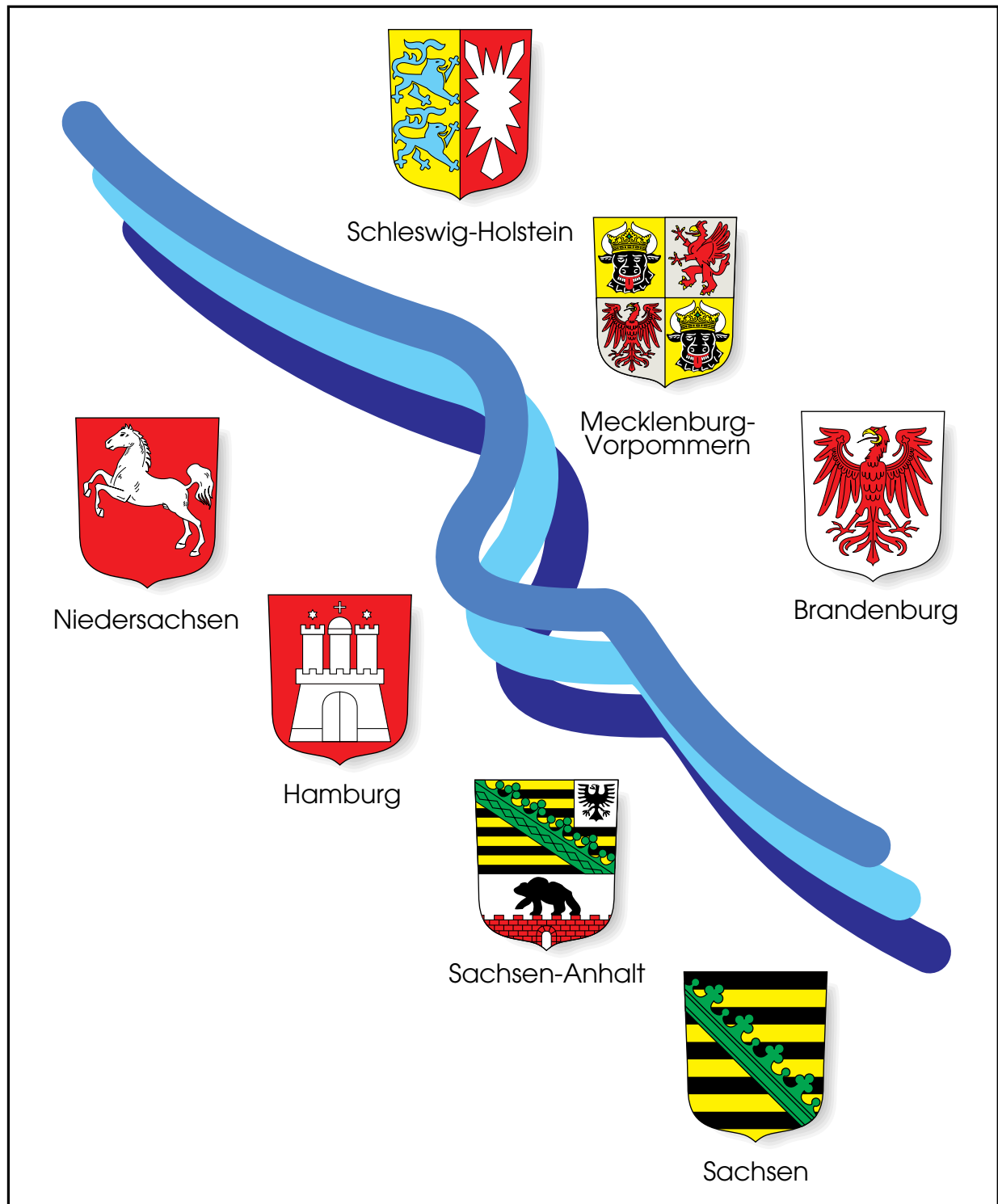


Arbeitsgemeinschaft für die Reinhaltung der Elbe



Analyse der Nährstoffkonzentrationen,
-frachten und -einträge im
Elbeeinzugsgebiet

Analyse der Nährstoffkonzentrationen, -frachten und -einträge im Elbeeinzugsgebiet

Ministerium für Landwirtschaft,
Umweltschutz und Raumordnung
des Landes Brandenburg
Heinrich-Mann-Allee 103
14473 Potsdam

Umweltbehörde Hamburg
Billstraße 84
20539 Hamburg

Umweltministerium Mecklenburg-Vorpommern
Schloßstraße 6 - 8
19053 Schwerin

Niedersächsisches Umweltministerium
Archivstraße 2
30169 Hannover

Sächsisches Staatsministerium
für Umwelt und Landwirtschaft
Wilhelm-Buck-Straße 2
01097 Dresden

Ministerium für Raumordnung, Landwirtschaft
und Umwelt
des Landes Sachsen-Anhalt
Olvenstedter Straße 4
39108 Magdeburg

Ministerium für Umwelt, Natur und Forsten
des Landes Schleswig-Holstein
Mercatorstraße 1 - 3
24106 Kiel

Bearbeitet:

Dr. WG Pagenkopf
geodaten integration&analyse
Köpenicker Str. 325
12555 Berlin
wolf.pagenkopf@iimaps.de

Aufgestellt:

Prof. Dr. Heinrich Reincke
Wassergütestelle Elbe
Neßdeich 120-121
21129 Hamburg

1	EINLEITUNG	2
2	DATENGRUNDLAGEN	4
2.1	Flächenbezogene Input-Daten	4
2.2	Daten zur Quantifizierung der punktuellen Nährstoffeinträge	7
2.3	Monitoringdaten	7
3	METHODIK	13
3.1	Punktuelle Einträge	14
3.2	Einträge von versiegelten urbanen Flächen	15
3.3	Einträge über atmosphärische Deposition	17
3.4	Einträge aus Dränagen	18
3.5	Einträge über das Grundwasser	20
3.6	Einträge über Erosion	23
3.7	Einträge über Abschwemmung	26
3.8	Nährstoffretention in den Oberflächengewässern eines Flusssystem	27
3.9	Frachtberechnungen	34
4	ERGEBNISSE	35
4.1	Charakteristika des Elbegebietes	35
4.2	Stickstoff- und Phosphorüberschüsse in der Landwirtschaft und deren Veränderung	38
4.3	Diffuse Phosphor- und Stickstoffeinträge in die Teilgebiete der Elbe	42
4.4	Diffuse, punktuelle und gesamte Phosphor- und Stickstoffeinträge	45
4.5	Diffuse, punktuelle und gesamte Einträge im Zeitraum 1983-1987 und Veränderungen der Einträge vom Zeitraum 1983-1987 bis zum Zeitraum 1993-1997	47
4.6	Phosphor- und Stickstofffrachten	50
5	VERÄNDERUNGEN DER NÄHRSTOFFEINTRÄGE IN DIE ELBE NACH 1995	69
5.1	Verringerung der Einträge durch Punktquellen bis 1999	69
5.2	Abschätzung eines weiteren Reduktionspotentials für punktuelle Einträge	72
6	ZUSAMMENFASSUNG	77
7	VERZEICHNISSE	81

1 Einleitung

In der vorliegenden Studie wird eine Analyse der Nährstoffbelastung für die WRRL-Koordinierungsräume des deutschen Elbeeinzugsgebiets auf der Basis von Methoden und Ergebnissen des Modells für Emissionsschätzungen MONERIS ausgeführt und diskutiert. Die Koordinierungsräume des deutschen Elbeeinzugsgebiets (s. Übersicht in Karte 2.1) sind entsprechend Stand April 2001:

- TEL - Tideelbe
- MEL - Mittelelbe – Elde (unterhalb Saalemündung)
- MES - Mulde – Elbe – Schwarze Elster (oberhalb Saalemündung)
- HAV - Havel
- SAL - Saale

Es werden Grundlagen für die Vorbereitung und Koordinierung von Bewirtschaftungsplänen im Elbeeinzugsgebiet und in den Koordinierungsräumen bereitgestellt. In der am 22.12.2000 in Kraft getretenen EU-Wasserrahmenrichtlinie wird die Erarbeitung von Bewirtschaftungsplänen für Stromgebiete bzw. Flussgebiete von der Quelle bis zum Meer gefordert. Die Pläne und Aktivitäten im Maßstab des gesamten Strom- bzw. Flussgebietes sollen durch regionale (z.B. WRRL-Koordinierungsräume) und lokale Maßnahmen (kleinere Flüsse) unteretzt werden, die in Übereinstimmung mit den Bewirtschaftungsplänen für die Stromgebiete stehen. Generell ist vorgesehen, dass die Flüsse in den nächsten 15 Jahren eine "gute" Qualität erreichen sollen. Die Definition eines "guten" Zustandes hängt von den biologischen und chemischen Charakteristika der Flüsse ab, d.h. "guter" Zustand kann bezogen auf den lokalen, regionalen und gesamten Maßstab eines Flussgebietes jeweils etwas anderes bedeuten. Eine wesentliche Voraussetzung für die Ableitung von Qualitätskriterien und für die Erarbeitung der Bewirtschaftungspläne ist damit die Kenntnis der Qualitätsprobleme und eine umfassende Analyse der natürlichen Gegebenheiten und der gegenwärtigen Belastungssituation in den verschiedenen Maßstabsebenen eines Stromgebietes. Darauf aufbauend ist der für eine „gute“ Wasserqualität erforderliche Sollzustand zu definieren. Aus dem Vergleich von Ist- und Sollzustand ergibt sich der Handlungsbedarf und das mögliche Spektrum von Maßnahmen, die zur Erreichung des Sollzustandes umgesetzt werden müssen. In den nächsten Jahren sind solche Maßnahmeprogramme für die Flussgebiete der Bundesländer aber auch für länderübergreifende Flüsse und gesamte Stromgebiete, wie das der Elbe zu erarbeiten.

Mit dem Modellsystem MONERIS wurden durch BEHRENDT ET AL., 1999 im Rahmen des UBA-Projekts „Nährstoffbilanzierung der Flußgebiete Deutschlands“ Methoden und Datengrundlagen zu einem Werkzeugsystem verknüpft, mit dem eine einheitliche vergleichende Analyse der durch punktförmige und diffuse Eintragsquellen hervorgerufenen Nährstoffbelastung aller zu betrachtenden Flussgebiete eines Untersuchungsraumes ermöglicht wird. Die Einheitlichkeit von Methoden und Datengrundlagen bei der Ermittlung der Einträge entlang

der einzelnen Eintragspfade in den zu vergleichenden Flussgebieten besitzt im Modellkonzept oberste Priorität und wird als wichtige Voraussetzung für die abgestimmte Ableitung weiterer Maßnahmen zur Reduzierung der Nährstoffbelastung angesehen. Im Sinne der Einheitlichkeit und Vergleichbarkeit der Analyseergebnisse wurden keine Datengrundlagen verwendet, die nur für Teile des Untersuchungsraumes verfügbar sind.

Die flussgebietsbezogenen Analysen der Nährstoffbelastung mit MONERIS ergeben für alle zu vergleichenden Teilgebiete ein geschlossenes Bild von der Ursache der Nährstoffbelastung (Einträge) bis zu den realisierten Nährstofffrachten. MONERIS berücksichtigt insgesamt acht verschiedene Eintragspfade bzw. Teilmodelle (s. auch Abbildung 1.1):

- 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 Auslauf der Einzugsgebiete berechnet.

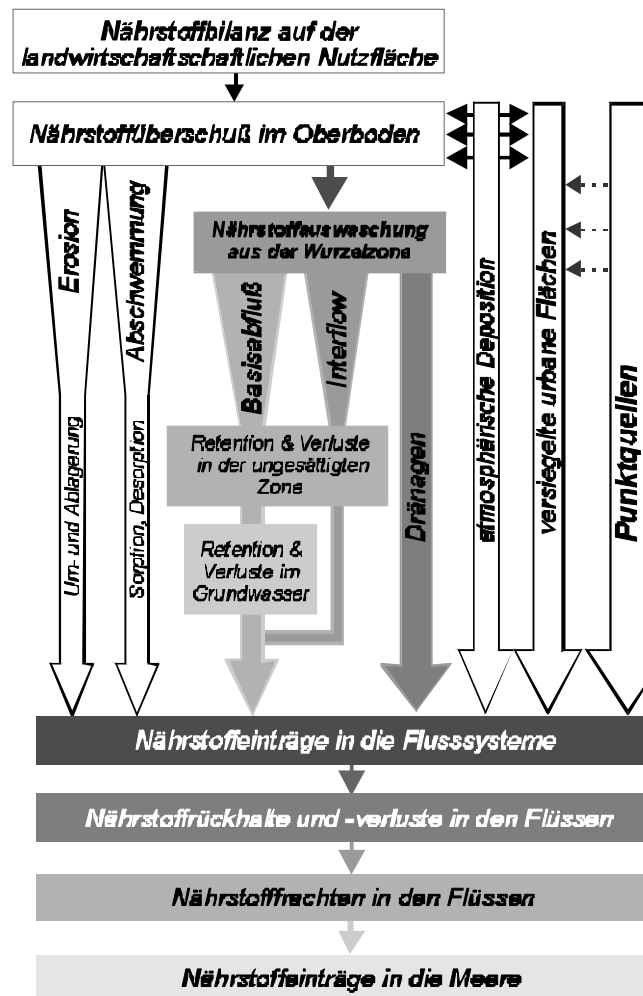


Abbildung 1.1 Pfade und Prozesse von MONERIS

Die entwickelten Teilmodelle werden an verfügbaren Messdaten validiert, jedoch nicht an den aus Güte- und Abflussmessungen ermittelten (weiterhin als „gemessen“ bezeichneten) Nährstofffrachten der Flüsse. Die in den Flüssen gemessenen Frachten werden lediglich zum Vergleich mit den Modellergebnissen herangezogen.

