daher tendenziell um diesen Betrag überschätzt

2) Die räumliche Varianz der atmosphärische N-Gesamtdeposition auf Landwirtschaftsflächen ist mit ca. +/- 3 kg N * ha^{-1}* a^{-1} relativ gering.

Die Größenordnung der möglichen Fehler bezüglich der Höhe bzw. regionalen Verteilung der N-Bilanzüberschüsse, die durch die Nichtberücksichtigung der vorstehenden Ergebnisse auftreten können, ist allerdings relativ klein im Vergleich zu den übrigen Fehlereinflüssen, die bei einer regional differenzierten N-Bilanzierung auftreten können (s. Kap. 3.9).

Auf eine Neuberechnung der N-Bilanzüberschüsse von Landwirtschaftsflächen unter Verwendung der Daten zur regional differenzierten N-Deposition von GAUGER et al. (1997) wurde daher zum einen aus arbeitstechnischen Gründen verzichtet, zum anderen wird dadurch die methodische Vergleichbarkeit der Ergebnisse der hier durchgeführten N-Bilanzierung mit früheren Arbeiten für das Bundesgebiet (u.a. BACH 1987, BECKER 1996, WENDLAND et al. 1993) gewährleistet.

3.5 Gesamtzufuhr

Die gesamte N-Zufuhr für die betrachteten Gebietseinheiten setzt sich demnach aus den folgenden Größen zusammen:

$$[3.8] \quad N_{zuf} = N_{org} + N_{min} + N_{fix} + N_{atm}$$

N_{zuf} = gesamte N- Zufuhr einer(s) Gemeinde/Kreises [kg N * ha LF^{-1} *a^{-1}]

N_{org} = organische N- Düngung einer(s) Gemeinde/Kreises [kg N * ha LF^{-1} *a^{-1}]

N_{min} = mineralische N- Düngung einer(s) Gemeinde/Kreises [kg N * ha LF^{-1} *a^{-1}]

N_{fix} = N- Fixierung der Leguminosen einer(s) Gemeinde/Kreises [kg N * ha LF^{-1} *a^{-1}]

N_{atm} = atmosphärische N-Einträge einer(s) Gemeinde/Kreises [kg N * ha LF^{-1} *a^{-1}]

Die Bilanzglieder „symbiontische Fixierung" durch Leguminosen und „atmosphärische Einträge" entfallen für die P_2O_5-Bilanzierung. Danach erechnet sich die gesamte P_2O_5-Zufuhr für die betrachteten Gebietseinheiten folgendermaßen:

$$[3.9] \quad P_2O_{5zuf} = P_2O_{5org} + P_2O_{5min}$$

P_2O_{5zuf}= gesamte P_2O_5- Zufuhr einer(s) Gemeinde/Kreises [kg P_2O_5 * ha LF^{-1} *a^{-1}]

P_2O_{5org} = organische P_2O_5- Düngung einer(s) Gemeinde/Kreises [kg P_2O_5 * ha LF^{-1} *a^{-1}]

P_2O_{5min} = mineralische P_2O_5- Düngung einer(s) Gemeinde/Kreises [kg P_2O_5 * ha LF^{-1} *a^{-1}]

3.6 Entzug mit dem Erntegut

Die Menge des mit dem Erntegut von der Fläche entzogenen Stickstoffs und Phosphats errechnete sich aus der Summe der Erträge der jeweiligen Kulturarten multipliziert mit dem N- bzw. P_2O_5-Gehalt der betreffenden Frucht (Tab. 3-5).

Tab. 3-5: Mittlere Stickstoff- und Phosphatgehalte im Erntegut (n. VERWALTUNGSVORSCHRIFT ZUR DVO, 1996)

Fruchtart	mittlere N-Gehalte im Erntegut [kg N * dt^{-1}]	mittlere P_2O_5-Gehalte im Erntegut [kg P_2O_5 * dt^{-1}]
Winterweizen	1.8	0.8
Roggen	1.5	0.8
Wintergerste	1.7	0.8
Sommergerste	1.7	0.8
Hafer	1.5	0.8
Erbsen	3.6	1.1
Klee/Kleegras	0.55	0.13
Luzerne/Luzernegras	0.6	0.14
Raps	3.3	1.8
Kartoffeln	0.35	0.14
Zuckerrüben	0.18	0.1
Runkelrüben	0.14	0.07
Körnermais	1.5	0.8
Ackerwiese/-weide	0.48	0.16
Silomais	0.38	0.16
Dauergrünland	2.2	0.7
Rebland	0.25	0.1
Gemüse	2.0	0.4

Der gesamte N- bzw. P_2O_5-Entzug mit dem Erntegut berechnet sich dann nach folgender Gleichung:

$$[3.10] \quad N_{ent} = \frac{1}{LF} * \sum_i (AF_i * E_i * N_{gehalt\ i})$$

$$[3.11] \quad P_2O_{5ent} = \frac{1}{LF} * \sum_i (AF_i * E_i * P_2O_{5gehalt\ i})$$

N_{ent} = gesamter N- Entzug einer(s) Gemeinde/Kreises [kg N * ha LF^{-1} * a^{-1}]

$N_{gehalt\ i}$ = N-Gehalt der jeweiligen Kulturart [kg N * dt^{-1}] gemäß Tab. 3-5

P_2O_{5ent}= gesamter P_2O_5- Entzug einer(s) Gemeinde/Kreises [kg P_2O_5 * ha LF^{-1} * a^{-1}]

$P_2O_{5gehalt\ i}$ = P_2O_5-Gehalt der jeweiligen Kulturart [kg P_2O_5 * dt^{-1}] gemäß Tab. 3-5

AF_i = Anbaufläche der Kulturart [ha]

LF = landwirtschaftliche Nutzfläche einer(s) Gemeinde/Kreises [ha]

i = betrachtete Kulturarten gemäß Tab. 3-5

3.7 Bilanzüberschuß

Die Differenz zwischen den Bilanzgliedern N-Zufuhr und N-Entzug ergab den rechnerischen Bilanzüberschuß (ergebnisse s. Kap. 4).

[3.12] $N_{Saldo} = N_{zuf} - N_{ent}$

N_{Saldo} = N-Bilanzüberschuß (Saldo) einer(s) Gemeinde/Kreises [kg N * ha LF^{-1} *a^{-1}]

N_{zuf} = gesamte N- Zufuhr einer(s) Gemeinde/Kreises [kg N * ha LF^{-1} *a^{-1}] n. Gleichung [3.8]

N_{ent} = gesamter N- Entzug einer(s) Gemeinde/Kreises [kg N * ha LF^{-1} *a^{-1}] n. Gleichung [3.10]

Eine mögliche Änderung des Stickstoffvorrats im Boden durch Mineralisations- oder Immobilisationsvorgänge blieb hierbei unberücksichtigt.

Die Differenz zwischen den Bilanzgliedern P_2O_5-Zufuhr und P_2O_5-Entzug ergab den rechnerischen **P_2O_5-Bilanzüberschuß**. Das Ergebnis wurde anschließend mit dem Faktor 0.44 multipliziert, um den **P-Bilanzüberschuß** pro Hektar Landwirtschaftsfläche in den Gemeinden/Kreisen zu erhalten.

[3.13] $P_2O_{5Saldo} = P_2O_{5zuf} - P_2O_{5ent}$

[3.14] $P_{saldo} = P_2O_{5bil} * 0.44$

P_2O_{5Saldo} = P_2O_5-Bilanzüberschuß (Saldo) einer(s) Gemeinde/Kreises [kg P_2O_5 * ha LF^{-1} *a^{-1}]

P_2O_{5zuf}= gesamte P_2O_5- Zufuhr einer(s) Gemeinde/Kreises [kg P_2O_5 * ha LF^{-1} *a^{-1}] n. Gleichung [3.9]

P_2O_{5ent}= gesamter P_2O_5- Entzug einer(s) Gemeinde/Kreises [kg P_2O_5 * ha LF^{-1}*a^{-1}] n. Gleichung [3.11]

P_{Saldo} = P-Bilanzüberschuß (Saldo) einer(s) Gemeinde/Kreises [kg P * ha LF^{-1} *a^{-1}]

3.8 Auswertung der Bilanzüberschüsse für die Flußeinzugsgebiete

Im letzten Schritt der Bilanzierung erfolgte die Ermittlung der Nährstoff-Überschüsse für die einzelnen Flußeinzugsgebiete in Deutschland für das Jahr 1995. Dabei wurden die berechneten N- und P-Salden auf der Landwirtschaftsfläche für jedes der insgesamt 457 Flußeinzugsgebiete aufsummiert - die Ergebnisse sind detailliert im Kap. 4 dargestellt. Für Gemeinden, die in zwei oder mehreren Einzugsgebieten liegen, gingen die Salden für jedes Einzugsgebiet flächenanteilig in die Berechnung ein.

3.9 Fehlerabschätzung und Sensitivitätsbetrachtung

Die Berechnung von regional differenzierten Bilanzüberschüssen stützt sich teilweise auf Daten bzw. Annahmen, die in mehr oder weniger großem Umfang fehlerbehaftet sein können, d.h. deren wahrer Wert nur mit relativ geringer Präzision geschätzt werden kann. Größere Fehler in der Bilanzierung können insbesondere durch die im folgenden aufgeführten Punkte verursacht werden:

- Das Verfahren zur Schließung von Datenlücken, die durch die **Anonymisierung** in der Agrarstatistik auftreten, kann zwangsläufig die fehlenden Angaben nur mit eingeschränkter Genauigkeit rekonstruieren. Der Fehler, der dadurch im Einzelfall (Kreis/Gemeinde) eintritt, kann nur qualitativ geschätzt werden; die Fehlergrößenordnung, die dadurch im Bundesgebiet insgesamt verursacht wird, kann aus den Tabellen 2-3 und 2-5 beurteilt werden.

- Die **Agrarstatistik** folgt dem sogenannten „**Betriebsprinzip**", d.h. alle Zufuhr- und Entzugsgrößen einer Nährstoffbilanz werden derjenigen territorialen Einheit zugeschrieben, in der der Landwirtschaftsbetrieb seinen Betriebssitz hat – unabhängig davon, wo die Landwirtschaftsflächen tatsächlich liegen. Dies kann zu Verfälschungen des N- bzw. P-Überschusses in einzelnen Gebieten führen (s. a. Vorbemerkung zu Kap. 4.2), wobei mit jeder Unterschätzung in einer Bezugseinheit eine Überschätzung in einer (oder mehreren) anderen Bezugseinheit(en) korrespondiert. Durch diese Fehler kann der Vergleich zwischen verschiedenen Regionen verzerrt werden, die Höhe des N- bzw. P-Überschusses im Bundesgebiet insgesamt ist davon jedoch nicht betroffen.

- Die „**Nährstoffzufuhr mit Mineraldüngern**" stellt im Regelfall die bedeutendste Bilanzposition dar. Zu dieser Größe sind jedoch keine statistischen Primärdaten auf Gemeinde- oder Kreisebene vorhanden. Die Höhe der Mineraldüngung muß daher für die einzelnen räumlichen Bezugseinheiten aus anderen Größen (Nährstoffbedarf der Feldfrüchte, Wirtschaftsdüngermenge) abgeleitet werden. Dadurch können in einzelnen Fällen nicht unerhebliche Schätzfehler und Verzerrungen zwischen Bezugseinheiten entstehen. (Im Durchschnitt des Bundesgebietes gleichen sich diese Fehler jedoch wieder aus, sofern die Summe der berechneten N- und P-Mineraldüngermengen in den Gemeiden/Kreisen mit den beiden entsprechenden statistischen Angaben auf Bundesebene übereinstimmt).

- Die Nährstoffzufuhr mit **Sekundärrohstoff-Düngern** (Komposte aus Siedlungsabfällen, Klärschlamm) wird in der Bilanzierung nicht berücksichtigt (mangels regional differenzierter Angaben zur Menge der Sekundärrohstoff-Dünger, die in der Landwirtschaft verwertet

werden). Bezogen auf das gesamte Bundesgebiet wird dadurch der Bilanzüberschuß 1995 im Mittel um ca. 4 kg N/ha LF bzw. 2 kg P/ha LF unterschätzt.

Sensitivitätsbetrachtung

Für die aufgeführten Fehlereinflüsse läßt sich die Größe des zufälligen bzw. systematischen Fehlers, mit dem eine Bilanzgröße ermittelt wird, nicht genauer eingrenzen. Das gleiche gilt auch für die übrigen (i.d.R. agrarstatistischen) Eingangsdaten einer N- und P-Bilanzierung. Die Berechnung von Konfidenzintervallen bzw. Standardschätzfehlern für die Ergebnisvariablen ist aus diesem Grund nicht möglich. Für derartigen Situationen kann hilfsweise mittels einer **Sensitivitätsanalyse** zumindest tendenziell dargestellt werden, in welcher Richtung bzw. wie stark sich eine Zielvariable (hier: der N- bzw. P-Bilanzüberschuß) bei definierter Variation einer Eingangsvariablen (z.B. um +/- 10 % gegenüber dem Ausgangswert) unter ceteris-paribus-Bedingungen verändert - mit anderen Worten, wie empfindlich das Ergebnis auf Veränderungen von einzelnen Eingangsgrößen reagiert.

Aus arbeitstechnischen Gründen wurde eine derartige Sensitivitätsanalyse nicht für alle Gemeinden/Kreise separat durchgeführt, sondern nur für den N- und P-Überschuß im Mittel des Bundesgebiets. Die Angaben in der Tab. 3-6 zeigen somit die mögliche Variabilität des Ergebnisses im Bundesdurchschnitt; für die räumlichen Bezugseinheiten der Bilanzierung ergeben sich im Einzelfall davon abweichende Sensitivitäten (Prinzip: je niedriger der Absolutwert des N- bzw. P-Überschusses, desto höher die relative Sensitivität dieses Wertes).

Die Sensitivität des P-Bilanzüberschusses gegenüber Variationen der Eingangsvariablen ist insgesamt deutlich höher als die Sensitivität des N-Überschusses. Tab. 3-6 verdeutlicht, daß die mögliche Fehlbestimmungen der Variablen „Ernteentzug", „Mineraldünger-Absatzmenge" sowie „Wirtschaftsdünger" in dieser Reihenfolge den größten Einfluß auf das Ergebnis ausüben. Für alle drei Bilanzgrößen reagiert die Höhe des N-Bilanzüberschusses auf eine Veränderung dieser Zufuhr- bzw. Entzugsgrößen ungefähr im Verhältnis 1 : 1 , beim P-Überschuß sogar im Verhältnis 1 : 3 bis 1 : 2 .