2 Datengrundlagen

2.1 Flächenbezogene Input-Daten

Für das Projekt konnten folgende in Geographischen Informationssystemen (GIS) aufbereiteten und verwalteten Daten genutzt werden, die u.a. im Bericht und in der Internet-Präsentation des Projekts „Nährstoffbilanzierung der Flussgebiete Deutschlands“ dokumentiert und publiziert wurden.

- Landnutzung nach CORINE-Landcover (Daten zur Bodenbedeckung der Bundesrepublik Deutschland, *Statistisches Bundesamt* 1998)
- Gewässernetz und Einzugsgebietsgrenzen (Umweltbundesamt)
- Digitales Höhenmodell (DHM) nach USGS
- ArcGemeinde (*ESRI-Deutschland*)
- Statistische Daten der Gemeinden und Kreise (Statistische Landesämter)
- Bodenabträge für ausgewählte Gebiete auf Gemeindeebene (*DEUMLICH ET AL.*, 1997)
- Regional differenzierte Stickstoff- und Phosphorüberschüsse auf der landwirtschaftlichen Nutzfläche (*BACH ET AL.*, 1998)
- Langzeitentwicklung der Stickstoff- und Phosphorüberschüsse in der Bundesrepublik Deutschland sowie in den einzelnen Bundesländern (*BEHRENDT ET AL.*, 2000)
- 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)*

Alle flächenbezogenen Daten wurden in einer für das gesamte Einzugsgebiet der Elbe einheitlichen Projektion verarbeitet. Durch Überlagerung der digitalen Einzugsgebietsgrenzen der IKSE mit diesen Basis-Daten wurden alle Gebietsparameter für die zu bewertenden Teileinzugsgebiete direkt ermittelt. Für den Oberlauf der Elbe oberhalb des deutschen Elbeeinzugsgebiets (d.h. hauptsächlich das tschechische Elbeeinzugsgebiet) wurde die digitale Datenbasis soweit integriert, wie es für eine optimale Modellstruktur erforderlich ist.

Gewässernetz, Einzugsgebietsgrenzen und Pegel

Die Modelldaten für lineare und flächige *Gewässer* sowie für die hydrologischen Gebietsgliederungen basieren auf den Daten der digitalen Gewässernetzkarte D1000 des Umweltbundesamtes.

Für die Festlegung der Analysegebiete wurde die von der ARGE Elbe auf der Basis der IKSE-Grundkarte digital bereitgestellten Grenzen der WRRL-Koordinierungsräume des deutschen Elbeeinzugsgebiets (Übersicht in Karte 2.1) verwendet.

Für die räumlich differenzierte Ermittlung der Nährstoffeinträge wurde das deutsche Einzugsgebiet der Elbe durch durch BEHRENDT ET AL., 1999 in 115 Teilgebiete aufgeteilt (in Karte 2.1 hinterlegte Flächenfeingliederung). Die in dieser Studie für die WRRL-Räume kompilierten Ergebnisse basieren auf den für 37 Modellpegel aggregierten und veröffentlichten Detailergebnissen der Feingliederung.

CORINE-Landcover

Der Datenerhebung lagen Landnutzungsdaten (CORINE-Landcover) aus Satellitenaufnahmen der Jahre 1989-1992 für Deutschland zugrunde, die über das *Statistische Bundesamt* bezogen werden konnten (siehe Karte 2.3). Diese wurden für alle Untersuchungsperioden angewandt, da keine aktuelleren flächenbezogenen Daten vorlagen.

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 2.2).

Bodeninformationen

Für die Quantifizierung der bodenspezifischen Teilprozesse wurden die im Projekt „Nährstoffbilanzierung“ für den Modellzeitraum 1993-1997 und das Stromgebiet der Elbe aggregierten Parameter verwendet.

Hydrogeologie

Bei der Entwicklung von MONERIS wurde für die Flussgebiete Deutschlands zur Unterscheidung von Locker- und Festgesteinsbereich der Einzugsgebiete eine hydrogeologische Karte von Europa aus dem *RIVM* verwendet.

ArcGemeinde und statistische Daten der Gemeinden und Kreise

Zur flussgebietsbezogenen Analyse von Informationen, die auf administrativer Grundlage vorliegen sowie zur räumlichen Darstellung, konnte auf die Vektordatenbank ArcGemeinde von *ESRI Deutschland* 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. Mit dieser digitalen geometrischen Datengrundlage wurden alle statistischen Daten zum Bevölkerungsstand (siehe Karte 2.4), zur Flächennutzung, zu den Anbauverhältnissen und dem Viehbestand auf Gemeindebasis verknüpft.

Bodenabtragskarten

Für die Angaben bezüglich der Bodenabträge konnte auf einheitliche Datengrundlagen zurückgegriffen werden. Die Bodenabträge der NBL wurden von DEUMLICH & FRIELINGHAUS (1994) erarbeitet und liegen auf Gemeindebasis vor (DEUMLICH ET AL., 1997). Die Bodenabträge wurden über den Gemeindeindex mit den ArcGemeinde-Geometrien verknüpft und in das GIS integriert.

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 und bereitgestellt.

2.2 Daten zur Quantifizierung der punktuellen Nährstoffeinträge

Kommunale Kläranlagen Deutschlands

Als Grundlage für die Analyse der Entwicklung punktueller Nährstoff-Einleitungen aus Kläranlagen wurden die in der Bestandsaufnahmen der IKSE von 1995 und im Zweiten Bericht zum Aktionsprogramm Elbe (2000) angegebenen Emissionsdaten aufbereitet und georeferenziert. Entsprechend dem Bericht für den Zeitraum 1998-1999 werden durch Anlagen mit Kapazitäten > 20TEW ca. 88% der insgesamt im Elbe-Einzugsgebiet an KA angeschlossenen Einwohner berücksichtigt. In der Karte 2.5 sind die Standorte dieser KA als punktuelle N- und P-Quellen zusammen mit den Standorten der für die aktualisierten quantitativen Analyse nicht berücksichtigten kleineren KA dargestellt.

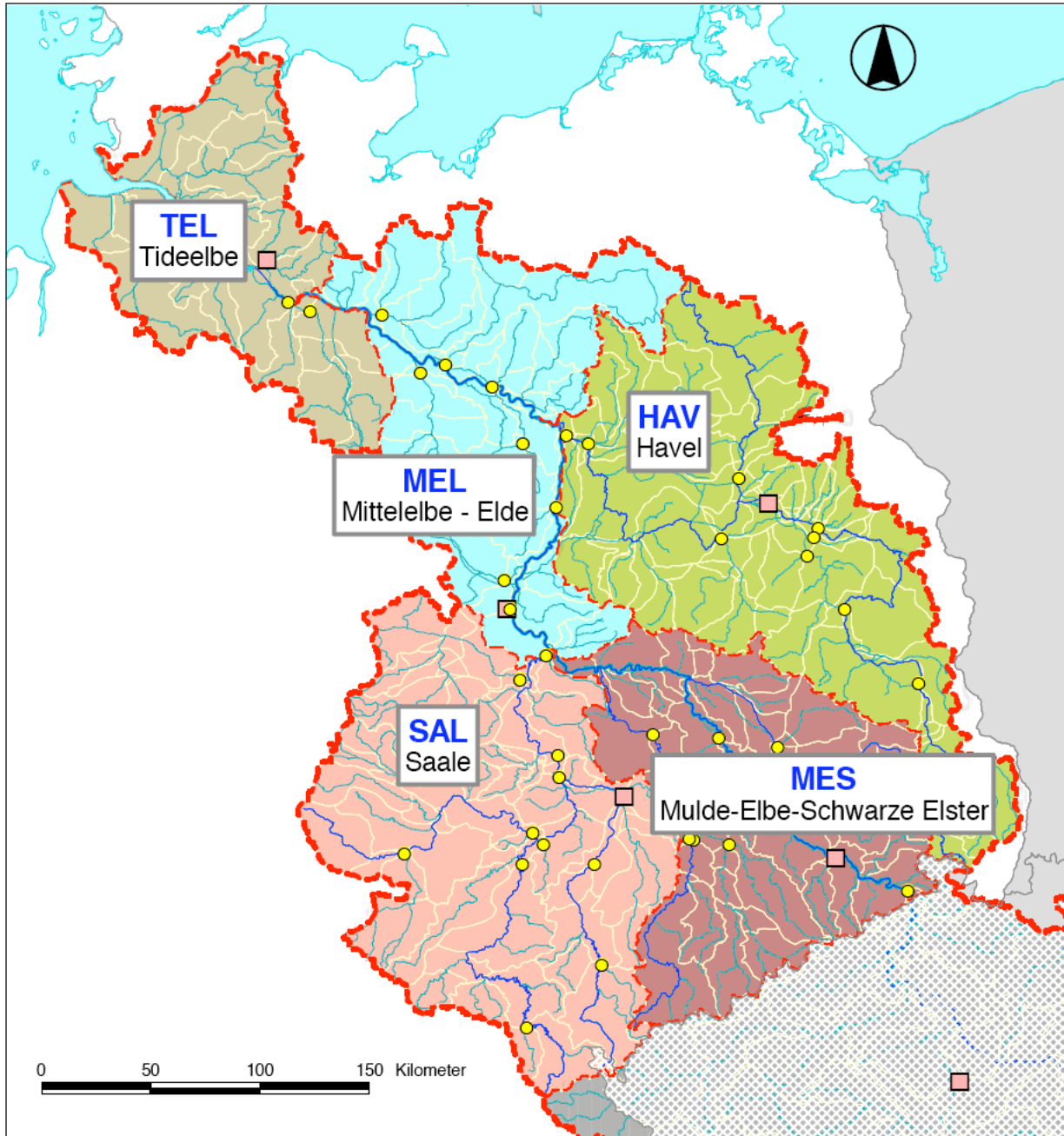
Industrielle Direkteinleiter

Für die Ermittlung der N- und P-Einträge von industriellen Direkteinleitern wurden die bei der Nährstoffbilanzierung für die Flussgebiete Deutschlands (BEHRENDT ET AL., 1999) bereits verwendeten Ergebnisse der Untersuchungen von ROSENWINKEL & HIPPEN (1997) für das Jahr 1995 genutzt. Darüber hinaus wurden die Daten zur Nährstoffeinleitung aller im Zweiten Bericht zum Aktionsprogramm Elbe (2000) zusammengestellten industriellen Direkteinleiter georeferenziert. Alle Direkteinleiter mit Nährstoffeinträgen sind ebenfalls in Karte 2.5 dargestellt.

2.3 Monitoringdaten

Für die Untersuchungen wurden insgesamt 37 Messstellen bzw. Flussgebiete im Einzugsgebiet der Elbe ausgewählt. Jeder Pegel hat eine eindeutige Adresse, die sich aus der 3-stelligen LAWA-Kodierung des Teilgebiets und einer 2-stelligen laufenden Nummer innerhalb dieses Teilgebiets zusammensetzt. Wurde der Abfluss an einem anderen Pegel gemessen als die Wasserqualität, so erfolgte eine Umrechnung, indem der Abfluss am Durchflusspegel durch Multiplikation mit einem Faktor auf den Abfluss am Gütepegel umgerechnet wird. 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 die notwendigen Abfluss- und Wassergütedaten zu Frachtdaten für anorganisch gelöste Stickstoffkomponenten, für Gesamtstickstoff und Gesamtphosphor aufbereitet. Zur Verlängerung der Datenreihen von Elbe-Messstellen bis zum Jahr 1998 wurden aus den von der ARGE Elbe veröffentlichten Wassergütedaten der Elbe die Daten zu Wochenmischproben der Stationen Schmilka, Magdeburg und Zollenspieker extrahiert.