Mit Hilfe der Sensitivitätsbetrachtung läßt sich die **mögliche Fehlergröße der Bilanzüberschüsse** zumindest halbquantitativ abschätzen: Wenn man von der Annahme ausgeht, daß (a) sowohl die Mengen- bzw. Gehaltsangaben der statistischen Datenquellen für alle Eingangsgrößen, als auch (b) die übrigen geschätzten oder rekonstruierten Daten um nicht mehr als +/- 10 % vom wahren Wert abweichen, dann wird das Ergebnis zum N-Überschuß ebenfalls höchstens ca. +/-10 % vom wahren Wert differieren, der P-Überschuß um ca. +/- 20 %.

Tab. 3-6: Sensitivität der Größe „Bilanzüberschuß" einer N- und P-Flächenbilanz (bezogen auf den Überschuß der Gemeinde/Kreise im Mittel des Bundesgebiets)

Bei einer Variation der Bilanzgröße ... (bzw. der Daten, aus denen sie ermittelt wird) *um +/- 10 %*	**verändert sich der**	
	STICKSTOFF-	**PHOSPHOR-**
	Bilanzüberschuss *um ...* %	
Zufuhr mit Mineraldünger (Absatzmenge)	+/- 11,9 %	+/- 20,5 %
Zufuhr mit Wirtschaftsdünger (Menge bzw. Nährstoffgehalt)	+/- 7,8 %	+/- 19,4 %
Atmosphärischer N-Eintrag (Depositionsmenge pro ha LF)	+/- 2,3 %	
Legume N-Bindung (Leguminosen-Anbaufläche bzw. spezifische N-Fixierungsleistung pro Hektar)	+/- 1,2 %	
Entzug mit dem Erntegut	-/+ 13,8 %	-/+ 29,9 %

Bei der Interpretation von Bilanzüberschußwerten sollte die Größenordnung der möglichen Fehler stets im Auge behalten werden. Eine Abweichung von ca. +/- 10 % (N) und ca. +/- 20 % (P) bedeutet in absoluten Zahlen, daß der **N-Überschuß** nur mit einer **Genauigkeit** von ca. **+/- 10 kg N/ha LF** und der **P-Überschuß** von ca. **+/- 5 kg P/ha LF** berechnet wird. Die **Ergebnisangaben erfolgen also nur mit einer signifikanten Stelle!** Diskussionen über Unterschiede der Bilanzüberschußwerte zwischen zwei Bezugseinheiten, die kleiner als diese Fehlermargen sind, entbehren der sachlichen Grundlage (zur Interpretation der Ergebniskarten s.a. Kap. 4.2).

Weitere Hinweise auf die Plausibilität der Ergebnisse von Stickstoff-Flächenbilanzen, die auf der Basis von statistischen Daten berechnet werden, gibt ein Vergleich zwischen empirisch und statistisch ermittelten N-Bilanzüberschüssen (BACH und FREDE, 1996). Den Autoren zufolge trat im Mittel von rund 30 Gemeinden kein systematischer Fehler des N-Überschusses auf, der Betrag der Differenzen zwischen empirischen und berechneten N-Überschüssen lag bei rd. 25 kg N/ha LF. Im Hinblick auf die hier vorliegende Untersuchung kann daraus die Schlußfolgerung gezogen werden, daß die berechneten N-Bilanzüberschüsse für die meisten Gemeinden/Kreise wahrscheinlich um nicht mehr als ca. +/- 25 kg N/ha LF vom „wahren" Wert abweichen werden.

4 Ergebnisse der Stickstoff- und Phosphor-Bilanzierung

4.1 Bilanzüberschüsse 1995

Der Überschuß der Stickstoff-Flächenbilanz beläuft sich 1995 im Mittel aller Gemeinden/ Kreise Deutschlands auf 87 kg N * ha LF^{-1} *a^{-1}, der Phosphor-Bilanzüberschuß beträgt im Mittel 7 kg P * ha LF^{-1}*a^{-1}. Die Mittelwerte (LF-gewichtet) und Standardabweichungen der einzelnen Bilanzgrößen zeigt Tabelle 4-1.

Tab. 4-1: Mittelwerte und Standardabweichungen der *regional differenzierten Flächenbilanz 1995* für die Nährstoffe Stickstoff und Phosphor in Deutschland

Bilanzgrößen	STICKSTOFF		PHOSPHOR	
	Mittel [kg N* ha LF^{-1} *a^{-1}]	Standardabw.	Mittel [kg P* ha LF^{-1} *a^{-1}]	Standardabw.
organische Düngung	67.4	63.5	13.6	12.5
Mineraldüngung	103.4	34.2	14.4	8.7
symbiont N-Fixierung	15.1	9.5	-	-
Zufuhr gesamt	206.2	44.1	27.9	9.6
Entzug	119.5	15.0	20.9	1.8
Saldo (Überschuß)	**86.6**	44.6	**7.0**	9.2
Anzahl Gemeinden/Kreise	7602			
bilanzierte LF [ha]	17 324 560			

Der berechnete N-Saldo von 87 kg N* ha LF^{-1} *a^{-1} für das Jahr 1995 steht dabei im Einklang mit den Angaben einer Untersuchung von BACH ET AL. (1997), die den N- und P-Überschuß in Deutschland mit ähnlicher Methodik, aber unter Verwendung von aggregierten Daten für das Bundesgebiet (d. h. ohne regionale Differenzierung), berechnet haben. Die Vergleichsergebnisse von BACH ET AL. (1997) zeigt Tabelle 4-2.

Tab. 4-2: Bilanzgrößen einer *nationalen Flächenbilanz*[1] der Elemente Stickstoff und Phosphor in Deutschland 1995 (n. BACH ET AL, 1997)

Bilanzgrößen	STICKSTOFF [kg N*ha LF^{-1}*a^{-1}]	PHOSPHOR [kg P*ha LF^{-1}*a^{-1}]
Mineraldüngung	96	11
Wirtschaftsdünger	62	14
Atmosphärischer Eintrag	20	-
Legume N-Bindung	11	-
Ernteentzug	103	20
Saldo (Überschuß)[2] [3]	**87**	**6**

[1] i. e. unter Verwendung von aggregierten Daten für das Bundesgebiet, d. h. ohne regionale Differenzierung
[2] Bezugsfläche: 17 Mio ha LF (einschl. Bracheflächen)
[3] Differenzen zwischen summierten Bilanzgrößen und Saldo sind durch Rundungsfehler bedingt.

4.2 Kartendarstellungen der Stickstoff- und Phosphor-Bilanzüberschüsse

Die Ergebnisse der Bilanzierung für die Nährstoffe Stickstoff und Phosphor liegen als digitale Rasterkarten (100 x 100 m) vor. Ungeachtet dessen, daß die Ergebnisse für die meisten Länder auf Gemeindeebene (s. Tab. 2-1) vorliegen, erfolgte die **Kartendarstellung** der berechneten Bilanzüberschüsse einheitlich für alle sechzehn Bundesländer auf **Kreisebene.** Dafür sprechen zwei Gründe:

- Bei einem Vergleich zwischen Gebieten mit räumlicher Auflösung nach Gemeinden vs. Auflösung nach Kreisen würde das Kartenbild den Eindruck über die regionale Varianz der N- und P-Überschüsse verfälschen.
- Aufgrund der Erhebung der Agrarstatistik nach dem sogenannten "Betriebsprinzip" (Kap. 2.1.1) werden die Viehbestände (und damit auch der Wirtschaftsdünger-Anfall) derjenigen Gemeinde zugeschrieben, in der der Landwirtschaftsbetrieb seinen Sitz hat. Dieser Wirtschaftsdünger wird u.U. jedoch nur teilweise auf Flächen ausgebracht, die zu der gleichen Gemeinde gehören. Ein Teil des Wirtschaftsdüngers kann in der Realität vielmehr Flächen zugeführt werden, die in einer anderen - häufig der benachbarten - Gemeinde liegen, was jedoch der Statistik nicht zu entnehmen ist. Die rechnerische Höhe der Wirtschaftsdüngung ist somit für beide Gemeinden gegenüber dem wahren Wert (dem Mittel aus beiden Gemeinden) verzerrt. Da eine hohe/niedrige Wirtschaftsdüngung im Regelfall auch mit einem hohen/niedrigen N- bzw. P-Überschuß korrespondiert, ist folglich auch die Zielgröße für beide Gebietseinheiten verzerrt.

Im Kartenbild kommt dieser Sachverhalt darin zum Ausdruck, daß vielfach eine Gemeinde mit einem N- bzw. P-Überschuß in der höchsten Klasse unmittelbar an eine Gemeinde mit einem Überschußwert in der niedrigsten Klasse angrenzt. Tritt das in einer Region auf, in der ansonsten keine nennenswerten Unterschiede in den natürlichen Standortverhältnissen bzw. in der Betriebsstruktur zwischen diesen beiden Gemeinden vorhanden sind, dann ist davon auszugehen, daß die Diskrepanz auf die skizzierten Ursachen zurückzuführen ist. Bei einer Darstellung der Ergebnisse gemittelt auf Kreisebene treten derartige Erscheinungen nicht mehr auf.

Kartendarstellung

Die berechneten N- und P-Bilanzüberschüsse sind kartografisch für zwei verschiedene Gebietskulissen dargestellt:

(1) **Karte 1 und 2** zeigen den berechneten Stickstoff- bzw. Phosphor-Bilanzüberschuß (kg N bzw. P* ha LF^{-1} *a^{-1}) in der Landwirtschaft und dessen räumliche Verteilung auf Grundlage der Karte der **Verwaltungsgrenzen** Deutschlands. Die **gesamte Fläche** einer **Gebietseinheit** (Kreis) wird jeweils in der Farbe der N- bzw. P-Überschuß-Klasse dargestellt. Dabei wird eine Einteilung der Nährstoff-Salden in die folgenden Klassen vorgenommen:

Tab. 4-3: Häufigkeitsverteilung in den einzelnen Bilanzüberschuß-Klassen, *bezogen auf die Gesamtfläche* der Bundesrepublik Deutschland

KARTE 1		KARTE 2	
Bilanz-Überschuß STICKSTOFF N [kg * ha LF^{-1} * a^{-1}]	Anteile Pixel[1)] in den jeweiligen Klassen [%]	Bilanz-Überschuß PHOSPHOR P [kg * ha LF^{-1} * a^{-1}]	Anteile Pixel[1)] in den jeweiligen Klassen [%]
< 41	4.76	< -4	5.09
41 - 60	11.64	-3 - 0	6.89
61 - 80	36.65	1 - 5	32.68
81 - 100	26.09	6 - 10	32.87
101 - 120	13.46	11 - 15	16.63
121 - 140	5.67	16 - 20	4.51
> 140	1.74	> 20	1.33
Summe	100	Summe	100

[1)] Ein **Pixel** bezeichnet dabei eine Rasterzelle von 1oo x 1oo m (= 1 Hektar) Fläche in einer Gemeinde bzw. einem Kreis.

Für beide Nährstoffe gilt, daß sich die Mehrzahl der Untersuchungseinheiten in den mittleren N- bzw. P-Klassen finden. Der unterschiedliche Anteil von landwirtschaftlich genutzter Fläche an der Gesamtfläche in den einzelnen Kreisen kommt bei dieser Form der Darstellung nicht zum Ausdruck.

(2) Die **Karten 3 und 4** veranschaulichen den berechneten Stickstoff- bzw. Phosphor-Bilanzüberschuß (kg N bzw. P * ha LF^{-1} * a^{-1}) **nur für die landwirtschaftlich genutzte Fläche** der jeweiligen Gebietseinheit. Informationen über die Verteilung der Bodennutzung wurden dazu aus dem Modell CORINE Land Cover, Daten zur Bodenbedeckung, entnommen.

Die folgenden Bodennutzungseinheiten nach CORINE Land Cover wurden der Landwirtschaftsfläche zugerechnet und für diese Pixel dann der Überschußwert dargestellt:

- Acker
- Weinbau
- Obstbau
- Grünland
- komplexe Acker-Grünland-Strukturen
- komplexe Acker-Naturlandschafts-Strukturen

Die Fläche der übrigen Pixel wird überwiegend als Wald, Siedlung, Gewässer, Abbauflächen, Ödland etc. (= Nicht-Landwirtschaftsfläche) genutzt und wird grau bzw. blau dargestellt. Diese Form der Kartendarstellung bietet den Vorteil, daß sie zusätzlich bereits visuell einen Eindruck über den Anteil der landwirtschaftlich genutzten Fläche in einer Region vermittelt. Die Anteile der Pixel in den einzelnen N- und P-Klassen verteilen sich dann wie Tabelle 4-4 zeigt.

Die höchsten Stickstoff-Bilanzüberschüsse finden sich in Deutschland in den Regionen mit intensiver landwirtschaftlicher Nutzung. Insbesondere fallen hierbei Gebiete des westlichen Niedersachsens und Teile Bayerns mit N-Salden bis zu 140 kg N * ha LF^{-1} *a^{-1} und darüber auf (Karte 1 bzw. 3). Für Phosphor zeigt die Kartendarstellung ebenfalls hohe Überschüsse in den Bundesländern Niedersachsen und Bayern mit Werten von bis zu 20 kg P* ha LF^{-1} *a^{-1} und mehr (Karte 2 bzw. 4).

Tab. 4-4: Häufigkeitsverteilung in den einzelnen Bilanzüberschuß-Klassen, bezogen auf *die landwirtschaftliche Nutzfläche* (n. CORINE Land Cover)

KARTE 3		KARTE 4	
Bilanz-Überschuß STICKSTOFF N [kg * ha LF^{-1}* a^{-1}]	**Anteile Pixel in den jeweiligen Klassen** [%]	**Bilanz-Überschuß PHOSPHOR** P [kg * ha LF^{-1}* a^{-1}]	**Anteile Pixel in den jeweiligen Klassen** [%]
< 41	3.3	< -4	3.36
41 - 60	5.93	-3 - 0	3.15
61 - 80	20.35	1 - 5	18.13
81 - 100	16.68	6 - 10	20.27
101 - 120	8.9	11 - 15	11.37
121 - 140	4.2	16 - 20	3.46
> 140	1.46	> 20	1.1
Fließgewässer, Seen	0.86	Fließgewässer, Seen	0.86
Wald, Siedlung, sonst. Fläche	38.32	Wald, Siedlung, sonst. Fläche	38.32
Summe	100	Summe	100

Abschließend wird noch einmal ausdrücklich darauf hingewiesen, daß es sich bei den Karten 1/2 bzw. 3/4 lediglich um verschiedene **Darstellungsweisen** handelt. Die berechneten **Nährstoff-Bilanzüberschüsse** sind in beiden Fällen **gleich**. Die Karten 3 und 4, in denen der Bilanzüberschuß der einzelnen Nährstoffe bezogen auf die tatsächliche landwirtschaftliche Nutzfläche dargestellt wird, sind zur Interpretation zu bevorzugen. So läßt sich eher vermeiden, daß bei der visuellen Bewertung der regionalen Verteilung der Nährstoff-Überschüsse Verzerrungen auftreten.

Gültigkeitsbereich der Kartenaussagen

Die Berechnung von räumlich differenzierten Nährstoff-Flächenbilanzen dient vor allen Dingen für die regional-komparative Bewertung des Nährstoff-Austragspotentials aus Landwirtschaftsflächen in die Hydrosphäre. Aufgrund der unvermeidbaren Unschärfen der zugrundeliegenden Daten sowie der methodischen Einschränkungen (s. Kap. 3.9) treffen die Angaben zur Höhe des N- bzw. P-Überschusses für einzelne Gemeinden/Kreise respektive einzelne Rasterelemente daher nur mit einer gewissen Wahrscheinlichkeit zu. Die Aussagen geben vor allen Dingen regionale Schwerpunkte und Tendenzen wieder.

Die Ergebnisse sind immer im größeren räumlichen Zusammenhang zu interpretieren und können im Einzelfall mehr oder weniger stark von den tatsächlichen Verhältnissen abweichen. Die Kartendarstellungen dienen dem interregionalen Vergleich und können nicht für lokalspezifische Aussagen herangezogen werden.

4.3 Stickstoff- und Phosphor-Bilanzüberschüsse in den Flußeinzugsgebieten

Die **Karten 5** und **6** zeigen die N- und P-Überschüsse für die landwirtschaftlich genutzte Fläche (n. CORINE Land Cover) in den **Flußeinzugsgebieten** Deutschlands. Die Einteilung der Nährstoff-Salden in die einzelnen Klassen wurde beibehalten. Auch hier finden sich die höchsten Nährstoff-Überschüsse in den Flußeinzugsgebieten des westlichen Niedersachsens und Bayerns. In den Einzugsgebieten der Flüsse der neuen Bundesländer sind insgesamt geringere N- bzw. P-Salden mit bis zu 80 kg N bzw. 5 kg P * ha LF^{-1}* a^{-1} zu verzeichnen. In Mecklenburg-Vorpommern jedoch treten vor allem an der Ostsee Bilanzüberschüsse von bis zu 100 kg N bzw 10 kg P * ha LF^{-1}* a^{-1} auf.

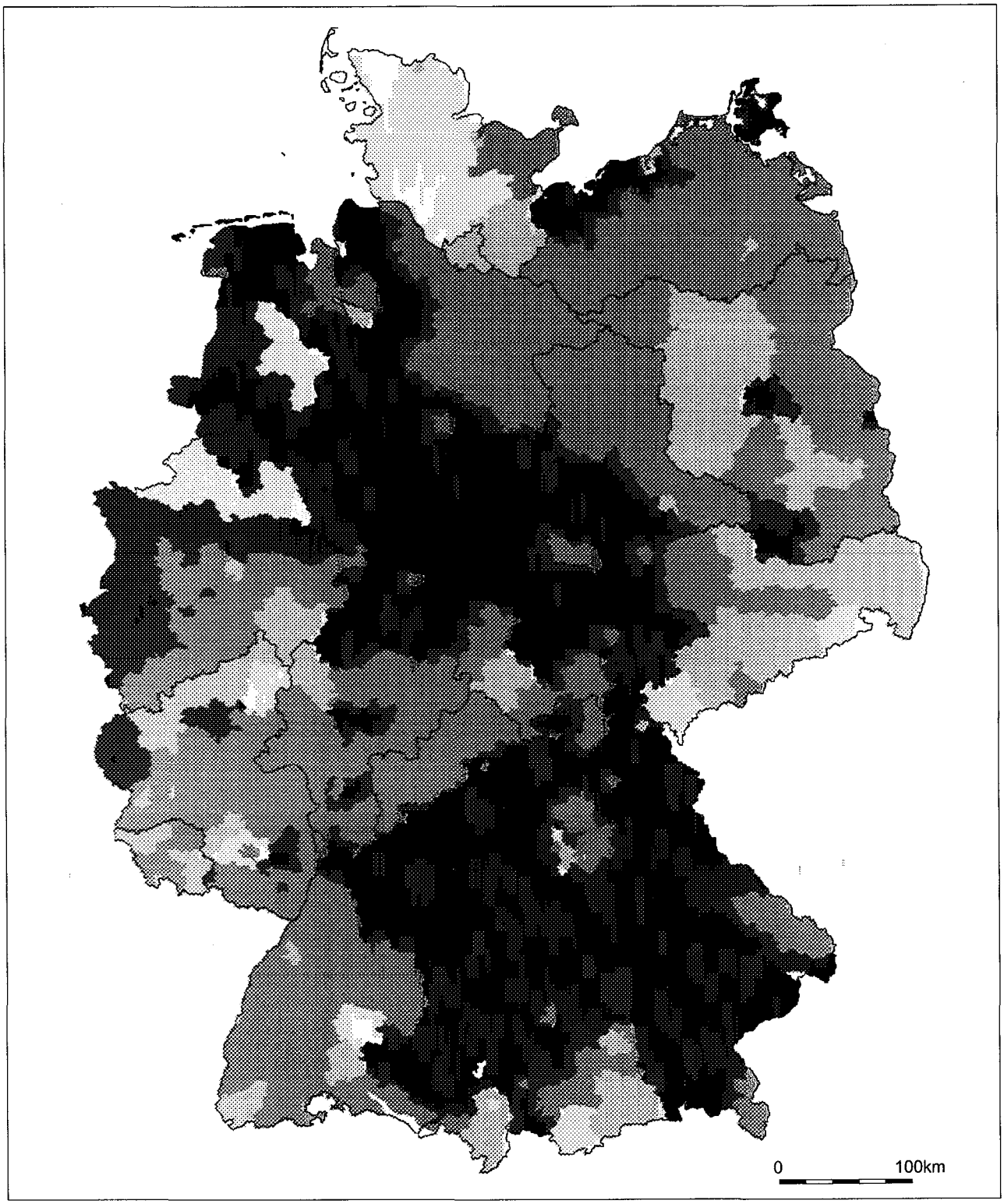
In Tabelle 4-5 ist die Aufteilung der Bilanzüberschüsse in die einzelnen Klassen für die 457 Flußeinzugsgebiete in Deutschland dargestellt. Dabei ist anzumerken, daß die negativen Phosphor-Salden der berechneten Flächen-Bilanzen aus GIS-technischen Gründen für die Darstellung der P-Überschüsse in den Flußeinzugsgebieten in Deutschland in **einer** Klasse ($\leq$ 0 kg P * ha LF^{-1}* a^{-1}) zusammengefaßt wurden.

Tab. 4-5: Häufigkeitsverteilung der Bilanzüberschuß-Klassen für die Flußeinzugsgebiete in Deutschland

KARTE 5		KARTE 6	
Bilanz-Überschuß STICKSTOFF N [kg * ha LF^{-1}* a^{-1}]	Anteile Pixel in den jeweiligen Klassen [%]	Bilanz-Überschuß PHOSPHOR P [kg * ha LF^{-1}* a^{-1}]	Anteile Pixel in den jeweiligen Klassen [%]
< 41	3.75		
41 - 60	10.94	$\leq$ 0	16.31
61 - 80	35.74	1 - 5	31.16
81 - 100	27.86	6 - 10	28.75
101 - 120	13.77	11 - 15	17.93
121 - 140	5.5	15 - 20	3.94
> 140	2.44	> 20	1.61
Summe	100	Summe	100

Über 50 Prozent der Pixel verteilen sich auf die mittleren N- bzw. P-Klassen. Durch die Zusammenfassung der P-Salden kleiner und gleich Null, finden sich in der neu entstandenen Klasse ≤ 0 kg P *ha LF^{-1}* a^{-1} über 16 Prozent der Pixel. Ansonsten haben sich bei der Verteilung der Nährstoff-Überschüsse in die einzelnen Klassen bei der Betrachtung der Einheiten der Flußeinzugsgebiete keine nennenswerten Unterschiede zu den bisher vorgestellten Ergebnissen ergeben.

Überschuß der *Stickstoff*-Flächenbilanz der Landwirtschaft 1995, dargestellt für die Kreise in Deutschland



Umweltbundesamt: Nährstoffbilanzierung der Flußgebiete Deutschlands, FKZ 102 04 515

Bearbeitung: Gesellschaft für Boden- und Gewässerschutz, Wettenberg,
Institut für Landeskultur, Universität Giessen, 1997

Datengrundlage: Bilanzüberschuß: eigene Berechnungen;
Verwaltungsgrenzenkarte 1 : 1 Mio., Institut f. angew. Geodäsie, Frankfurt/Leipzig, 1997

Projektion: Lambert Conformal Conic, International 1909
Parallelen 48°40' N, 53°00' N
Zentralmeridian 10°30' O, Ursprung 51°00' N

Das Vorhaben wurde mit Mitteln des Bundesministeriums für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit gefördert.

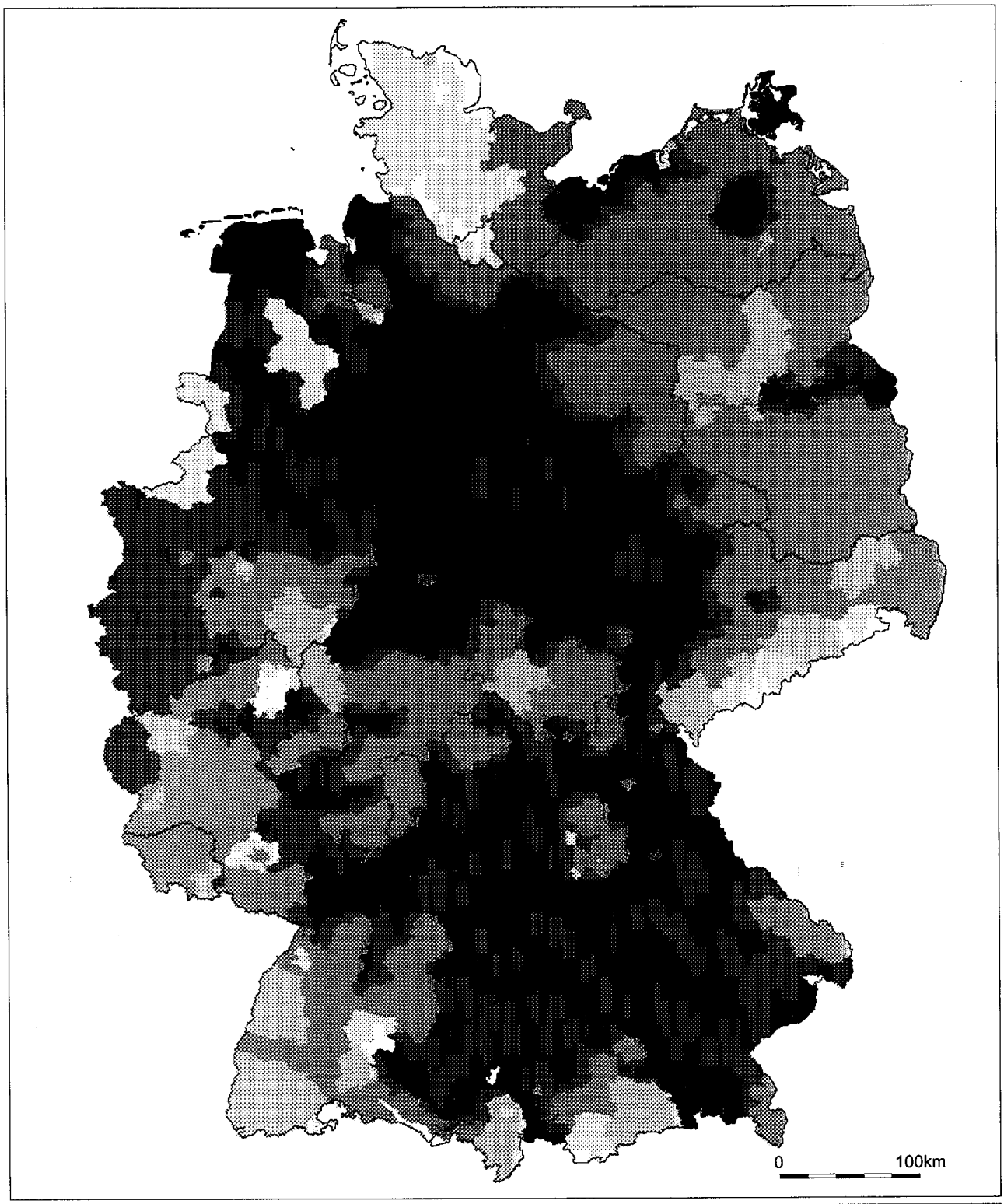
Diese Darstellung dient der regionalen Übersicht. Sie kann nicht für lokalspezifische Aussagen herangezogen werden.

N-Bilanzüberschuß
[kg N*ha LF^{-1}*a^{-1}]

- < 41
- 41 - 60
- 61 - 80
- 81 - 100
- 101 - 120
- 121 - 140
- > 140

Karte 1

Überschuß der *Phosphor*-Flächenbilanz der Landwirtschaft 1995, dargestellt für die Kreise in Deutschland



Umweltbundesamt: Nährstoffbilanzierung der Flußgebiete Deutschlands, FKZ 102 04 515

Bearbeitung: Gesellschaft für Boden- und Gewässerschutz, Wettenberg,
Institut für Landeskultur, Universität Giessen, 1997

Datengrundlage: Bilanzüberschuß: eigene Berechnungen;
Verwaltungsgrenzenkarte 1 : 1 Mio., Institut f. angew. Geodäsie, Frankfurt/Leipzig, 1997

Projektion: Lambert Conformal Conic, International 1909
Parallelen 48°40' N, 53°00' N
Zentralmeridian 10°30' O, Ursprung 51°00' N

Das Vorhaben wurde mit Mitteln des Bundesministeriums für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit gefördert.