geodaten integration & analyse



Deutsches Einzugsgebiet der Elbe EU-WRRL - Koordinierungsräume

-  Gebietsgliederung des Modells MONERIS
-  Bilanzpegel des Modells MONERIS

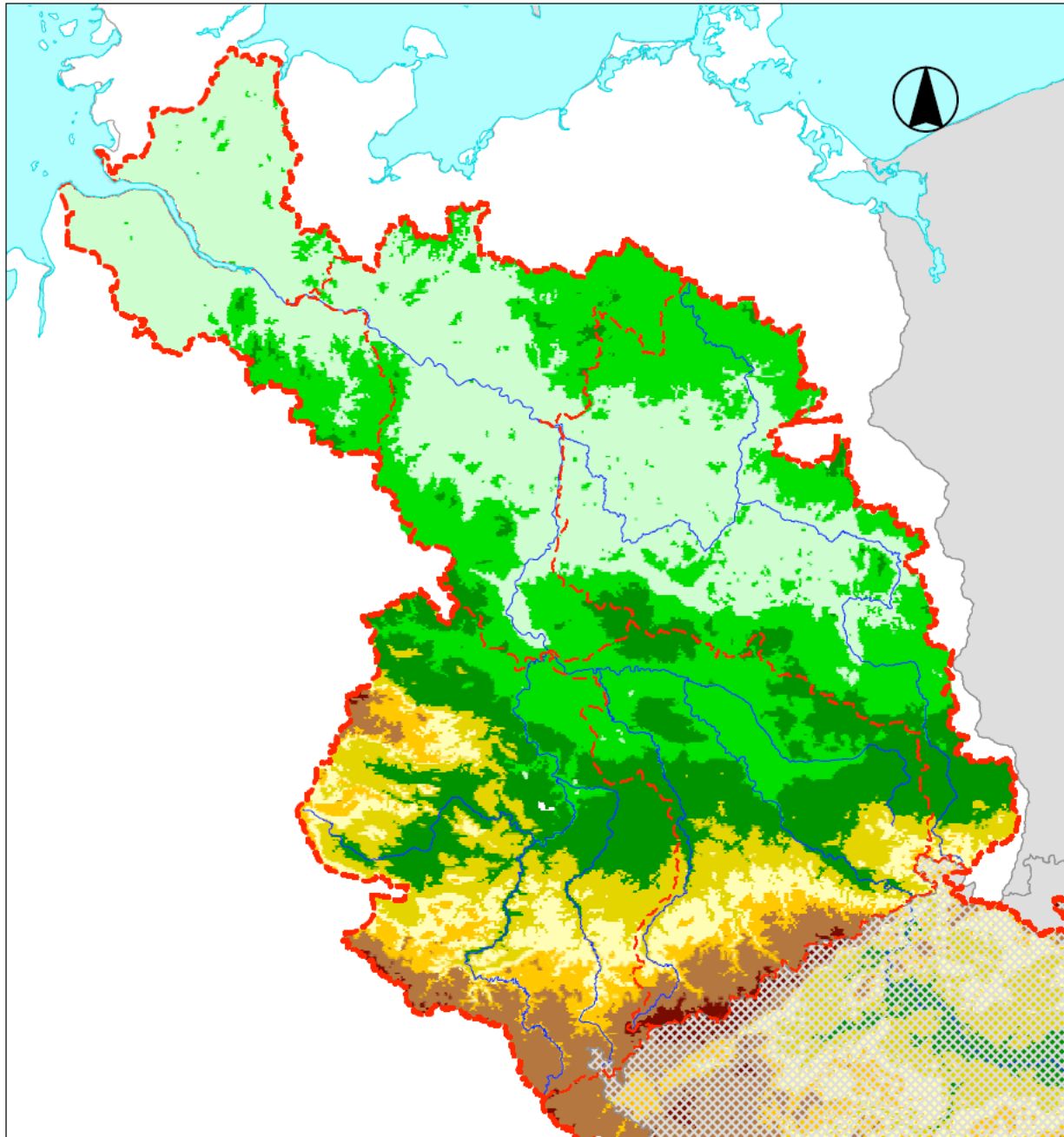
Datengrundlage:

Modell MONERIS
Einzugsgebietsgrenzen der IKSE
Gewässernetz des UBA

Projekt:

Analyse der Nährstoffeinträge, -frachten
und -konzentrationen in der Elbe

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

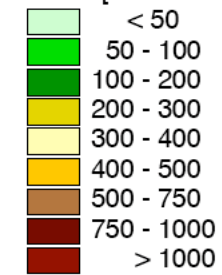


geodaten integration & analyse



Morphologische Übersicht des Einzugsgebiets der Elbe

Höhe [m über NN }



Datengrundlage:

Digitales Geländemodell GTOPO30 des USGS

Projekt:

Analyse der Nährstoffeinträge, -frachten
und -konzentrationen in der Elbe

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



geodaten integration & analyse



Landnutzung (nach Corine) im Einzugsgebiet der Elbe

Corine Landcover

- 11-Städtisch geprägte Flächen
- 12-Industrie, Gewerbe und Verkehrsflächen
- 13-Abbauflächen, Deponien, Baustellen
- 14-Künstlich angelegte Grünfl.(nicht LW)
- 21-Ackerflächen
- 22-Dauerkulturen
- 23-Grünland
- 24-Landw. Flächen heterogener Struktur
- 31-Wälder
- 32-Strauch- und Krautvegetation
- 33-Offene Flächen ohne (mit wenig) Vegetation
- 41-Feuchtfächen im Landesinneren
- 42-Feuchtfächen an der Küste
- 51-Wasserflächen im Landesinneren
- 52-Meeressgewässer
- Keine Daten

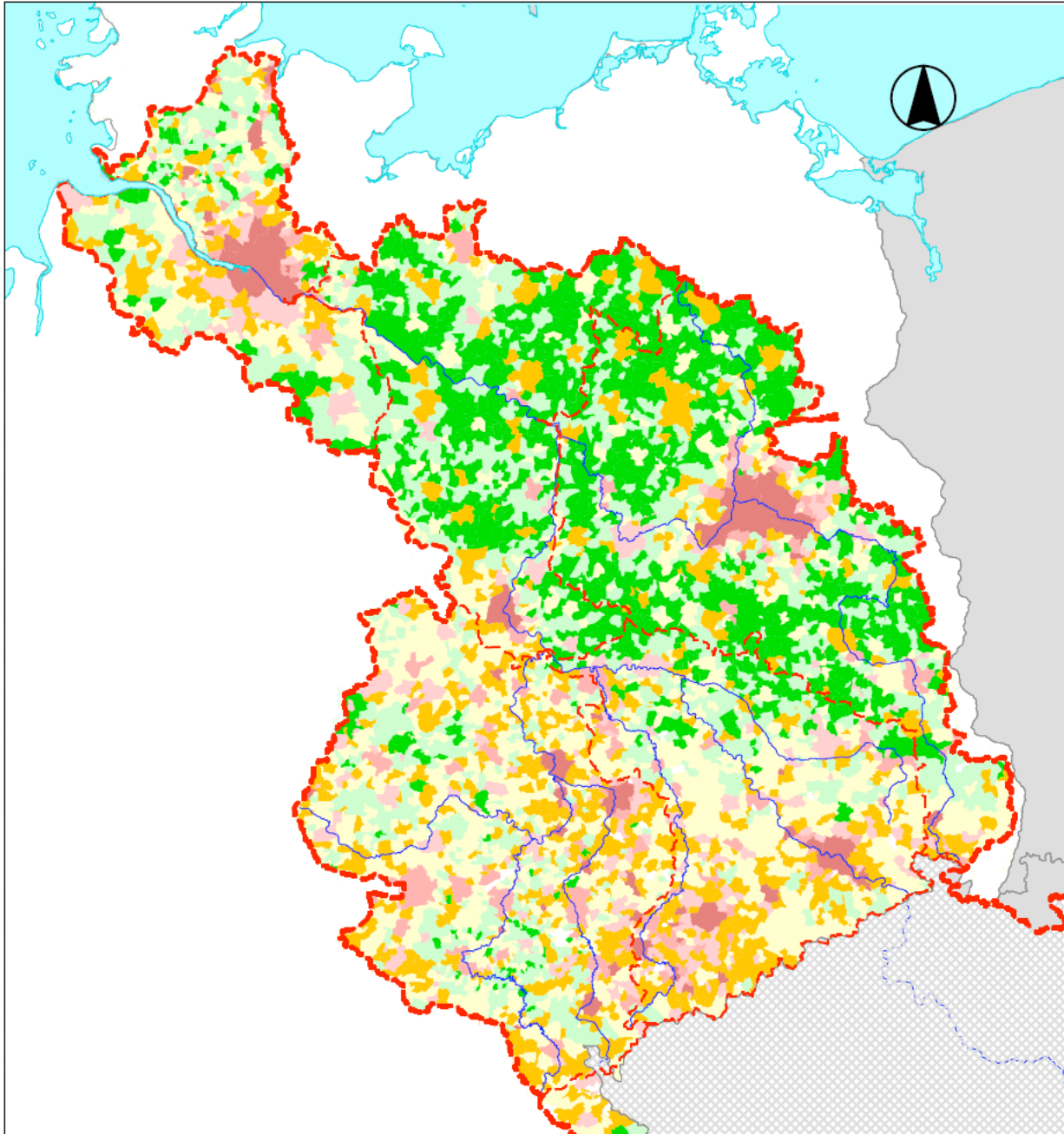
Datengrundlage:

Daten zur Bodenbedeckung der Bundesrepublik Deutschland, Stat. Bundesamt 1997

Projekt:

Analyse der Nährstoffeinträge, -frachten und -konzentrationen in der Elbe

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

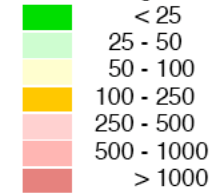


geodaten integration & analyse



Bevölkerungsdichte im Einzugsgebiet der Elbe

Bevölkerungsdichte [EW/km²]



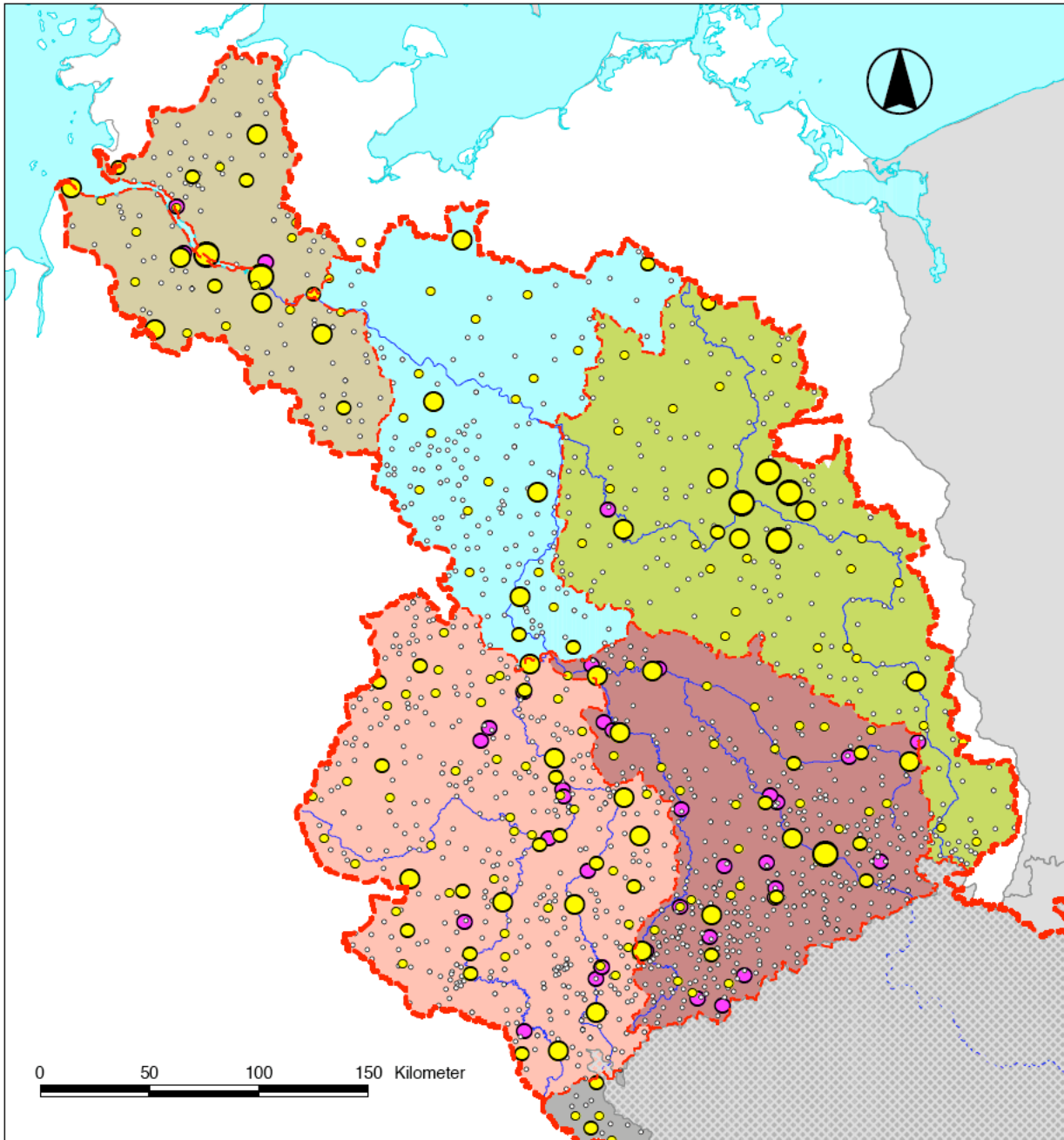
Datengrundlage:

ARC Gemeinde
und Statistisches Jahrbuch 1995 der BRD

Projekt:

Analyse der Nährstoffeinträge, -frachten
und -konzentrationen in der Elbe

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



geodaten integration & analyse



Standorte der bedeutenden Punktquellen für Nährstoffeinträge 1999

KKA mit Kapazität > 20 TEW

- 20 - 50 TEW
- 50 - 100 TEW
- 100 - 500 TEW
- > 500 TEW

- KKA mit Kapazität < 20 TEW
- Industrielle Direkteinleiter

Datengrundlage:

IGB 1999, IKSE 2000

Projekt:

Analyse der Nährstoffeinträge, -frachten und -konzentrationen in der Elbe

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

3 Methodik

Zur Ermittlung der Nährstoffeinträge über die verschiedenen punktuellen und diffusen Eintragspfade in die Teileinzugsgebiete des deutschen Elbeeinzugsgebiets wurde das Modell **MONERIS (MOdelling Nutrient Emissions in RIver Systems)** angewendet. Eine ausführliche Beschreibung der Modellgrundlagen und der angewandten Methodik wird in BEHRENDT ET AL., (1999) gegeben, so dass im Rahmen dieser Studie nur eine orientierende Modellbeschreibung erfolgt.