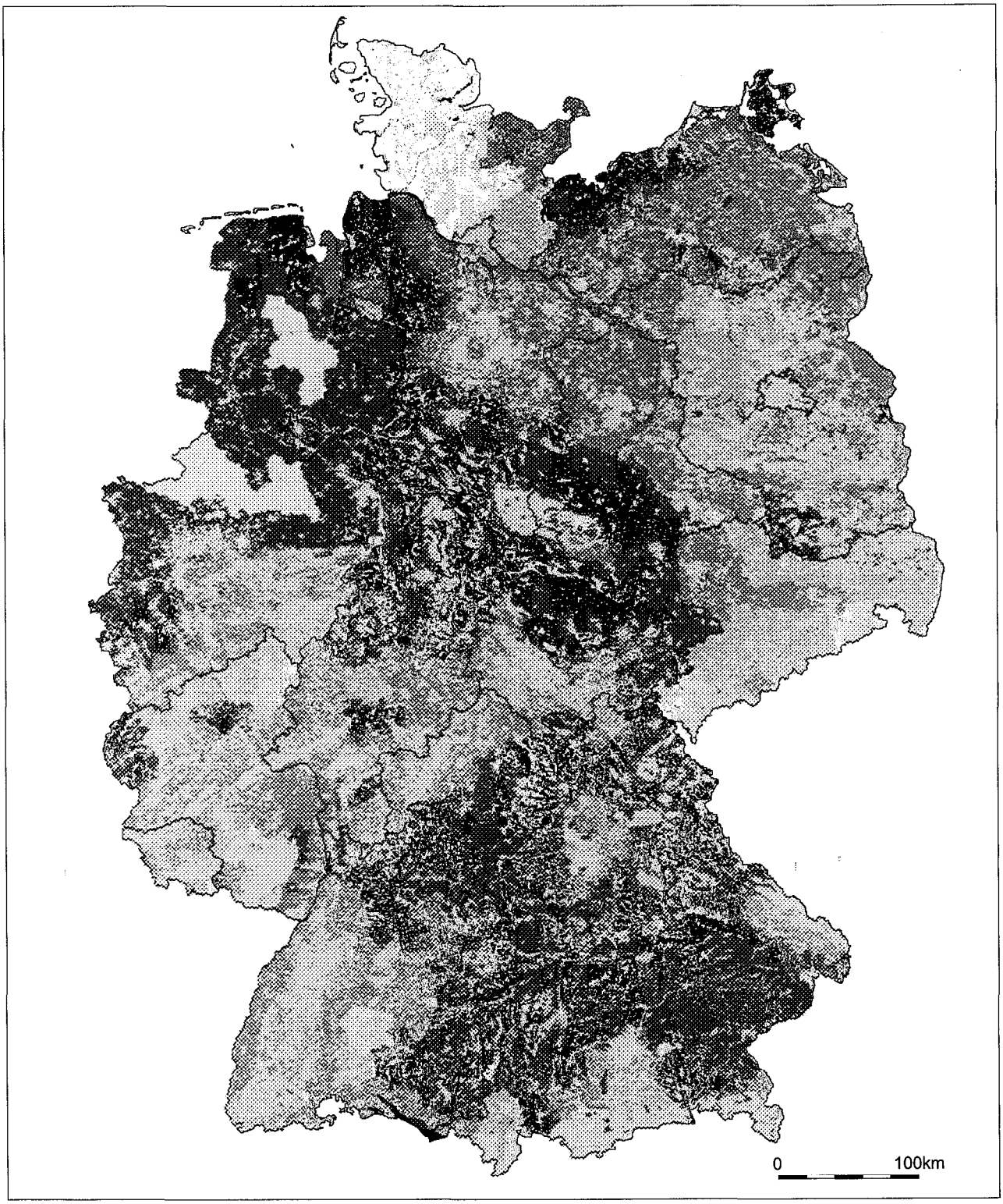
Diese Darstellung dient der regionalen Übersicht. Sie kann nicht für lokalspezifische Aussagen herangezogen werden.

P-Bilanzüberschuß
[kg P*ha LF^{-1}*a^{-1}]

< -4
-3 - 0
1 - 5
6 - 10
10 - 15
15 - 20
> 20

Karte 2

Überschuß der *Stickstoff*-Flächenbilanz 1995, dargestellt für die Landwirtschaftsfläche (n. CORINE Land Cover) für die Kreise Deutschlands



Umweltbundesamt: Nährstoffbilanzierung der Flußgebiete Deutschlands, FKZ 102 04 515

Bearbeitung: Gesellschaft für Boden- und Gewässerschutz, Wettenberg,
Institut für Landeskultur, Universität Giessen, 1997

Datengrundlage: Bilanzüberschuß: eigene Berechnungen; Daten zur Bodenbedeckung:
CORINE Land Cover 1 : 1 Mio., Statistisches Bundesamt, Wiesbaden 1997

Projektion: Lambert Conformal Conic, International 1909
Parallelen 48°40' N, 53°00' N
Zentralmeridian 10°30' O, Ursprung 51°00' N

Das Vorhaben wurde mit Mitteln des Bundesministeriums für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit gefördert.

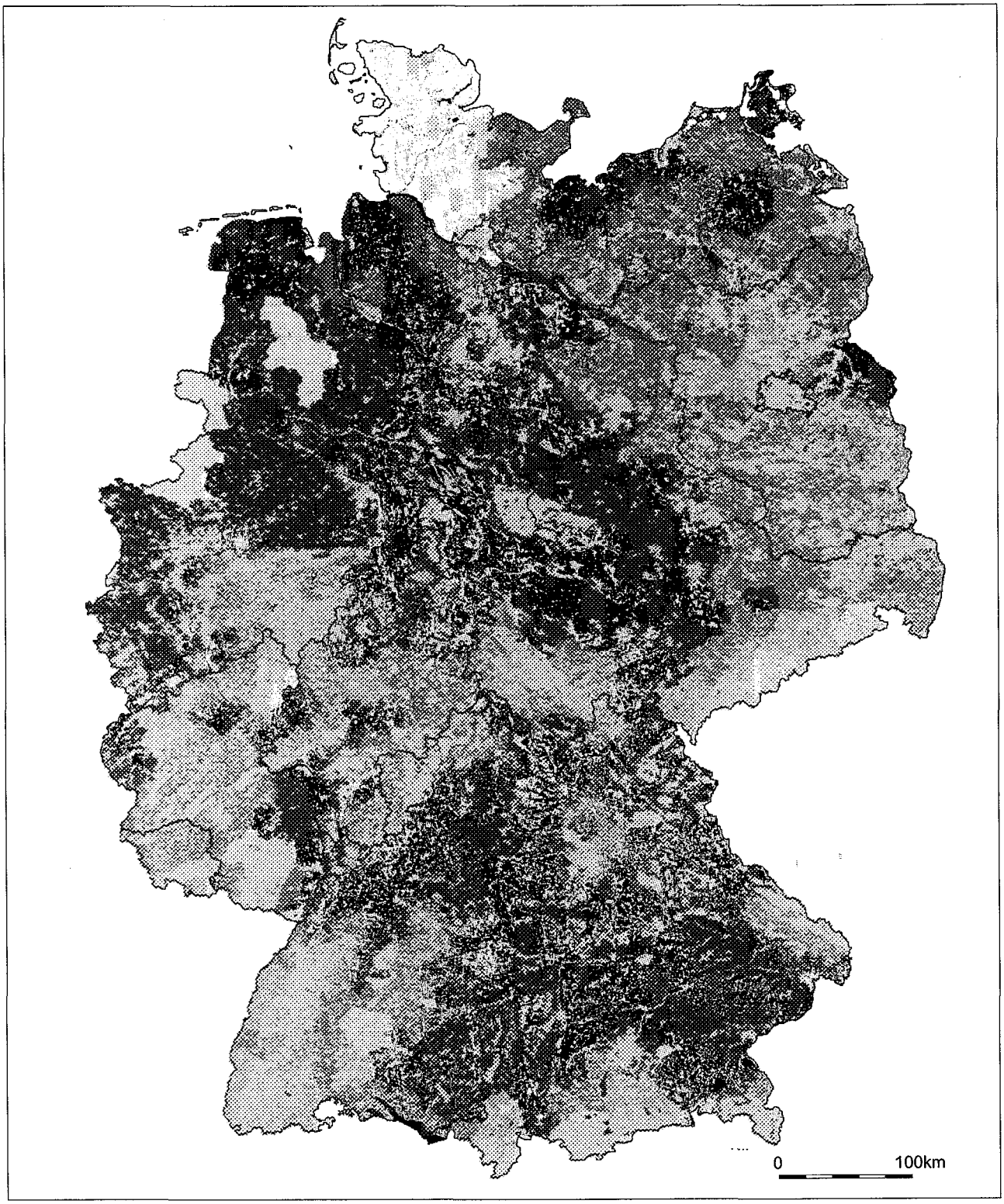
Diese Darstellung dient der regionalen Übersicht. Sie kann nicht für lokalspezifische Aussagen herangezogen werden.

N-Bilanzüberschuß
[kg N*ha $LF^{-1}*a^{-1}$]

- < 41
- 41 - 60
- 61 - 80
- 81 - 100
- 101 - 120
- 121 - 140
- > 140
- Gewässer, Seen
- Wald, Siedlung, sonstige Flächen

Karte 3

Überschuß der *Phosphor*-Flächenbilanz 1995, dargestellt für die Landwirtschaftsfläche (n. CORINE Land Cover) für die Kreise Deutschlands



Umweltbundesamt: Nährstoffbilanzierung der Flußgebiete Deutschlands, FKZ 102 04 515

Bearbeitung: Gesellschaft für Boden- und Gewässerschutz, Wettenberg,
Institut für Landeskultur, Universität Giessen, 1997

Datengrundlage: Bilanzüberschuß: eigene Berechnungen; Daten zur Bodenbedeckung:
CORINE Land cover 1 : 1 Mio., Statistisches Bundesamt Wiesbaden, 1997

Projektion: Lambert Conformal Conic, International 1909
Parallelen 48°40' N, 53°00' N
Zentralmeridian 10°30' O, Ursprung 51°00' N

Das Vorhaben wurde mit Mitteln des Bundesministeriums für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit gefördert.

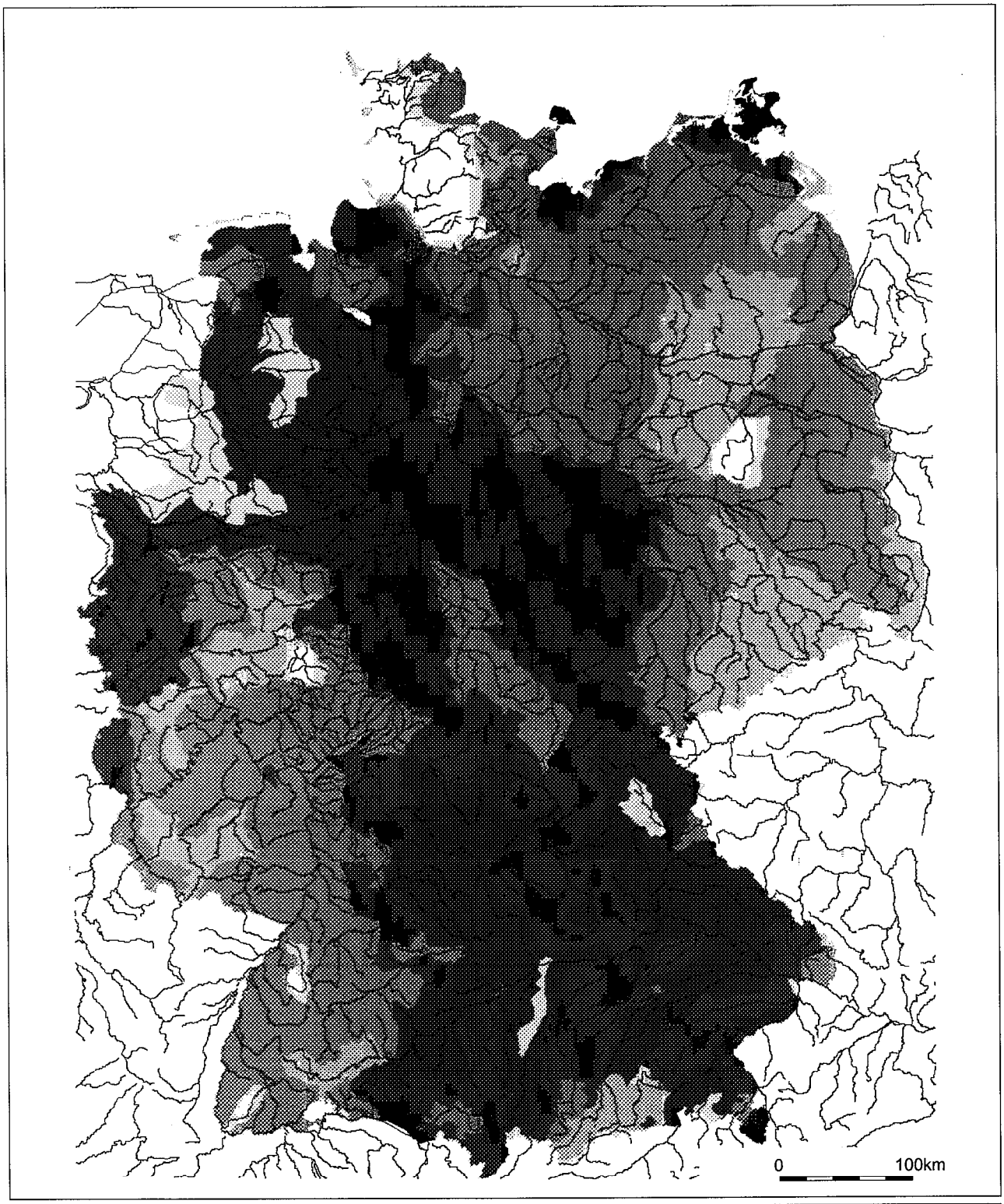
Diese Darstellung dient der regionalen Übersicht. Sie kann nicht für lokalspezifische Aussagen herangezogen werden.

P-Bilanzüberschuß
[kg P*ha LF^{-1}*a^{-1}]

- < -4
- -3 - 0
- 1 - 5
- 6 - 10
- 10 - 15
- 15 - 20
- > 20
- Gewässer, Seen
- Wald, Siedlung, sonstige Flächen

Karte 4

Überschuß der *Stickstoff*-Flächenbilanz der Landwirtschaft 1995, dargestellt für die Flußeinzugsgebiete in Deutschland



Umweltbundesamt: Nährstoffbilanzierung der Flußgebiete Deutschlands, FKZ 102 04 515

Bearbeitung: Gesellschaft für Boden- und Gewässerschutz, Wettenberg,
Institut für Landeskultur, Universität Giessen, 1997

Datengrundlage: Bilanzüberschuß: eigene Berechnungen;
Karte der Flußeinzugsgebietsgrenzen 1 : 1 Mio., Umweltbundesamt, Berlin, 1997

Projektion: Lambert Conformal Conic, International 1909
Parallelen 48°40' N, 53°00' N
Zentralmeridian 10°30' O, Ursprung 51°00' N

Das Vorhaben wurde mit Mitteln des Bundesministeriums für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit gefördert.

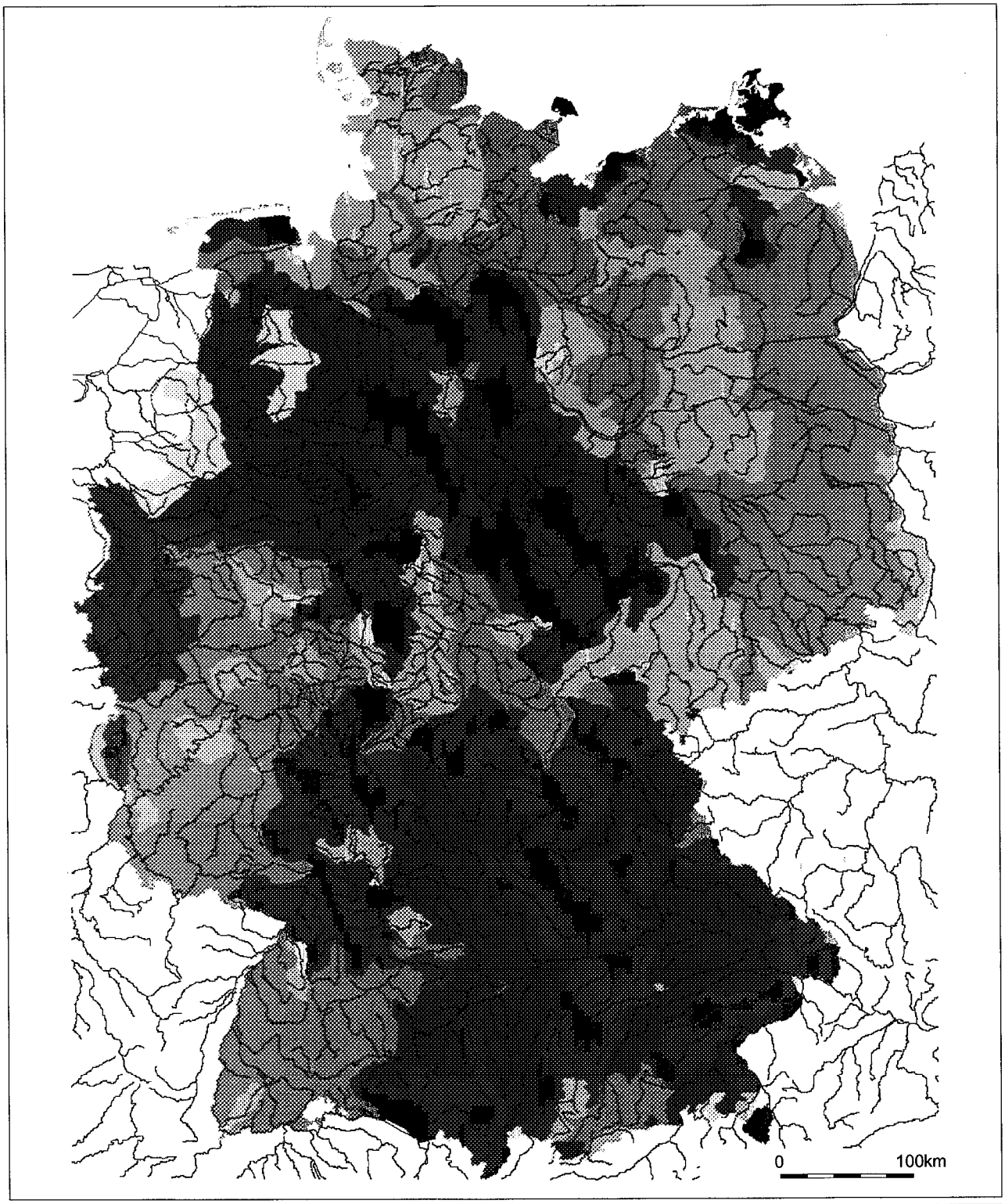
Diese Darstellung dient der regionalen Übersicht. Sie kann nicht für lokalspezifische Aussagen herangezogen werden.

N-Bilanzüberschuß
[kg N*ha LF^{-1}*a^{-1}]

- < 41
- 41 - 60
- 61 - 80
- 81 - 100
- 101 - 120
- 121 - 140
- > 140

Karte 5

Überschuß der *Phosphor*-Flächenbilanz der Landwirtschaft 1995, dargestellt für die Flußeinzugsgebiete in Deutschland



Umweltbundesamt: Nährstoffbilanzierung der Flußgebiete Deutschlands, FKZ 102 04 515

Bearbeitung: Gesellschaft für Boden- und Gewässerschutz, Wettenberg,
Institut für Landeskultur, Universität Giessen, 1997

Datengrundlage: Bilanzüberschuß: eigene Berechnungen;
Karte der Flußeinzugsgebietsgrenzen 1 : 1 Mio., Umweltbundesamt, Berli, 1997

Projektion: Lambert Conformal Conic, International 1909
Parallelen 48°40' N, 53°00' N
Zentralmeridian 10°30' O, Ursprung 51°00' N

Das Vorhaben wurde mit Mitteln des Bundesministeriums für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit gefördert.

Diese Darstellung dient der regionalen Übersicht. Sie kann nicht für lokalspezifische Aussagen herangezogen werden.

P-Bilanzüberschuß
[kg P*ha LF^{-1}*a^{-1}]

- 0
- 0 - 5
- 6 - 10
- 10 - 15
- 15 - 20
- > 20

5 Entwicklung der N- und P-Bilanzüberschüsse seit 1970

Bestandteil der OSPAR und HELCOM-Vereinbarungen zur Reduzierung der Nährstoffeinträge in die Nord- und Ostsee ist der Vergleich der N- und P-Gewässereinträge aus diffusen Quellen, d.h. im wesentlichen aus Landwirtschaftsflächen. Zur Verifizierung der Eintragsminderung sowie zur Charakterisierung der längerfristigen Tendenz des N- und P-Eintragspotentials sollen die N- und P-Überschüsse der Flächenbilanzen für die Bezugsjahre 1995 und 1985 miteinander verglichen werden.

Räumlich differenzierte Stickstoff-Bilanzierungen (nicht für Phosphor) für den Zeitraum Mitte bzw. Ende der 80er Jahre sind zwar von BIERMANN (1994; s.a. BECKER 1996) und von NOLTE (1991) für das Gebiet der ehemaligen DDR und BACH (1985) für die BRD im damaligen Gebietsstand durchgeführt worden; alle genannten Arbeiten verwenden jedoch unterschiedliche methodische Ansätze, die weder untereinander noch mit der vorliegenden Untersuchung zur Deckung gebracht werden können.

Eine Gemeinde-/Kreisbezogene Berechnung N- und P-Bilanzen für das Jahr 1985 mit der gleichen Methodik (Kap. 3), die in der vorliegenden Untersuchung für das Jahr 1995 angewandt wurde, scheidet aus zwei Gründen aus:

- Für die östlichen Länder (Gebiet der ehemaligen DDR) sind die erforderlichen agrarstatistischen Daten auf Gemeinde- oder Kreisebene nicht verfügbar.
- Seit 1985 sind auch im statistischen Kategoriensystem der westlichen Länder Veränderungen und Brüche eingetreten, die nicht unerhebliche Modifikationen der Berechnungsmethode erfordern würde.

Aussagen zum Verlauf der N- und P-Überschüsse in den vergangenen Jahren werden daher im folgenden aus der Studie von BACH ET AL. (1997) über die Entwicklung der Nährstoff-Bilanzen in den elf westlichen Bundesländern seit 1970 bzw. in der gesamten BRD seit 1990 abgeleitet. Die N- und P-Überschüsse wurden dort ebenfalls als Ergebnis von Flächen-Bilanzen ermittelt, jedoch auf der Basis von aggregierten (für das Bundesgebiet im jeweiligen Gebietsstand) agrarstatistischen Daten, d. h. ohne regionale Differenzierung. Die Abbildungen 5-1 und 5-2 veranschaulichen die Trendverläufe der N- und P-Überschüsse, die Einzelwerte sind in Tab. 8-1 im Anhang aufgeführt.

In den **westlichen Ländern** hat sich der **Überschuß der N-Flächenbilanz** (n. Bach et al. 1997) von 124 kg N/ha LF im Jahr 1985 **um 19 %** auf 100 kg N/ha LF 1995 **vermindert,** der **P-Überschuß reduzierte** sich um **64 %** in diesem Zeitraum (Tab. 5-1). Für die östlichen Länder kann die Veränderung nur grob geschätzt werden, da Bach et al. (1997) keine Werte

für 1985 berechnet haben. Für den N-Überschuß wird daher hilfsweise als Ausgangswert für 1985 das Ergebnis von Becker (1996) von 101 kg N/ha LF herangezogen; der P-Überschuß für die östl. Länder 1985 wird aus der Relation N- zu P-Überschuß (westl. Länder) proportional für 1985 auf 20 kg P/ha LF geschätzt. Auf der Basis dieser Werte ergibt sich dann für das **Gebiet der ehemaligen DDR** eine **Minderung um 41 % für den N-Überschuß** und sogar **um 113 % beim P-Überschuß**. Diese wesentlich stärkeren Rückgänge in den östlichen Ländern sind auf den erheblichen Abbau der dortigen Viehbestände zurückzuführen, der nach der Vereinigung stattfand.

Tab. 5-1: Ergebnisse von N- und P-Flächenbilanzierungen 1985 und1995 in den westlichen und den östlichen Bundesländern (ehemalige DDR) nach verschiedenen Untersuchungen

	STICKSTOFF		PHOSPHOR	
	westl. Länder	östl. Länder	westl. Länder	östl. Länder
	[kg N* ha LF^{-1} *a^{-1}]		[kg P* ha LF^{-1} *a^{-1}]	
Flächenbilanzen für das Bundesgebiet insgesamt[c] n. Bach et al. (1997)				
Überschuß 1985	124	101[a]	25	20[b]
Überschuß 1995	100	59	9	- 3
Rückgang 1995 gegenüber 1985	- 19 %	- 41 %	- 64 %	- 115 %
Regional differenzierte Flächenbilanzen der Kreise/Gemeinden nach vorliegender Untersuchung				
Überschuß 1995	91	75	8	5

a) Mittel der Jahre 1986 bis 1988, n. Becker (1996)

b) Keine Daten verfügbar; geschätzt proportional zum Verhältnis N- zu P-Überschuß in den westl. Länder aus der Angabe für N-Überschuß in den östl. Länder 1985

c) Präzise: Berechnung für BRD insgesamt sowie den Landesteil der westl. Länder getrennt, Ergebnis für den Landesteil der östl. Länder aus der Differenz rückgerechnet

Der Vergleich der Bilanzüberschüsse 1995 zwischen der Flächenbilanzierung für die BRD insgesamt (bzw. den östl. und westl. Landesteil getrennt) nach Bach et al. (1997) und der regional differenzierten Flächenbilanz der hier vorgestellten Untersuchung (letzte Zeile in Tab. 5-1) verdeutlicht allerdings, daß die Ergebnisse aufgrund der methodischen Unterschiede zwischen den beiden Bilanzansätze nur eingeschränkt vergleichbar sind. Demzufolge sind auch die **Angaben zu den Verminderungen 1995 gegenüber 1985 auf die regional differenzierten Überschüsse nicht unmittelbar übertragbar.**

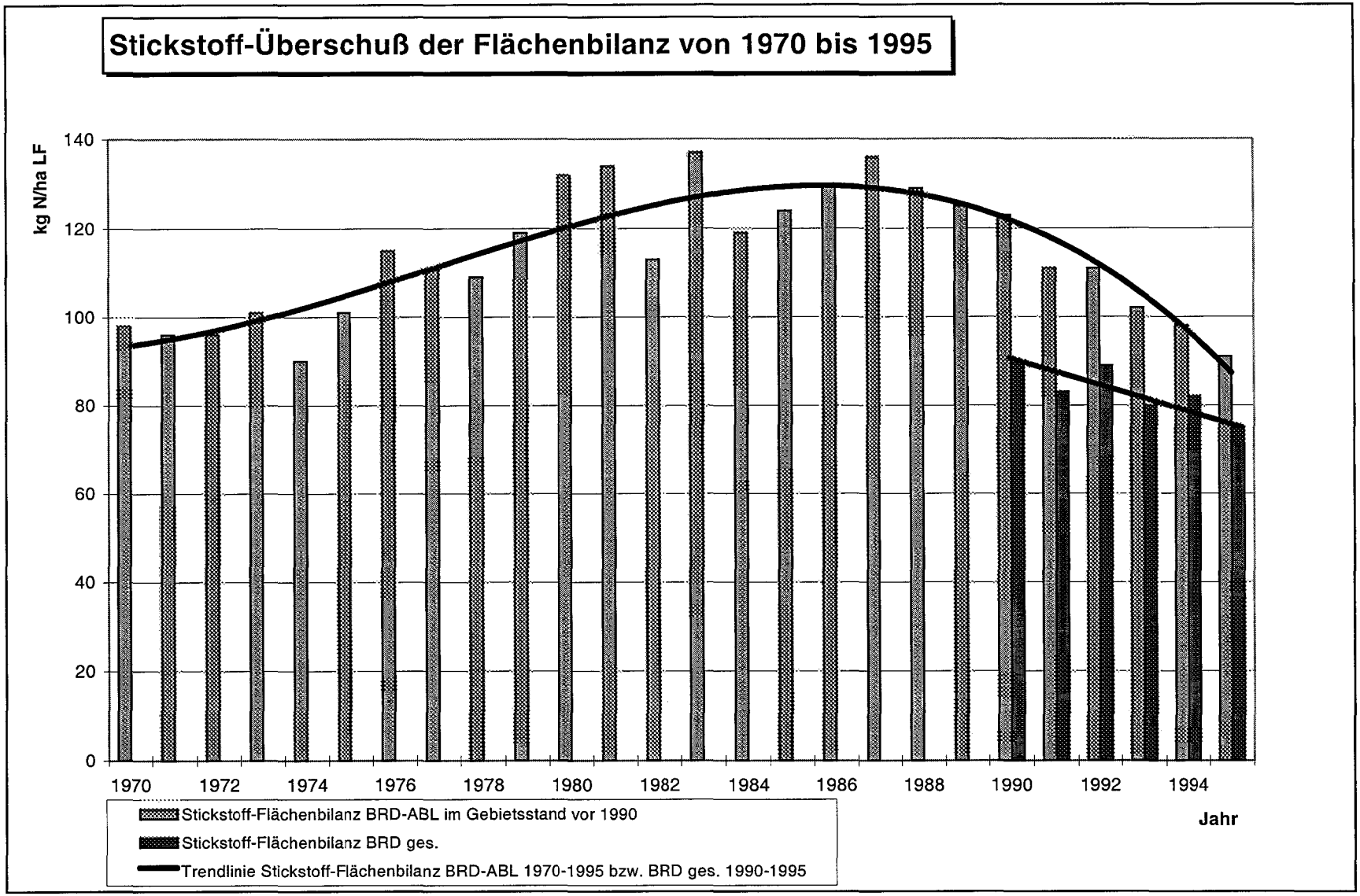


Abb. 5-1: Stickstoffüberschuß der nationalen Flächenbilanz in Deutschland von 1970 bis 1995 (n. BACH ET AL., 1997)