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 administrativ-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 unterschiedliche Komponenten des Abflusses realisiert werden (Abbildung 3.1). 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, sind Kenntnisse der Transformations- und Rückhalteprozesse erforderlich. Diese können aufgrund des derzeitigen Wissensstandes, der zur Verfügung stehenden Daten-

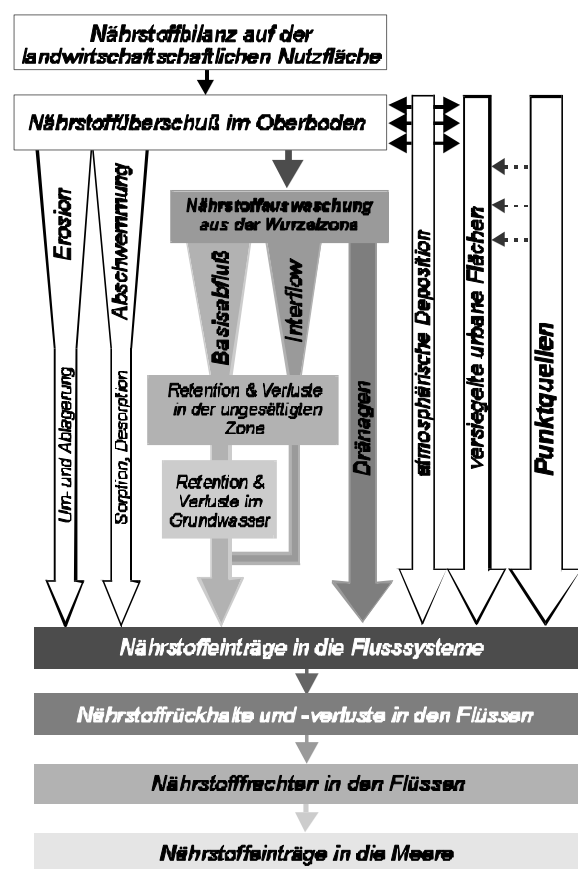


Abbildung 3.1 Pfade und Prozesse von MONERIS

basis und der Größe der zu untersuchenden Gebiete nicht durch detaillierte dynamische Prozessmodelle gewonnen werden. In MONERIS werden vorhandene Ansätze zur Modellierung der einzelnen Eintragspfade für unterschiedliche Gebietsgrößen ergänzt und modifiziert, durch konzeptionelle Modelle erweitert und angewendet.

Besonderer Wert wurde bei der Modellentwicklung darauf gelegt, dass die verschiedenen Teilmodelle an unabhängigen Einzeldatensätzen, wie z. B. beim Grundwassermodell an den Grundwasserkonzentrationen, und nicht an den in den Flüssen letztendlich gemessenen Nährstofffrachten validiert werden.

Die GIS-Datenbasis gestattet eine regional differenzierte Vorgehensweise bei der Quantifizierung der Nährstoffeinträge. Insgesamt wurden im Rahmen dieser Analyse die veröffentlichten Einträge für 37 verschiedene Teileinzugsgebiete der Elbe nach derselben Methodik aufbereitet und zu Aussagen für die Koordinierungsräume aggregiert. Um die Eintragsberechnungen mit den Ergebnissen früherer Abschätzungen vergleichen und die Veränderungen in den Nährstoffeinträgen für die Teileinzugsgebiete der Elbe ausweisen zu können, wurden unabhängige Abschätzungen für die beiden Zeiträume 1983-1987 bzw. 1993-1997 durchgeführt. Die Veränderungen werden sowohl unter Berücksichtigung der unterschiedlichen hydrologischen Bedingungen in den beiden Perioden als auch unter der Annahme gleicher hydrologischer Bedingungen ermittelt, so dass eine Identifizierung der anthropogen verursachten Veränderungen möglich ist.

In den folgenden Textabschnitten werden die Grundlagen für die Quantifizierung der einzelnen Eintragspfade und der Retentionsprozesse dargestellt.

3.1 Punktuelle Einträge

Bezüglich der industriellen Direkteinleiter wurden die Ergebnisse der Untersuchungen von ROSENWINKEL & HIPPEN (1997) für das Jahr 1995 übernommen. Für den Zeitraum vor 1990 wurden die Ergebnisse von WERNER & WODSAK (1994) genutzt.

Die regional differenzierte Abschätzung der Nährstoffeinträge aus kommunalen Kläranlagen (KKA) basiert auf einem flächendeckenden, GIS-gestützten Kläranlageninventar, das auf der Grundlage der IKSE-Inventare

Tabelle 3.1 N- und P-Reinigungsleistungen von KKA (%).

Reinigungsverfahren	N	P 1985	P 1995
Abwasserteich (belüftet)	30	25	50
Abwasserteich (unbelüftet)	50	25	50
Mechanische Reinigung	10	15	20
Biologische Reinigung	30	20	50
Biologische Reinigung mit Nitrifikation	45	-	-
Weitergehende biologische Reinigung	75	90	90

1995 und 1999 erstellt wurde (s. BEHRENDT ET AL. (1999) und mit dem ca. 88% der an KKA angeschlossenen Einwohner im deutschen EZG der Elbe erfasst werden.

3.2 Einträge von versiegelten urbanen Flächen

Bei der Quantifizierung der N- und P-Einträge von urbanen Flächen werden die folgenden Eintragspfade separat berechnet: (1) Einträge von versiegelten Flächen über die Trennkanalisation, (2) Einträge von Mischkanalisationsüberläufen, (3) Einträge von Haushalten und von versiegelten Flächen, die an eine Kanalisation aber an keine KKA angeschlossen sind. Grundlage für die Berechnung ist die Ermittlung der versiegelten urbanen Fläche. Sie kann auf Basis der gesamten urbanen Fläche (abgeleitet aus *CORINE-Landcover*) sowie der Bevölkerungsdichte nach einem Ansatz von HEANEY *ET AL.* (1976) bestimmt werden. Die gesamte versiegelte urbane Fläche wird im Anschluss auf die verschiedenen Kanalisationssysteme aufgeteilt. Dazu wurden die Statistiken der Bundesländer über die Längen der Misch-, Schmutzwasser- und Trennkanäle auf Ebene der LAWA 3-Steller genutzt. Zur Ermittlung der Gesamt-abflüsse in den verschiedenen Kanalsystemen ist die Kenntnis des spezifischen Abflusses von der versiegelten urbanen Fläche notwendig. Er wird nach HEANEY *ET AL.* (1976) aus dem mittleren Niederschlag und dem Anteil der versiegelten Fläche in einem Flussgebiet berechnet.

Einen schematischen Überblick über die angewandte Methodik gibt die Abbildung 3.2.

Die Nährstoffeinträge über die Trennkanalisation wurden auf Basis spezifischer Einträge berechnet. Nach BROMBACH & MICHELBACH (1998) kann von einem mittleren P-Eintrag von 2,5 kg P/(ha·a) ausgegangen werden. Den spezifischen N-Einträgen wurden die Werte der atmosphärischen N-Deposition zu Grunde gelegt. Für die zusätzlich zu berücksichtigenden

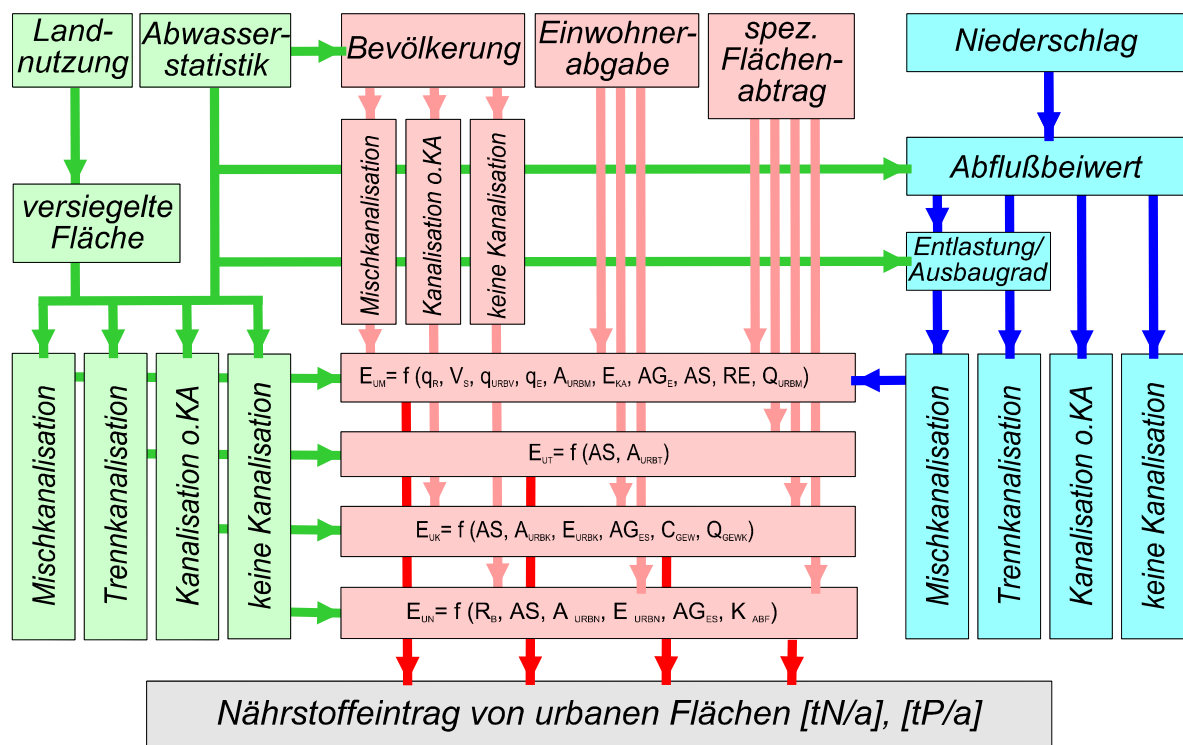


Abbildung 3.2 Nährstoffeinträge von urbanen Flächen

Einträge durch Laubfall und tierische Exkremente wurden pauschal $4 \text{ kg N}/(\text{ha}\cdot\text{a})$ angenommen. Die N- und P-Einträge in jedem Flussgebiet werden als Produkt der über Trennkanalisation entwässerten versiegelten Fläche und den spezifischen Abschwemmungen berechnet.

Bei der Mischkanalisation werden die Abwässer aus den Haushalten, den industriellen Indirekteinleitern und den Regenwasserabläufen in einem Kanal erfasst und den KKA zugeführt. Da das System bei Starkregenereignissen nicht in der Lage ist, die gesamte Wassermenge der KKA zuzuleiten oder zu speichern, wird die überschüssige Wassermenge in diesem Fall durch Überläufe direkt in das Gewässer eingeleitet. Die Abschätzung der Nährstoffeinträge über Mischkanalisationsüberläufe basiert auf den Vorstellungen von MOHAUPT *ET AL.* (1998) sowie BROMBACH & MICHELBAACH (1998). Danach bestimmt sich die dem Mischsystem in einem Flussgebiet zugeführte Wassermenge in Abhängigkeit von der versiegelten urbanen Fläche, dem spezifischen Abfluss, den an die Kanalisation angeschlossenen Einwohnern, der einwohnerspezifischen Abwasserspense (130 l/d), dem Anteil der gewerblichen Flächen an der versiegelten urbanen Fläche, der spezifischen Abflussspende von gewerblichen Flächen sowie der Anzahl der effektiv wirksamen Starkregentage. Die Entlastungsrate des Mischsystems wurde nach MEIBNER (1991) in Abhängigkeit vom Ausbaugrad bzw. dem Speichervolumen des Mischsystems sowie dem Jahresniederschlag ermittelt. Dafür wurden Angaben aus der Abwasserstatistik bezüglich des Speichervolumens von Regenüberlaufbecken genutzt. Die Nährstoffkonzentration im Mischkanal lässt sich für den Entlastungsfall aus den spezifischen Einträgen von der versiegelten urbanen Fläche (siehe Trennkanalisation), den einwohnerspezifischen N- und P-Abgaben (siehe KKA) sowie den Konzentrationen im gewerblichen Abwasser ($1,0 \text{ g N/m}^3$, $0,1 \text{ g P/m}^3$) ermitteln. Die N- und P-Einträge in jedem Flussgebiet ergeben sich aus dem Produkt der Wassermenge im Mischsystem, der Entlastungsrate und der Nährstoffkonzentration im Mischwasser.

Neben den Einträgen über die Trenn- und Mischkanalisation müssen weiterhin solche aus Kanälen berücksichtigt werden, die an keine KKA angeschlossen sind. Für die angeschlossene Bevölkerung wird davon ausgegangen, dass nur der gelöste Anteil der Nährstoffabgabe des Menschen in die Kanalisation gelangt (60 % der P- bzw. 80 % der N-Abgabe), da der partikuläre Anteil in Kleinkläranlagen oder Sammelgruben zurückgehalten wird. Bezüglich der versiegelten urbanen Fläche bzw. des Gewerbes werden die bereits erläuterten Annahmen getroffen.

3.3 Einträge über 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. Zur Quantifizierung der Gewässerfläche in einem Flusssystem wurde zunächst die Gewässerfläche nach CORINE-Landcover bestimmt. Für die gesamte Wasserfläche wurden zusätzliche, im GIS nur linear verwaltete Fließgewässer berücksichtigt, deren Oberfläche nach BEHRENDT & OPITZ (1999) berechnet wurde.