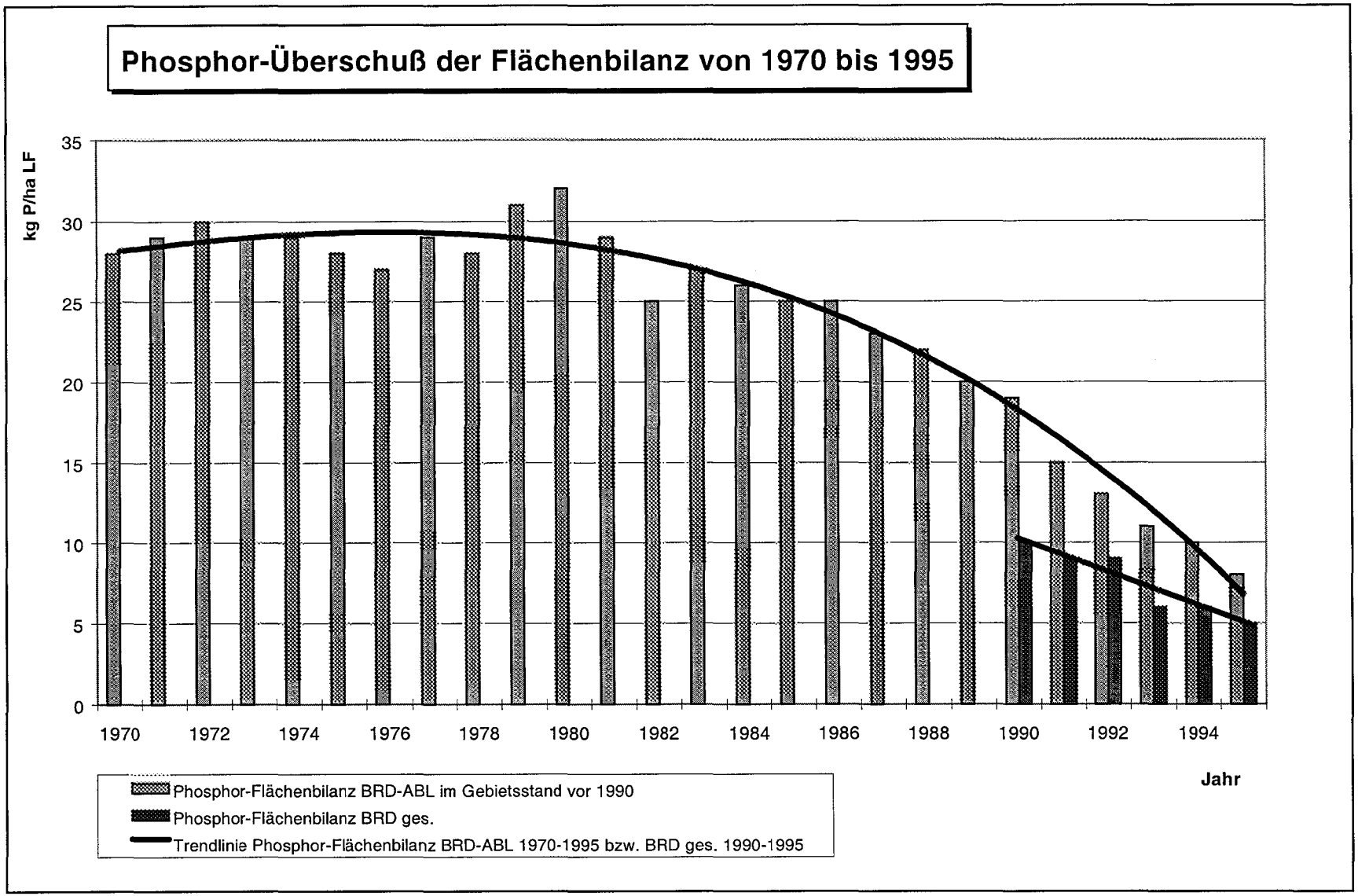


Abb. 5-2: Phosphorüberschuß der nationalen Flächenbilanz in Deutschland von 1970 bis 1995 (n. BACH ET AL., 1997)

6 Ermittlung des Anteil dränierter Landwirtschaftsflächen

6.1 Umfrage

Maßnahmen zur Entwässerung von Acker- und Grünlandflächen, wozu auch Dränierungen gehören, wurden (und werden) im Bereich der westlichen Bundesländer vor allen Dingen im Rahmen von Flurneuordnungsprogrammen und/oder speziellen Förderprogrammen zur Verbesserung der Agrarstruktur durchgeführt; die Abwicklung der Programme wurde im Regelfall von den Landwirtschaftsbehörden übernommen. Daneben werden Dränierungen in geringem Umfang auch auf private Initiative vorgenommen.

Ausgangspunkt für die im folgenden beschriebene Erhebung zum Dränflächenumfang war die Feststellung, daß für die **westlichen Länder keine Überblicksdarstellungen zum Flächenumfang bzw. zur Lage von Dränflächen verfügbar sind.** Aufgrund der dezentralen Abwicklung dieser Maßnahmen, die zudem teilweise bereits zwei oder drei Jahrzehnte zurückliegen, sind weder bei den entsprechenden Behörden noch bei Forschungseinrichtungen Dränflächenkataster, Karten oder ähnliche Datenquellen abrufbar, aus denen Angaben zum Anteil dränierter Flächen für größere Gebiete entnommen werden könnten.

Für die Fragestellungen des vorliegenden Forschungsvorhabens wurde daher der Versuch unternommen;

(a) mittels einer **Expertenbefragung** (Umfrage) der Landwirtschaftsverwaltung **Primärdaten** zum Dränflächenanteil in verschiedenen Naturräumen zu erheben;

(b) auf der Basis dieser Primärdaten mittels eines geeigneten Extrapolationsverfahrens **Angaben für alle räumlichen Einheiten** (in den westlichen Ländern) abzuleiten.

Ausgangspunkt war die Überlegung, daß auf dem Weg einer Befragung der örtlichen Fachleute am schnellsten und mit dem geringsten Aufwand zutreffende Informationen über den Umfang der dränierten Landwirtschaftsfläche für eine möglichst große Zahl von Regionen in Deutschland zu erhalten ist. Zunächst wurde daher eine **Umfrage** zur Siedlungs- und Agrarstruktur der Gemeinden bei allen Landwirtschaftsämtern in Deutschland durchgeführt. In den Bundesländern, in denen es keine Landwirtschaftsämter gibt, wurden die Kreisstellen der Kammern (Niedersachsen, Nordrhein-Westfalen) bzw. die Umweltämter (Saarland, Brandenburg) angeschrieben. In dem Schreiben wurde zunächst die Zielsetzung des Forschungsvorhabens erläutert und dann um Beantwortung des beigelegten Fragebogens (Tab. 8-2 im Anhang) gebeten.

Die Fragen sollten von den zuständigen Fachleuten der entsprechenden Ämter auf der Basis ihres Expertenwissen sowie dort ggf. vorhandener weiterer Unterlagen für repräsentative Gemeinden ihres Landkreises bzw. Amtsbezirks beantwortet werden. Als räumlicher Bezug wurden dabei die **naturräumlichen Einheiten** vorgegeben, für die jeweils nach dem „Anteil der dränierten Fläche auf Ackerland" und auf „Grünland" gefragt wurde. Die naturräumlichen Einheiten Deutschlands nach MEYNEN UND SCHMITHÜSEN (1953-1957) und MEYNEN ET AL. (1959/1961) wurden zur Raumgliederung gewählt, da diese Einheiten im Regelfall als weitgehend **homogen** im Hinblick auf die Ausprägung der wesentlichen **agrarstrukturellen** und **natürlichen Standortfaktoren** eines Landschaftsraumes anzusehen sind. Um die Arbeit für die entsprechende Behörde zu vereinfachen, wurde dem Fragebogen jeweils der betreffende Kartenausschnitt mit den für das Gebiet relevanten Naturräumen beigefügt, so daß nur noch der Name der Gemeinde dem entsprechenden Naturraum zugeordnet werden mußte.

Insgesamt wurden im Jahr 1997 rd. 430 Landwirtschafts-/Umweltämter bzw. Kreisstellen der Kammern angeschrieben, der Rücklauf betrug etwa 30%. Große Datenlücken für die Haupteinheiten der Naturräume entstanden vor allem für die Bundesländer Niedersachsen und Bayern, deren Landwirtschaftsverwaltungen sich wenig kooperativ verhielten. Ergänzend zu der Umfrageaktion bei den Landwirtschaftsämtern Deutschlands wurden daher nochmal rd. 150 Wasser- und Bodenverbände bzw. Unterhaltungs-/Dränverbände in Niedersachsen angeschrieben (Fragebogen s. Tab. 8-3 im Anhang; eine analoge Umfrage bei allen Wasser- und Bodenverbänden der alten Bundesländer schied aufgrund des hohen Arbeitsaufwandes aus). Auch hier betrug der Rücklauf ca. 30 %.

6.2 Ergebnisse der Befragung

Die „Naturräumliche Gliederung Deutschlands" (MEYNEN UND SCHMITHÜSEN,1953-1957; MEYNEN ET AL., 1959/1961) weist insgesamt 502 Naturraumeinheiten für das Bundesgebiet aus. Die Befragung lieferte Angaben für insgesamt 110 Naturräume (Tab. 6-1; Einzeldaten in Tab 8-5 im Anhang). Demzufolge sind im Durchschnitt rund 18 % der Landwirtschaftsfläche in den Naturräumen dräniert. **Karte 7** zeigt die Lage und die Dränflächenanteile für die 110 Naturräume.

Tab. 6-1: Ergebnisse der Umfrage zum Dränflächenanteil an der Landwirtschaftsfläche in den Naturräumen[a] in Deutschland

Naturräuml. Einheiten mit Angaben zum Dränflächenanteil	110[b]
Gesamtfläche der Naturräume mit Angaben	96522 km²
Landwirtschaftsfläche (LF) in den Naturräumen	47121 km² (49 % der Gesamtfl.)
Dränflächenanteil an der LF (n. Expertenschätzung), Mittel	17,6 %

a) Naturräumliche Gliederung Deutschlands n. MEYNEN und SCHMITHÜSEN (1953-1957), MEYNEN ET AL. (1959/1961)

b) = 21,9 % der 502 Naturräume in Deutschland insgesamt

Infolge der zwei getrennten Umfragen (Kreisstellen der Kammern und Wasser- und Bodenverbände), die in Niedersachsen durchgeführt wurden, stehen in diesem Land für 21 Naturräume Angaben zum Anteil dränierter Fläche aus **zwei** voneinander unabhängigen **Quellen** zur Verfügung. Dies gestattet eine Betrachtung zum Grad der Übereinstimmung der Antworten der befragten Personen, d.h. zur Reliabilität der Expertenangaben. Aus dem hohen Bestimmtheitsmaß von $r^2 = 0.90$ der Regression zwischen den Angaben der Landwirtschaftsämter und den Angaben der Wasser- und Bodenverbände (Abb. 6-1) legt den Schluß, daß die Schätzungen - zumindest für die Zwecke des vorliegenden Forschungsvorhabens – hinreichend zuverlässig sind. Ein Vergleich mit Angaben aus Einzeluntersuchungen (Tab. 8-4 im Anhang) zeigt allerdings eine deutlich schlechtere Übereinstimmung.

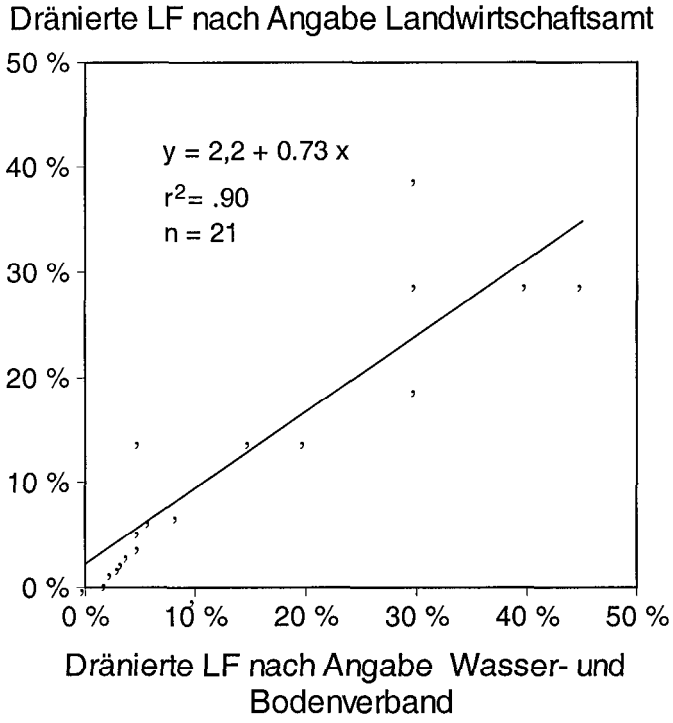


Abb. 6-1: Vergleich der Angaben von Wasser- und Bodenverbänden mit den Angaben von Landwirtschaftsämtern zum Dränflächenanteil der Landwirtschaftsfläche in 21 Naturräumen Niedersachsens

6.3 Schätzung des Dränflächenanteils für die Naturräume in den westlichen Ländern

Auf der Basis der 110 Naturräume, für die Angaben vorhanden sind, sollten anschließend die Anteile gedränter Landwirtschaftsfläche für alle Naturräume der westlichen Länder abgeleitet werden.

Im ersten Ansatz wurde versucht, die Ergebnisse mit Hilfe statistischer Verfahren auf alle Naturräume zu übertragen. Dabei wurde von der Hypothese ausgegangen, daß der Anteil gedränter Fläche maßgeblich von den klimatischen, pedologischen, geomorphologischen und agrarstrukturellen Verhältnissen im Naturraum bestimmt wird. Die verbalen Beschreibungen zu den Naturräumen Deutschlands in MEYNEN UND SCHMITHÜSEN (1953-1957) und MEYNEN ET AL. (1959/1961) wurden von HUBER (1997) in Kategorien übersetzt:

1) Ackerbauliche Gunst (3 Klassen)
2) Agrarstruktur (4 Klassen)
3) Landschaftsmorphologie (6 Klassen)
4) Bedeutung des Ackerbaus (3 Klassen).