Die Berechnung der Nährstoffeinträge über die atmosphärische Deposition erfolgt durch Multiplikation der mittleren Werten der Summe der $\text{NO}_x\text{-N}$ - und $\text{NH}_4\text{-N}$ -Deposition sowie der P-Deposition mit der mittleren Gewässerfläche in jedem Einzugsgebiet. Für Phosphor wurden einheitliche Werte von $0,7 \text{ kg P}/(\text{ha}\cdot\text{a})$ bzw. $0,37 \text{ kg P}/(\text{ha}\cdot\text{a})$ für die Deposition im Zeitraum um 1985 bzw. 1995 verwendet, die von BEHRENDT ET AL. (1999) auf der Basis von Literaturdaten abgeleitet wurden. Für die Berechnung des direkten Eintrages von Stickstoff durch atmosphärische Deposition konnten die Ergebnisse des EMEP-Programmes für die Jahre 1985 und 1996 genutzt werden (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 $\text{NO}_x\text{-N}$ - und $\text{NH}_4\text{-N}$ -Deposition in $\text{kg N}/(\text{ha}\cdot\text{a})$ zur Verfügung. Die EMEP-Rasterkarten wurden mit den Grenzen der untersuchten Einzugsgebiete verschnitten und so die mittlere $\text{NO}_x\text{-N}$ - und $\text{NH}_4\text{-N}$ -Deposition in jedem Einzugsgebiet ermittelt.

3.4 Einträge aus Dränagen

Zur Quantifizierung der Einträge von Stickstoff und Phosphor, die über den Eintragspfad von Dränen in die Oberflächengewässer gelangen, wurde eine Methode angewandt, die, wie die Abbildung 3.3 zeigt, auf Basis der Dränflächengröße, der Dränspende und der mittleren Nährstoffkonzentrationen der Dränwässer die Austräge berechnet.

Zur Abschätzung der Dränflächengröße der Flussgebiete mußten aufgrund der sehr unterschiedlichen Datengrundlagen getrennte Ansätze für die alten und neuen Bundesländer durchgeführt. Für den gesamten

Bereich des Elbe-Einzugsgebiets standen raumbezogene Daten über gedränte Flächen nicht lückenlos zur Verfügung. Es wurde daher, unter Einbeziehung der Bodenstandorttypen der MMK (Mittelmaßstäbige landwirtschaftliche Standortkartierung), deren Verteilung für die neuen Bundesländer flächen-

Tabelle 3.2 Phosphorkonzentrationen im Grundwasser für verschiedene Bodentypen.

Bodentyp	Nutzung	Bezeichnung	C_{GWp} [g P/m ³]
Sandboden	Landwirtschaft	C_{GWSp}	0,10
Lehm	Landwirtschaft	C_{GWLp}	0,03
Niedermoor	Landwirtschaft	C_{GWNMp}	0,10
	ehem. Rieselfelder	C_{GWRp}	0,29
	Wald/Offene Flächen	$C_{GWWAOfp}$	0,01

deckend und digital vorliegt, von den erfassten Teilgebieten ausgehend eine Übertragung auf das Gesamtgebiet vorgenommen. Es konnte festgestellt werden, dass im Mittel 10,6 % der Moorstandorte, 11,6 % der Auenstandorte, 50,5 % der staunassen Tieflehmstandorte und 9 % der Sandstandorte gedränt sind. Für die alten Bundesländer 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).

Die Dränspende wurde 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. Dieser Ansatz wurde gewählt, da somit die regionalen Unterschiede der Niederschlags- und der Abflussverteilung berücksichtigt werden können.

Die P-Konzentrationen wurden von BEHRENDT ET AL. (1999) auf der Basis von Messergebnissen an Dränauslässen abgeleitet (vgl. Tabelle 3.2).

Zur Berechnung der N-Konzentrationen in den Dränauslässen wurde 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 (siehe Abbildung 3.3). Bei der Berechnung der N-Konzentrationen in Dränagen wird davon ausgegangen, dass diese sehr

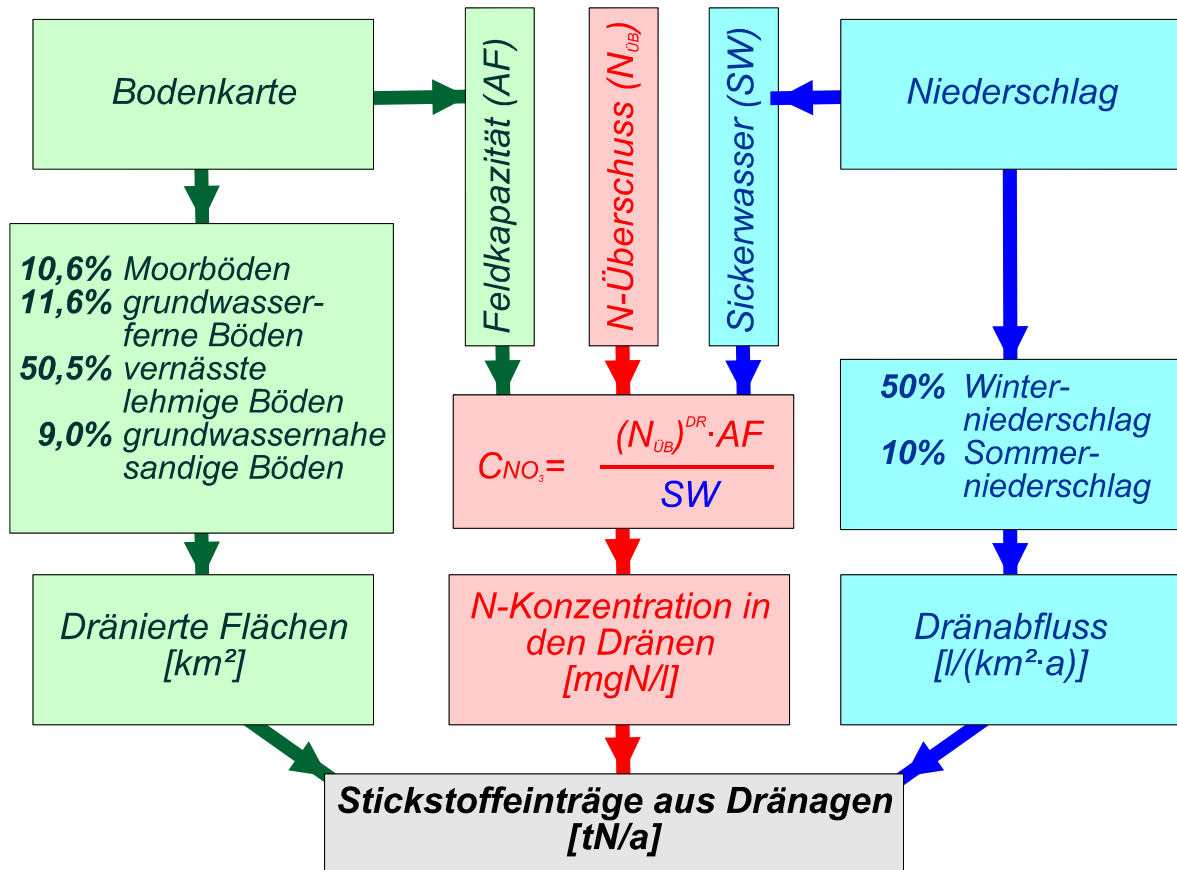


Abbildung 3.3 Stickstoffeinträge aus Dränagen

schnell auf die Veränderungen der Stickstoffüberschüsse reagieren. Veränderungen in den Stickstoffüberschüssen sollten sich deshalb in den 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 diese regionalen Unterschiede auch bereits im Zeitraum 1983 bis 1987 bestanden, allerdings auf einem anderen Niveau. Dieses andere Niveau wurde aus den berechneten Langzeitveränderungen der N-Überschüsse nach BEHRENDT (2000) für die Bundesländer bestimmt.

3.5 Einträge über das Grundwasser

Der über das Grundwasser realisierte Nährstoffeintrag wurde, wie in Abbildung 3.4 für Stickstoff dargestellt, aus dem Produkt von Grundwasserabfluss, der auch die Komponente des natürlichen Interflows enthält, und den Grundwasserkonzentrationen berechnet.

Zur Ableitung der im Modell MONERIS (BEHRENDT ET AL., 1999) berechneten Grundwasserkonzentrationen wurden Daten der einzelnen Landesämter für Umwelt genutzt. Berücksichtigung fanden hierbei nur Stationen, die den obersten Grundwasserleiter repräsentieren und nicht durch urbane oder industrielle Standorte geprägt sind. Für die einzelnen Stationen fand eine 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. Mittels GIS wurde aus den punktuellen Eingangsdaten schließlich eine Rasterkarte generiert.

Auf der Basis von Literaturwerten sowie den in der Rasterkarte angegebenen Grundwasserkonzentrationen wurden für die verschiedenen Bodentypen die in der Tabelle 3.3 aufgeführten P-Konzentrationen im Grundwasser angesetzt.

Tabelle 3.3 *Verwendete Phosphorkonzentrationen im Dränwasser für verschiedene Bodentypen.*

Bodentyp	Bezeichnung	C_{DRP} [mg P/l]
Sandboden	C_{DRSP}	0,20
Lehm	C_{DRLP}	0,06
Niedermoor	C_{DRNMP}	0,30

Bei anaerobem Grundwasser ist nach den Daten des Grundwasserbeobachtungsprogramms 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 (1996) 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 auf diejenigen Gebiete schließen, in denen mit hoher Wahrscheinlichkeit anaerobe Bedingungen im Grundwasser vorkommen. Für die Berechnung der Gesamtphosphorkonzentration im Grundwasser wurde deshalb angesetzt, dass bei Stickstoffkonzentrationen im Grundwasser, die kleiner als 5% der Stickstoffkonzentration im Sickerwasser sind, die TP-Konzentrationen im Grundwasser um den Faktor 2,5 größer als die SRP-Konzentrationen sind. 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).

In einer 1999 durchgeführten Untersuchung zu den P-Konzentrationen im oberflächennahen Grundwasser der ehemaligen Rieselfelder von Berlin kommen PÖTHIG ET AL. (1999) zu dem Ergebnis, dass die Grundwässer dieser Flächen eine mittlere P-Konzentration von 0,29 mg P/l aufweisen. Eine nach den Standortbedingungen differenzierte Betrachtung war bisher noch nicht möglich. Da die Flächen der Berliner Rieselfelder digital vorlagen, wurde deren Flächenanteil an den einzelnen Flussgebieten bestimmt und die P-Fracht über das Grundwasser von diesen Flächen durch Multiplikation von Grundwasserneubildung und der obigen P-Konzentration separat berechnet.

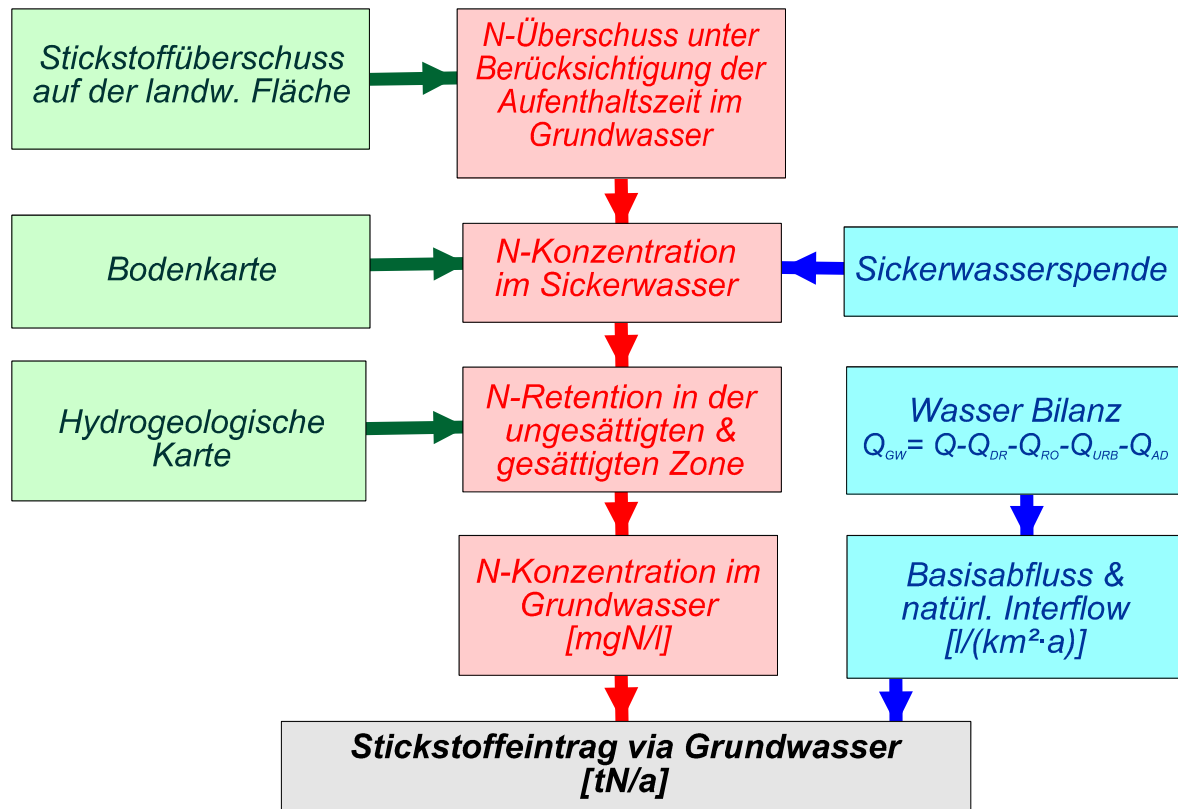


Abbildung 3.4 : Stickstoffeinträge über das Grundwasser

Die N-Konzentrationen im Grundwasser wurden ebenfalls über die potentielle Nitratkonzentration im Sickerwasser berechnet. Für die Ableitung der N-Konzentrationen im Grundwasser aus den regionaldifferenzierten N-Überschüssen ist die Kenntnis der Aufenthaltszeit des versickerten Wassers in der ungesättigten und gesättigten Zone erforderlich. Eine näherungsweise Abschätzung der Aufenthaltszeiten wurde auf der Basis der Ergebnisse von WENDLAND & KUNKEL (1999) unternommen. Danach ergeben sich für das deutsche Einzugsgebiet der Elbe mittlere Aufenthaltszeiten zwischen 15 und 45 Jahren. Anhand der Aufenthaltszeiten wurden die N-Überschüsse korrigiert, indem die für den jeweiligen Zeitraum (1983-1987 bzw. 1993-1997) benötigten N-Überschüsse als Mittelwerte der Vorjahre entsprechend der Aufenthaltszeit berechnet wurden. Der neu ermittelte N-Überschuss wurde zur Berechnung der potentiellen Nitratkonzentration im Sickerwasser verwendet. Für das Verhältnis zwischen Sickerwasser- und Grundwasserkonzentration wurde angenommen, dass die N-Retention im Boden, in

der ungesättigten und gesättigten Zone eine Funktion der Sickerwasserhöhe und der hydrogeologischen Bedingungen ist. Der Grundwasserabfluss wurde aus der Differenz zwischen dem gemessenen Abfluss und den einzelnen Abflusskomponenten (Dränspende, Oberflächenabfluss, Abfluss von versiegelten Flächen und atmosphärischer Zufluss) berechnet.

3.6 Einträge über Erosion

Die Ermittlung der Nährstoffeinträge erfolgte entsprechend Abbildung 3.5 aus den Bodenabträgen unter Berücksichtigung des Sedimenteintrags- und des Nährstoffanreicherungsverhältnisses.

Die Berechnung der Bodenabträge innerhalb des deutschen Elbe-Einzugsgebietes beruht auf den gemeindebezogenen Bodenabtragswerten von Deumlich & Frielinghaus (1994) für die NBL. Durch Verschneidung mit den Flussgebietsgrenzen wurden auf dieser Grundlage die mittleren Bodenabtragswerte eines Flussgebietes berechnet.

Um von den langjährigen, mittleren on-site Bodenabträgen nach ABAG auf die Sedimenteinträge schließen zu können, muss das Sedimenteintragsverhältnis (Sediment Delivery Ratio, SDR) des Einzugsgebietes bestimmt werden (WALLING, 1983; 1996). Die Anwendbarkeit der Sedimenteintragsgleichung nach AUERSWALD (1992) musste zumindest für Gebiete des Nordostdeutschen Tieflandes in Frage gestellt werden, da z.B. bei Bodenabträgen kleiner $0,44 \text{ t}/(\text{ha LN} \cdot \text{a})$ und bei Einzugsgebieten von 18 km^2 der errechnete Sedimenteintrag größer als der gesamte Bodenabtrag des Gebietes ist. Deshalb wurde versucht, in MONERIS einen Ansatz zu verwenden, der auf alle Flussgebiete übertragbar ist. Für die Modellierung des Sedimenteintragspotentials in Fließgewässer wurde eine GIS-gestützte Methode entwickelt, die auf der Quantifizierung derjenigen Flächen in einem Einzugsgebiet beruht, die real zu einem Bodeneintrag in ein Fließgewässer beitragen. Dafür wurden hochaufgelöste digitale Datensätze

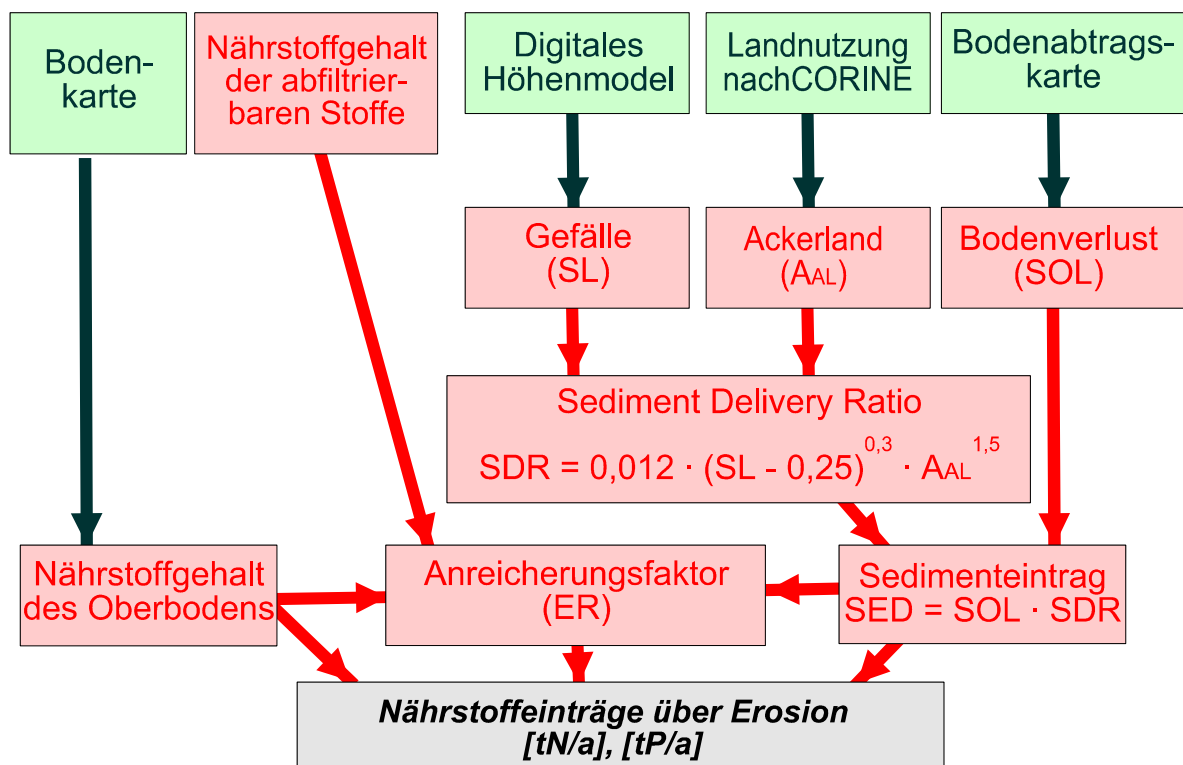


Abbildung 3.5 Nährstoffeinträge über Erosion

ze (Gewässernetz, Landnutzungs-, Boden- und Höheninformationen) verwendet. Da dies bisher nur für einige Flussgebiete möglich war, wurde dieser Ansatzes für eine Übertragung auf andere Flussgebiete modifiziert. Dazu wurden Zusammenhänge zwischen dem Sedimenteintragsflächenverhältnis und einfach zu bestimmenden Einzugsgebietsmerkmalen bzw. Parametern aus den flächendeckend für Deutschland vorliegenden kleinskaligeren digitalen Datenbeständen gesucht. Mittels einer stufenweisen, nichtlinearen multiplen Regression konnten die Ackerflächenanteile und das mittlere Gefälle als die Parameter identifiziert werden, die den größten Einfluss auf das Sedimenteintragsflächenverhältnis (SAR) haben.

Zur Überführung des SAR-Modells, welches zunächst nur das Eintragspotential in Form eines Flächenverhältnisses der bodeneintragssensitiven 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 von insgesamt 23 Messstationen in Bayern und Baden-Württemberg herangezogen. Für die Eichung des SAR-Modells wurden lediglich die Sedimentfrachten oberhalb eines kritischen Abflusses verwendet, um auf diese Weise zu verhindern, dass durch Punktquellen eingetragene und autochthon gebildete Schwebstoffe, den Zusammenhang beeinflussen.

Da zur Eichung des SDR-Modells nur die langjährigen Zeitreihen genutzt wurden, ist es notwendig, einen Wichtungsfaktor für die beiden Betrachtungszeiträume einzuführen, um die hohe zeitliche Variabilität des Schwebstofftransportes zu berücksichtigen. Dieser Wichtungsfaktor wurde über das Verhältnis der Anzahl der Starkniederschläge (nach ROGLER & SCHWERDTMANN, 1981) in den beiden Analysezeiträumen zur Anzahl der Ereignisse im Gesamtzeitraum berechnet.

Der P-Gehalt im Oberboden wurde für beide Untersuchungszeiträume und für die einzelnen Bundesländer auf Basis der jährlichen und der kumulativen P-Überschüsse des Zeitraums von 1955 bis 1996 berechnet. Der Startwert für den P-Gehalt des Oberbodens in der Mitte der fünfziger Jahre wurde auf der Basis der Angaben von WERNER ET AL. (1991) zurückgerechnet. Die räumliche Differenzierung der Startwerte erfolgte auf der Grundlage der Tongehalte der verschiedenen Bodentypen der Bodenübersichtskarte. Die jeweiligen P-Gehalte des Ackerbodens für die beiden Untersuchungszeiträume wurden anschließend anhand der vorliegenden P-Akkumulationen der einzelnen Bundesländer und des räumlich differenzierten Grundgehaltes berechnet. Für die Quantifizierung der N-Einträge infolge Erosion wurde für beide Untersuchungszeiträume auf die Angaben zu den N-Gehalten von Ackerböden in der Bodenübersichtskarte (BÜK) zurückgegriffen. Das Verhältnis der Phosphorgehalte der Schwebstoffe in Flüssen bei hohen Abflüssen zu abgeschätzten P-Gehalten der Oberböden bildete die Grundlage für die Bestimmung des Anreicherungsverhältnisses (ER). Dabei konnte festgestellt werden, dass das Anreicherungsverhältnis näherungsweise umgekehrt proportional zur Wurzel des spezifischen Sedimenteintrages in einem Flussgebiet ist.

Für Stickstoff wurde davon ausgegangen, dass das Anreicherungsverhältnis nicht mit dem von Phosphor identisch ist.

Letztendlich wird der Nährstoffeintrag über Erosion aus dem Produkt von Sedimenteintrag in die Gewässer, dem mittleren Nährstoffgehalt des Oberbodens des Einzugsgebietes und dem für die beiden Nährstoffe unterschiedlichen Anreicherungsverhältnis berechnet.

3.7 Einträge über Abschwemmung

Die Einträge von im Oberflächenabfluss gelösten Nährstoffen wurden entsprechend dem Berechnungsschema der Abbildung 3.6 ermittelt.

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. 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.

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 Flussgebiet flächengewichtet aus den Konzentrationen der für den Oberflächenabfluss relevanten Flächennutzungen ermitteln lässt. Dabei war es erforderlich, die landwirtschaftliche Fläche in Ackerland und Grünland aufzuteilen.

Für die Berechnung der Abschwemmungsfracht wurden die in der Abbildung 3.6 angegebenen Nährstoffkonzentrationen einheitlich für alle Flussgebiete verwendet.

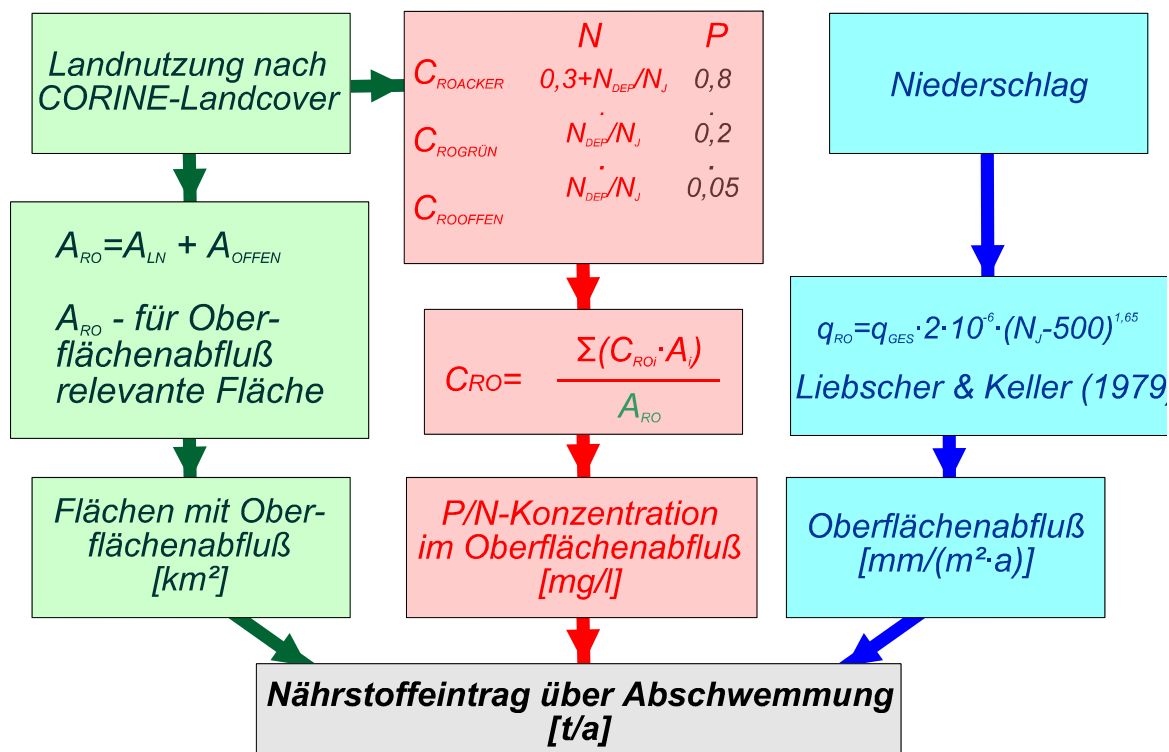


Abbildung 3.6 Nährstoffeinträge über Abschwemmung

3.8 Nährstoffretention in den Oberflächengewässern eines Flusssystem

Die Quantifizierung der pfadbezogenen Nährstoffeinträge ist (nur) der erste Schritt für die Berechnung der Nährstofffracht an einem bestimmten Pegel eines Flussgebietes, da die eingebrachten Nährstoffe innerhalb des Systems von Oberflächengewässern eines Flussgebietes verschiedenen Umsetzungen, Rückhalten und Verlusten unterliegen.