Aus entsprechenden thematischen Karten (s. Kap. 2.2) wurden außerdem die Ausprägungen weiterer Einflußfaktoren für jeden Naturraum ermittelt:

5) Anteile der Bodenarten bzw. Bodenartgruppen der Bodenkundlichen Übersichtskarte 1 : 1 Mio (BÜK 1000; Quelle: Bundesanstalt f. Geowiss. u. Rohstoffe)
6) Anteil der Landwirtschaftsfläche auf entwässerungsbedürftigen Böden (Kriterium: Vorhandensein eines Go/Gr- Horizonts in der Legende zur BÜK 1000)
7) Mittlerer Jahresniederschlag
8) Mittlere Jahrestemperatur
9) Anteil der Acker- und Grünlandflächen an der Gesamtfläche des Naturraums.

Eine **Regressionsanalyse** zwischen dem Anteil der dränierten Flächen als abhängiger Variable und den vorstehenden Variablen 1) bis 9) als Regressoren ergab keine signifikanten Bestimmtheitsmaße.

Mit Hilfe einer **Clusteranalyse,** Verfahren Average Linkage (Between Groups), wurde versucht, die Naturräume anhand der Parameter 1) bis 9) zu ähnlichen Gruppen zusammenzufassen. Dabei gruppierten sich die Naturräume nach den ausgewählten Merkmale relativ homogen. Die anschließende Zuordnung der Angaben zum Dränflächenanteil aus den Umfrageergebnissen ergab jedoch ein außerordentlich heterogenes Bild, eine Extrapolation auf der Basis dieser Clusterung erschien nicht plausibel.

Die Hypothese, daß in den westlichen Ländern zwischen einerseits dem Dränflächenanteil (auf regionaler Ebene) und andererseits den Standortfaktoren eines Naturraumes naturwissenschaftlich begründete, statistisch nachweisbare Zusammenhänge bestehen, konnte somit nicht belegt werden. Es ist vielmehr davon auszugehen, daß die Entscheidung über Dränmaßnahmen von landwirtschaftlich genutzten Flächen in den westlichen Ländern von „weichen" Faktoren (mit-)bestimmt wird, die sich einer statistischen Analyse entziehen.

Im zweiten Ansatz wurde daher der **Dränflächenanteil für die Naturräume ohne Angaben** in den westlichen Ländern von HUBER (1997) **quantitativ geschätzt**. Ausgangspunkt dafür waren die Naturräumlichen Einheiten, für die Umfrageergebnisse vorlagen. Diese Werte wurden zunächst benachbarten Naturräumen mit gleicher oder ähnlicher Ausprägung der Standortfaktoren zugewiesen. Für Naturräume mit abweichenden Standortfaktoren wurden Zu- oder Abschläge vorgenommen, wobei der „Anteil entwässerungsbedürftiger Böden" als maßgebliches Kriterium herangezogen wurde (Einzelwerte s. Tab. 8-5 im Anhang). Das Ergebnis dieser Vorgehensweise ist in Karte 8 dargestellt, die Häufgkeitsverteilung gibt Abb. 6-2 wieder. Aus dieser Expertenschätzung ergibt sich ein **durchschnittlicher Dränflächenanteil von 11,6 % der Landwirtschaftsfläche in den westlichen Ländern.**

Die Dränflächenateile wurden zum Abschluß LF-gewichtet für die Flußgebiete im westlichen Länder gemittelt (Karte 9).

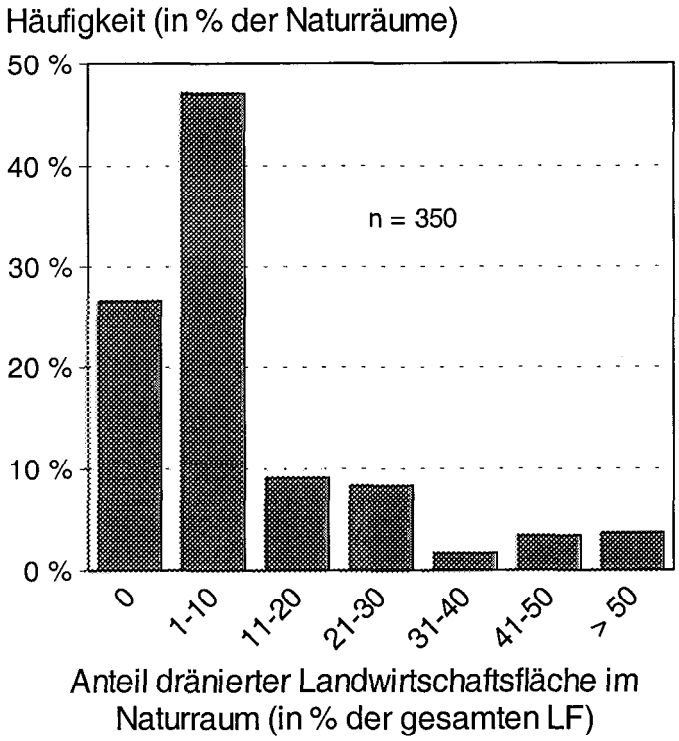
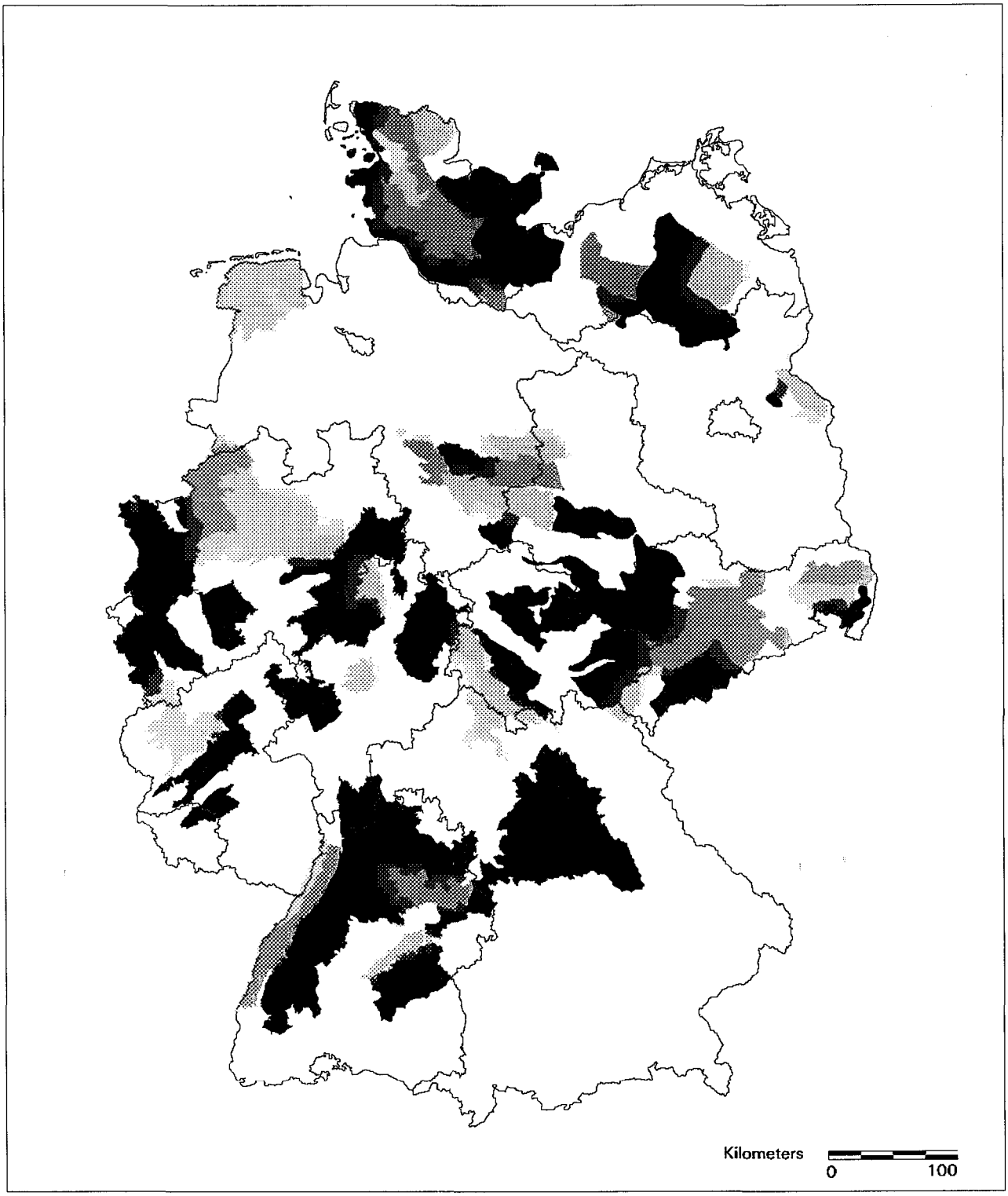


Abb. 6-2: Häufigkeitsverteilung der Dränflächenanteile (geschätzt n. HUBER, 1997) der Landwirtschaftsfläche in den 350 Naturräumen der westlichen Bundesländer

Anteil der Drainagefläche (geschätzt) an der Landwirtschaftsfläche in den Naturräumen Deutschlands (nach Umfrage)



Umweltbundesamt: Nährstoffbilanzierung der Flußgebiete Deutschlands, FKZ 102 04 515

Bearbeitung: Gesellschaft für Boden- und Gewässerschutz, Wettenberg,
Institut für Landeskultur, Universität Giessen, 1997

Datengrundlage: Qualitative Schätzungen nach Umfrageergebnissen, HUBER, 1997
Grenzen der naturräumlichen Einheiten 1:1 Mio., Bundesamt für Naturschutz, Bonn 1996

Projektion: Lambert Conformal Conic, International 1909
Parallelen 48°40' N, 53°00' N
Zentralmeridian 10°30' O, Ursprung 51°00' N

Das Vorhaben wurde mit Mitteln des Bundesministeriums für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit gefördert.

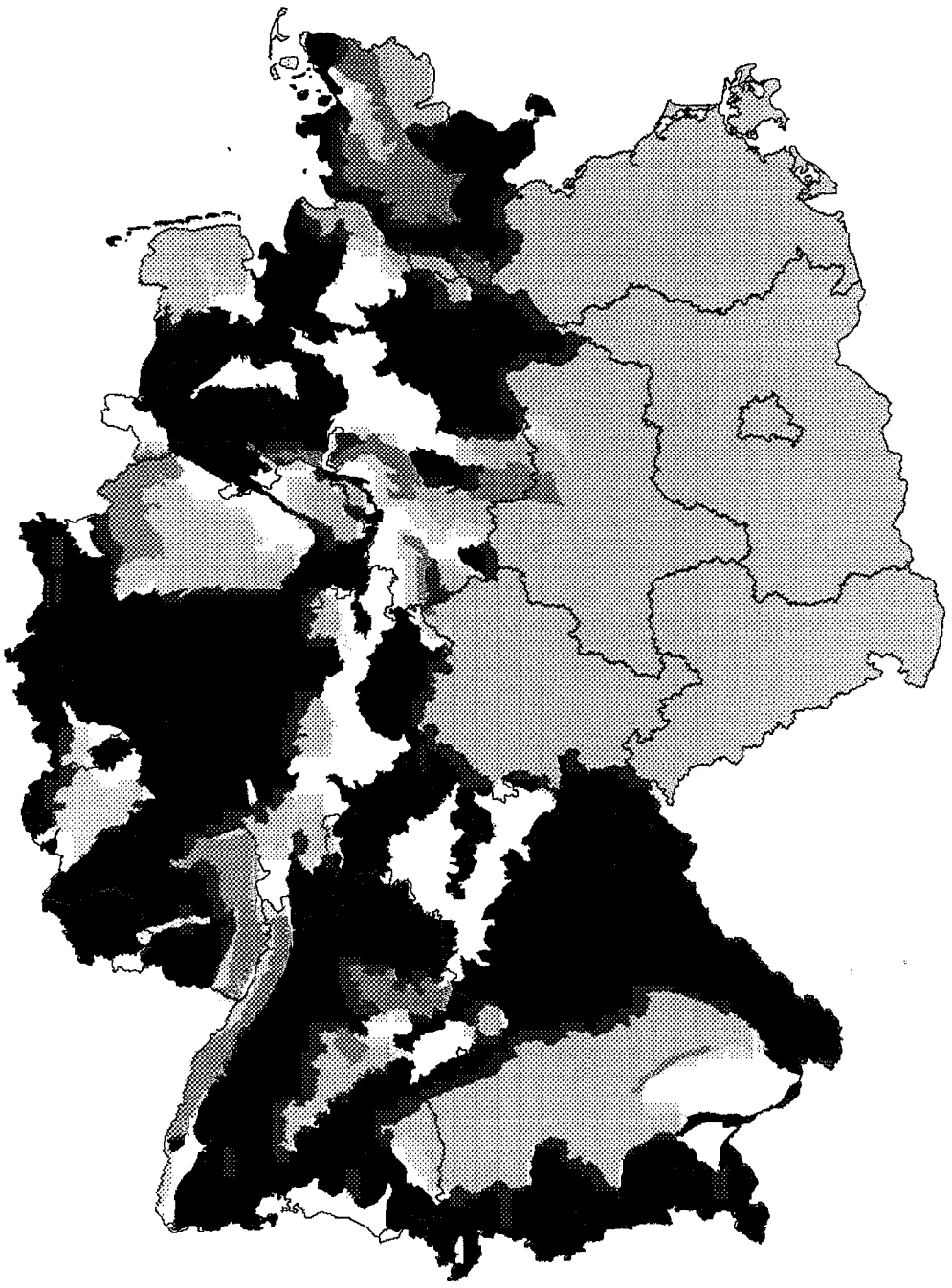
Diese Darstellung dient der regionalen Übersicht. Sie kann nicht für lokalspezifische Aussagen herangezogen werden.

drainierte Landwirtschaftsfläche in % der LF (Werte geschätzt)

- 0 - 5
- 6 - 15
- 16 - 30
- 31 - 60
- > 60
- keine Angaben

Karte 7

Anteil der Drainagefläche (geschätzt) an der Landwirtschaftsfläche in den Naturräumen der westlichen Bundesländer



Umweltbundesamt: Nährstoffbilanzierung der Flußgebiete Deutschlands, FKZ 102 04 515

Bearbeitung: Gesellschaft für Boden- und Gewässerschutz, Wettenberg,
Institut für Landeskultur, Universität Giessen, 1997

Datengrundlage: Qualitative Schätzungen nach Umfrageergebnissen, HUBER, 1997
Grenzen der naturräumlichen Einheiten 1:1 Mio., Bundesamt für Naturschutz, Bonn 1996

Projektion: Lambert Conformal Conic, International 1909
Parallelen 48°40' N, 53°00' N
Zentralmeridian 10°30' O, Ursprung 51°00' N

Das Vorhaben wurde mit Mitteln des Bundesministeriums für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit gefördert.