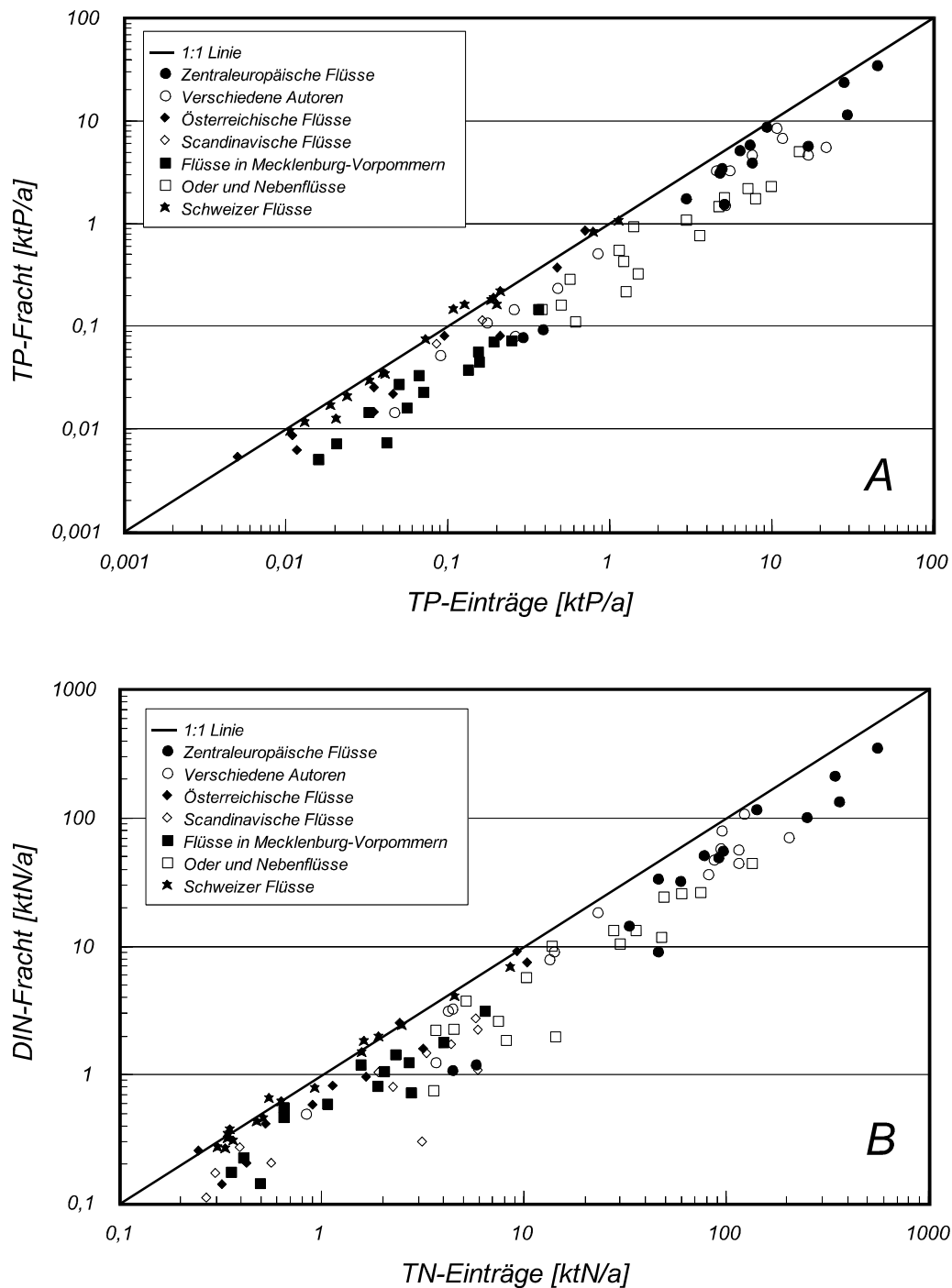


Abbildung 3.7 Zusammenhang zwischen den Nährstoffeinträgen und den Nährstofffrachten für verschiedene Flußgebiete Europas.

Vergleiche von Modellberechnungen der Nährstoffeinträge in Flussgebieten mit den entsprechend gemessenen Frachten (BEHRENDT & OPITZ 1999) haben gezeigt, daß für Phosphor und Stickstoff eine starke Abhängigkeit der im Flusssystem stattfindenden internen Retention von der spezifischen Abflussspende und der hydraulischen Belastung besteht. Auf der Basis dieser Abhängigkeiten wurden für beide Nährstoffe Retentionsfunktionen abgeleitet, die es gestatten, die Retention und damit auch die Nährstofffrachten zu berechnen, die den gemessenen Frachten gegenübergestellt werden können.

Die Abbildung 3.7 zeigt den Zusammenhang zwischen beobachteten Nährstofffrachten und den Nährstoffeinträgen für verschiedene Flußgebiete in Europa. Aus den darin aufbereiteten Daten zu den Nährstoffeinträgen von 100 Flußgebieten mit einer Einzugsgebietsgröße von 100 bis 200.000 km² von (BEHRENDT & OPITZ 1999) wurde ein empirisches Modell über die Rückhalte von Stickstoff und Phosphor in Abhängigkeit von der spezifischen Abflußspende bzw. von der hydraulischen Belastung in dem Flußgebiet abgeleitet. Auf der Basis dieser Abhängigkeiten wurden für beide Nährstoffe Retentionsfunktionen abgeleitet, die es gestatten, die Retention und damit auch die Nährstofffrachten zu berechnen, die den gemessenen Frachten gegenübergestellt werden können.

Ausgangspunkt der Modellvorstellungen ist die Massenbilanz in einem Flußgebiet, wonach

$$L_{N,P} = E_{N,P} - R_{N,P} = \sum EP_{N,P} + \sum ED_{N,P} - \sum R_{N,P} \quad (1)$$

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

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.

In umgestellter Form kann mit Gleichung (1) das Verhältnis zwischen Fracht und Einträgen in der Form

$$\frac{L_{N,P}}{E_{N,P}} = \frac{1}{1 + R_{L,N,P}} \quad (2)$$

abgebildet werden, wobei $R_{L,N,P} = R_{N,P} / E_{N,P}$ die frachtgewichtete Nährstoffretention ist.

Für die empirische Beschreibung möglicher Zusammenhänge zwischen der gewichteten Retention ($R_{L,N,P}$) und möglichen steuernden Variablen „x“ wurde zunächst eine Potenzfunktion mit den Modellkoeffizienten a und b gewählt.

$$R_{L,N,P} = a \cdot x^b \quad (3)$$

Die Abbildungen 3.8 und 3.9 zeigen, daß auf der Grundlage der verfügbaren Daten in den Flußgebieten signifikante Zusammenhänge der Nährstoff-Retention (TP und DIN) sowohl zur Variable „Abflußspende“ als auch zur Variable „hydraulischen Belastung“ nachweisbar sind. Die Ergebnisse der Koeffizientenschätzungen für das Modell einer Potenzfunktion (3) sind in der Tabelle 3.4 zusammengefaßt und gegenübergestellt.

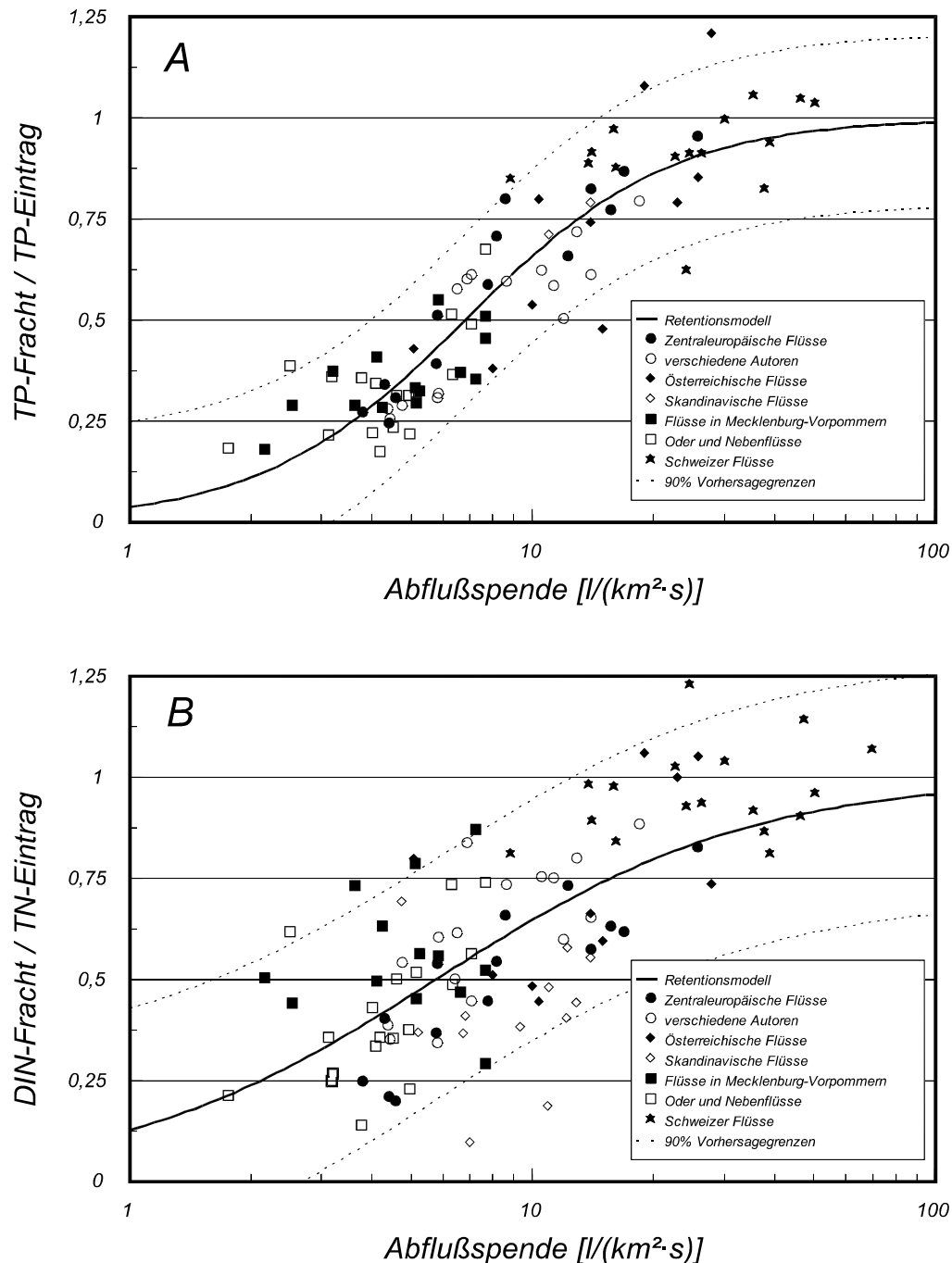


Abbildung 3.8 Abhängigkeit des Verhältnisses von Nährstofffracht zu Nährstoffeintrag von der Abflußspende in den untersuchten Flußgebieten.