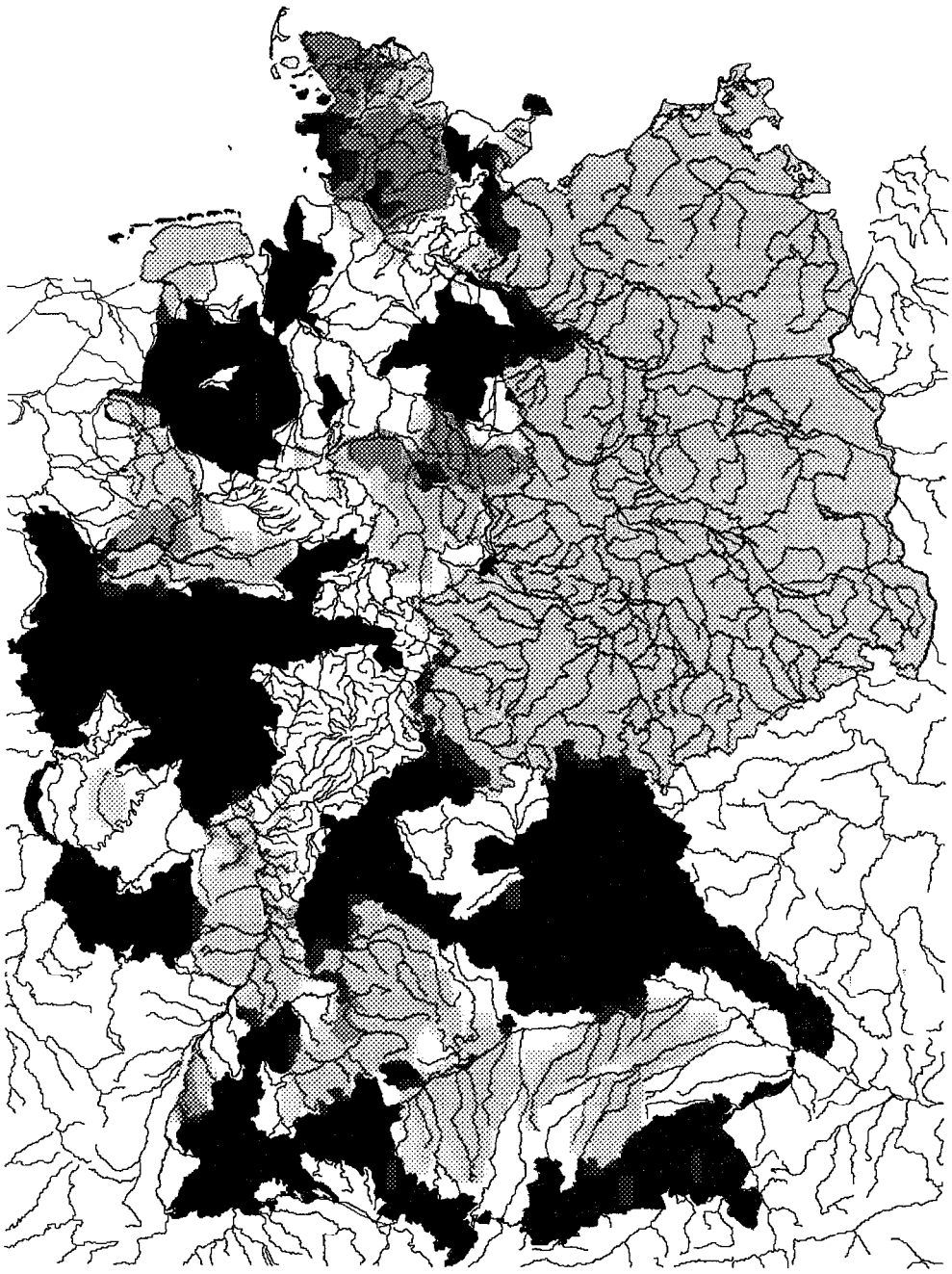
Diese Darstellung dient der regionalen Übersicht. Sie kann nicht für lokalspezifische Aussagen herangezogen werden.

drainierte Landwirtschaftsfläche in % der LF (Werte geschätzt)

- 0 - 5
- 6 - 15
- 16 - 30
- 31 - 60
- > 60
- nicht berücksichtigt

Karte 8

Anteil der Drainagefläche (geschätzt) in den Flußeinzugsgebieten Deutschlands auf der Basis der naturräumlichen Einheiten



Umweltbundesamt: Nährstoffbilanzierung der Flußgebiete Deutschlands, FKZ 102 04 515

Bearbeitung: Gesellschaft für Boden- und Gewässerschutz, Wettenberg,
Institut für Landeskultur, Universität Giessen, 1997

Datengrundlage: Qualitative Schätzungen nach Umfrageergebnissen, HUBER, 1997
Grenzen der naturräumlichen Einheiten 1:1 Mio., Umweltbundesamt f, Berlin 1997

Projektion: Lambert Conformal Conic, International 1909
Parallelen 48°40' N, 53°00' N
Zentralmeridian 10°30' O, Ursprung 51°00' N

Das Vorhaben wurde mit Mitteln des Bundesministeriums für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit gefördert.

Diese Darstellung dient der regionalen Übersicht. Sie kann nicht für lokalspezifische Aussagen herangezogen werden.

drainierte Landwirtschaftsfläche in % der LF (Werte geschätzt)

- 0 - 5
- 6 - 15
- 16 - 30
- 31 - 60
- > 60
- nicht berücksichtigt

Karte 9

7 Literaturverzeichnis

BACH, M. (1987): Die potentielle Nitratbelastung des Sickerwassers durch die Landwirtschaft in der Bundesrepublik Deutschland – eine regional differenzierende Abschätzung. Göttinger Bodenkundl. Ber. 93, 1-186

BACH, M. (1997): schriftl. Mitteilung, Univ. Gießen.

BACH, M. UND H.-G. FREDE (1996): Vergleich zwischen empirisch und statistisch ermittelten Stickstoffbilanzen auf Gemeindeebene. Z. Kulturtechnik Landentwicklg. 37, 269-274

BACH, M.; H.-G. FREDE UND G.LANG (1997): Entwicklung der Stickstoff- und Phosphor-Bilanz der Landwirtschaft in der Bundesrepublik Deutschland. Studie im Auftrag des Bundesarbeitskreis Düngung (BAD). Frankfurt am Main.

BANDMANN, A. UND R. RADERSCHALL (1992): Diffuse Stoffeinträge. ABSCHLUßBERICHT Nr. 9.1 zum BMFT-Forschungsvorhaben "Modellhafte Erarbeitung eines ökologisch begründeten Sanierungskonzeptes kleiner Fließgewässer am Beispiel der Hunte". Universität Oldenburg.

BECKER, R. (1996): Regional differenzierte Bewertung von Maßnahmen zur Minderung von Stickstoffüberschüssen mittels Stickstoff-Bilanzen. Diss., Universität Gießen.

BEHRENDT, H. (1996): Quantifizierung der Nährstoffeinträge aus Flußgebieten des Landes Mecklenburg-Vorpommern. Institut für Gewässerökologie und Binnenfischerei (IGB) im Forschungsverbund Berlin e. V..

BIERMANN, S. (1995): Flächendeckende, räumlich differenzierte Untersuchung von Stickstoffflüssen für das Gebiet der neuen Bundesländer. Diss. Univ. Halle

BUNDESGESETZBLATT (1992): Agrarstatistikgesetz (vom 23. September 1992). Jahrgang 1992, Teil 1.

FEHR, G. UND FÖHSE, D. (1997): Ökonomische Effektivitätskontrolle von Gewässerschutzmaßnahmen in der Europäischen Gemeinschaft. Fehr & Niemann-Hollatz Umweltconsult, Hannover.

GAUGER, T., R. KÖBLE und G. SMIATEK (1997): Kartierung kritischer Belastungskonzentrationen und –raten für empfindliche Ökosysteme in der Bundesrepublik Deutschland und anderen ECE-Ländern – Teil 1: Deposition Loads. Endbericht z. UBA-Forschungsvorhaben 106 01 061. Inst. f. Navigation, Univ. Stuttgart, End

HAßKAMP. H. (1989): Programm und Organisation agrarstatistischer Erhebungen nach Verkündigung des Agrarstatistikgesetzes. Wirtschaft und Statistik, 12, 761-773.

HERSEMANN, H. UND J. LAMMEL (1990): Stickstoffbilanzen auf Schlag- und Betriebsebene und deren Konsequenzen für die Stickstoffausträge. VDLUFA- Schriftenreihe 32, 283-287.

HUBER, A. (1996 & 1997): schriftl.. Mitteilung, Univ. Gießen.

KAIRIES, E. UND B. LÖFFLER (1993): Ökologisch begründetes Sanierungskonzept am Beispiel der Hunte. Rahmenbericht zum BMFT-Forschungsvorhaben "Modellhafte Erarbeitung eines ökologisch begründeten Sanierungskonzeptes kleiner Fließgewässer am Beispiel der Hunte". Niedersächsisches Landesamt für Ökologie, Niedersächsisches Umweltministerium.

KRETZSCHMAR, R. (1982): Gewässerbelastung in ländlichen Räumen, Unters. im Honigaugebiet (Ostholstein). In: Schriftenreihe des Deutschen Verbandes für Wasserwirtschaft und Kulturbau e. V. (DVWK), H. 55, Verlag Paul Parey, Hamburg/Berlin

KTBL (1995): Daten für die Betriebsplanung in der Landwirtschaft. Herausgegeben vom Kuratorium für Technik und Bauwesen in der Landwirtschaft (KTBL).

KTBL -Schriften-Vertrieb im Landwirtschaftsverlag Münster-Hiltrup.

MEYNEN, E. UND J.SCHMITHÜSEN (1953-1957): Handbuch der naturräumlichen Gliederung Deutschlands, Band 1 - 5. Selbstverlag der Bundesanstalt für Landeskunde, Remagen.

MEYNEN, E.; SCHMITHÜSEN, J.; GELLERT, J.; MÜLLER-MINY, H.; NEEF, E. UND H. J.SCHULTZE, (1959/1961): Handbuch der naturräumlichen Gliederung Deutschlands, Band 6 + 7. Selbstverlag der Bundesanstalt für Landeskunde, Remagen.

PRASUHN, V.; SPIESS, E. UND M.BRAUN (1996): Methoden zur Abschätzung der Phosphor- und Stickstoffeinträge aus diffusen Quellen in den Bodensee. BERICHT: Internationale Gewässerschutzkommission Bodensee, 45, 1996. Institut für Umweltschutz und Landwirtschaft (IUL), Bern.

RADERSCHALL, R. (1993): Stoffausträge aus landwirtschaftlich genutzten Böden im Einzugsgebiet der Hunte - Ursachen und Sanierungsbedarf. Wasser + Boden, 8/93, 625-628.

SCHOLZ, G. (1997): Quantifizierung des Einflusses von Dränen auf die Stickstoffbelastung von Fließgewässern in Mecklenburg-Vorpommern. Diplomarbeit, Universität Berlin.

TIMM, T. ; PODRAZA, P. UND M. SOMMERHÄUSER (1995): „Typologie der Fließgewässer des Elbe-Einzugsgebietes (Vorphase)." Schlußbericht zum Forschungsauftrag des Bundesministeriums für Bildung, Wissenschaft, Forschung und Technologie (FKZ 0339551). Institut für Ökologie, Abt. Hydrobiologie, Universität Essen.

WEINZIERL, W. (1992): Bodennutzung, Standorteigenschaften und Grundwasserqualität am Beispiel von drei in Baden-Württemberg gelegenen Wasserschutzgebieten. Z. f. Kulturtechnik und Flurbereinigung, 33, 236- 241.

WENDLAND, F., ALBERT, H.; BACH, M. UND R. SCHMIDT (1993): Atlas zum Nitratstrom in der Bundesrepublik Deutschland. Springer-Verlag Berlin Heidelberg.

WERNER, W. und H.-P. WODSACK (1994): Stickstoff- und Phosphateintrag in die Fließgewässer Deutschlands unter besonderer Berücksichtigung des Eintragsgeschehens im Lockergesteinsbereich der ehemaligen DDR. Schriftenreihe Agrarspektrum, Bd. 22, Verlagsunion Agrar

Verwendete Datengrundlagen:

BUNDESAMT FÜR NATURSCHUTZ (1996): Grenzen der Naturräumlichen Einheiten Deutschlands Maßstab 1: 1 000 000, als ARC INFO coverages, Bonn.

BUNDESANSTALT FÜR GEOWISSENSCHAFTEN UND ROHSTOFFE: Bodenübersichtskarte (1997), Maßstab 1: 1 000 000 im Grid Format, Hannover.

DÜNGEVERORDNUNG (1996): Herausgegeben vom Bundesministerium für Ernährung, Landwirtschaft und Forsten, Referat Öffentlichkeitsarbeit. Bonn.

INSTITUT FÜR ANGEWANDTE GEODÄSIE: Verwaltungsgrenzenkarte (1996), Maßstab 1: 1 000 000 im Grid Format, Frankfurt/Leipzig.

MUSTERVERWALTUNGSVORSCHRIFT (1996) für den Vollzug der Verordnung über die Grundsätze der guten fachlichen Praxis beim Düngen (Düngeverordnung) vom 26. Januar 1996, (BGB. IS.118).

REGIO-STAT - Regionalstatistischer Katalog des Bundes und der Länder (1996). Herausgegeben im Auftrag des Arbeitskreises Regionalstatistik der Statistischen Ämter des Bundes und der Länder vom Bayerischen Landesamt für Statistik und Datenverarbeitung.

STATISTISCHES BUNDESAMT: Daten zur Bodenbedeckung, CORINE Land Cover, (1997) Maßstab 1: 1 000 000 als ARC INFO coverages, Wiesbaden.

STATISTIK REGIONAL (1995). Daten und Informationen der statistischen Ämter der Länder und des Bundes, Handbuch. Herausgegeben von den statistischen Ämtern der Länder und des Bundes.

STATISTISCHES JAHRBUCH über Ernährung, Landwirtschaft und Forsten der Bundesrepublik Deutschland (1994). Herausgegeben vom Bundesministerium für Ernährung, Landwirtschaft und Forsten. Landwirtschaftsverlag Münster-Hiltrup.

STATISTISCHES JAHRBUCH über Ernährung, Landwirtschaft und Forsten der Bundesrepublik Deutschland (1995). Herausgegeben vom Bundesministerium für Ernährung, Landwirtschaft und Forsten. Landwirtschaftsverlag Münster-Hiltrup.

UMWELTBUNDESAMT: Karte der Flußeinzugsgebietsgrenzen (1997), Maßstab 1: 1 000 000 als ARC INFO coverages, Berlin.