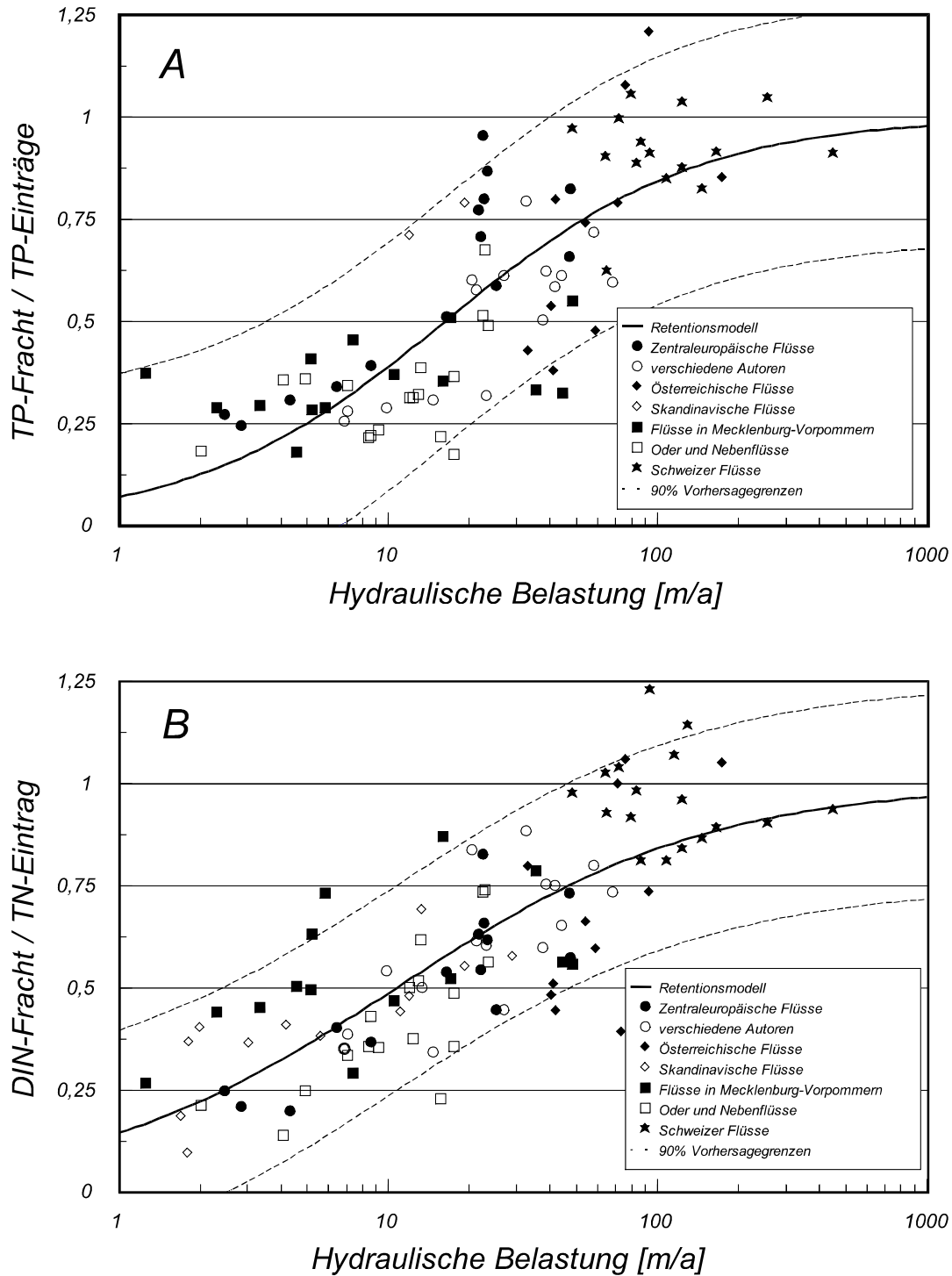


Abbildung 3.9 Abhängigkeit des Verhältnisses von Nährstofffracht zu Nährstoffeintrag von der hydraulischen Belastung in den untersuchten Flußgebieten.

In Abbildung 3.10 werden die auf der Grundlage der abgeleiteten Modellvorstellungen aus den Gebietseinträgen und mit den Gebietsparametern *Abflußpende* und *hydraulische Belastung* berechneten Frachten den gemessenen Frachten gegenübergestellt. Der in einem breiten Intervall der Frachtgröße und für sehr verschiedenartige Flußgebiete erreichte enge statistische Zusammenhang bildet die Grundlage für die begründete Schätzung der Retention von Nährstoffen (zunächst TP und DIN) im System der Oberflächengewässer eines Flußgebietes.

Tabelle 3.3 Ergebnisse der Regressionsanalyse zwischen der Nährstoffretention in den Flußsystemen und der Abflußspende (q) bzw. der hydraulischen Belastung (HL).

x	Alle Flußgebiete			Flußgebiete < 1.000 km ²			Flußgebiete zwischen 1.000 und 10.000 km ²			Flußgebiete > 10.000 km ²		
	q	HL ¹⁾	HL ²⁾	q	HL ¹⁾	HL ²⁾	q	HL ¹⁾	HL ²⁾	q	HL ¹⁾	HL ²⁾
Phosphor												
R²	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 (DIN)												
R²	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).

Durch die Anwendung von Retentionsmodellen des Typs (3) in der Gleichung (2) können somit für alle untersuchten Flußgebiete aus den Nährstoffeinträgen auch Schätzwerte für die Nährstofffrachten ermittelt und den gemessenen Frachten gegenübergestellt werden.

Für die Frachtberechnungen der Elbe und ihrer Teilgebiete wurde für Stickstoff die Retention ausschließlich mit dem Modell *hydraulischen Belastung* bestimmt. Bei Phosphor wurde für die Frachtabschätzung ein Mittelwert der Retention aus beiden Modellen (*Abflußspende* und *hydraulische Belastung*) genutzt.

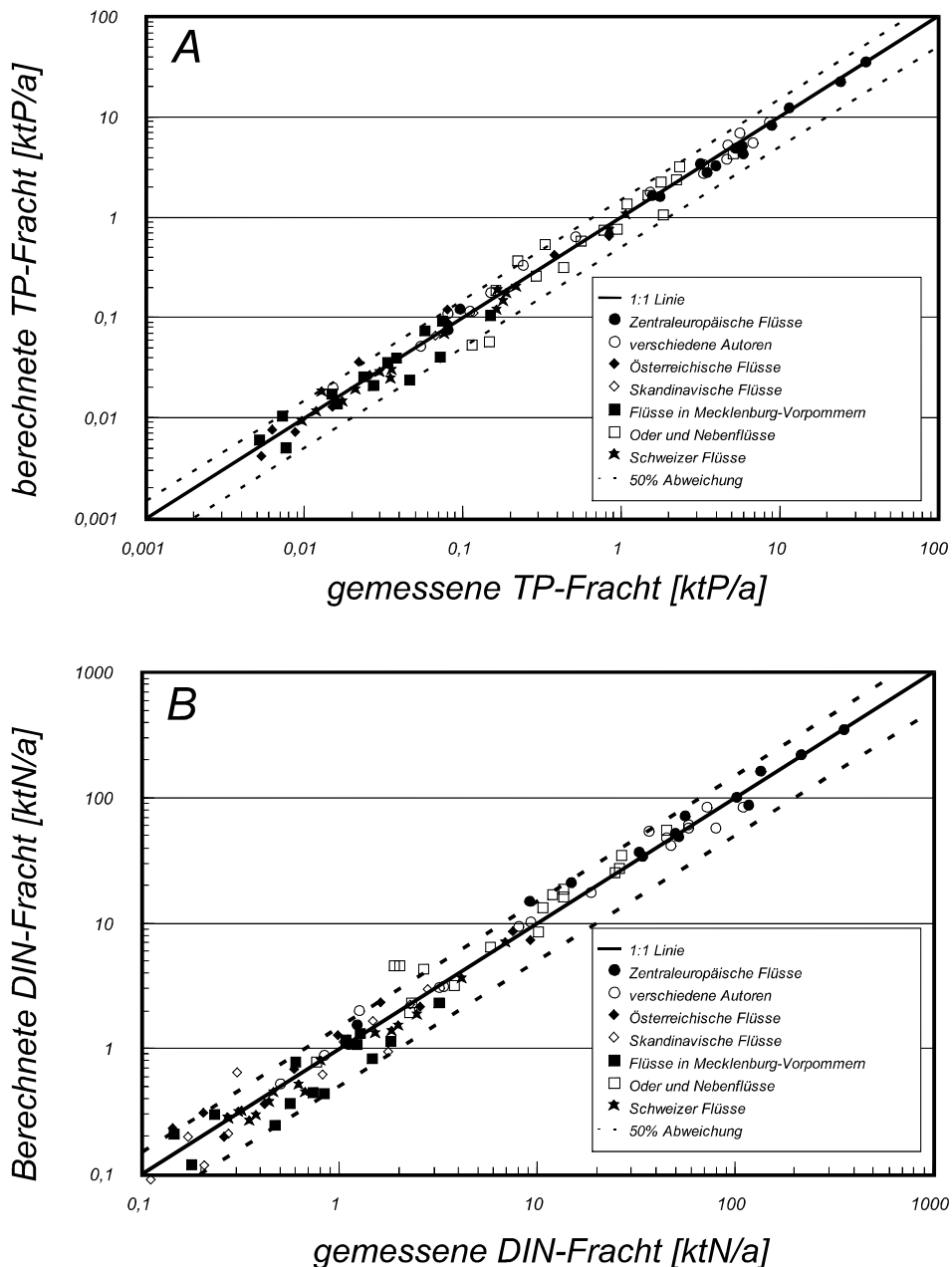


Abbildung 3.10 Zusammenhang zwischen den berechneten und gemessenen Nährstofffrachten für die untersuchten Flußgebiete in Europa.

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

Die dargestellten Rückhaltefunktionen wurden in BEHRENDT & OPITZ. (1999) zunächst nur für Gesamtphosphor (TP) und anorganisch gelösten Stickstoff (DIN = Summe der Fracht von

Ammonium, Nitrit und Nitrat) entwickelt und diskutiert. Die Erweiterung der Methodik auf Gesamtstickstoff (TN) erfolgte in BEHRENDT ET AL. (2000,b). Auf der Basis von Literaturangaben zu den Einträgen und Frachten von Gesamtstickstoff von 50 verschiedenen Flussgebieten in Mitteleuropa konnte ein erster Zusammenhang zwischen dem Verhältnis von Gesamtstickstofffracht zu den Stickstoffeinträgen und der *hydraulischen Belastung* in einem Flussgebiet bzw. Flussabschnitt abgeleitet werden. Damit konnten in Ergänzung zu Tabelle 3.4 auch Koeffizienten eines Retentionsmodells für Gesamtstickstoff bestimmt werden (siehe Abbildung 3.11).

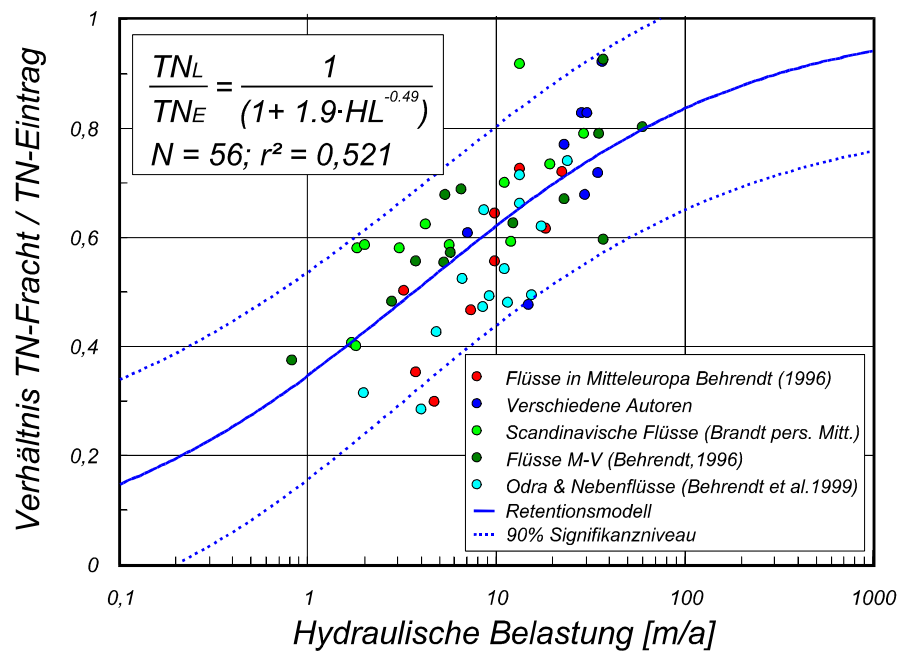


Abbildung 3.11 Zusammenhang zwischen dem Fracht/Eintragsverhältnis für Gesamtstickstoff und der hydraulischen Belastung in Flussgebieten.

3.9 Frachtberechnungen

Die Ermittlung der Nährstofffrachten aus den mit MONERIS modellierten Stoffeinträgen basiert auf den in Abschnitt 3.8 dargestellten Retentionsfunktionen. Die Retentionsfunktionen werden für alle ausgewiesenen Teilgebiete entsprechend der für diese Gebiete berechneten Einträge $[TP_{EINTRAG}, TN_{EINTRAG}]$, der *Abflußspende* $[q]$ und/oder der *hydraulischen Belastung* $[HL]$ des Teilgebiets ermittelt. Anschließend werden die berechneten Frachten entlang des jeweiligen Flusses bis zu einem gewünschten Querschnitt aufsummiert.

Die auf dieser Grundlage „berechneten“ Frachten widerspiegeln somit das kombinierte Ergebnis aller Einträge in ein analysiertes Teilgebiets und der Stoffrückhalte im Gewässersystem dieses Gebiets.

1. Für die Berechnung der Stickstofffrachten (TN_{LOAD}) wurde nach BEHRENDT & AL (2000,b) die folgende Formel genutzt:

$$TN_{LOAD} = \frac{1}{1 + 1,9 \cdot HL^{-0,49}} \cdot TN_{EINTRAG} \quad (5)$$

2. Für die Berechnung der Fracht von anorganisch gelösten Stickstoff (DIN_{LOAD}) wurde nach BEHRENDT & OPITZ (1999) die folgende Formel genutzt:

$$DIN_{LOAD} = \frac{1}{1 + 5,9 \cdot HL^{-0,75}} \cdot TN_{EINTRAG} \quad (6)$$

3. Für die Berechnung der Phosphorfrachten (TP_{LOAD}) wurden nach BEHRENDT & OPITZ (1999) die Mittelwerte von zwei Retentionsfunktionen verwendet (s.o.).

$$TP_{LOAD} = \frac{1}{1 + 26,6 \cdot q^{-1,71}} \cdot TP_{EINTRAG} \quad (7)$$

$$TP_{LOAD} = \frac{1}{1 + 13,3 \cdot HL^{-0,93}} \cdot TP_{EINTRAG} \quad (8)$$

4 Ergebnisse

4.1 Charakteristika des Elbegebietes

Die Tabelle 4.1 gibt einen Überblick über die Verteilung der Landnutzung in den Teilgebieten der Elbe und im gesamten Elbegebiet.

Tabelle 4.1 Flächen der Teilgebiete der Elbe entsprechend der digitalen Grundkarte der Arge Elbe, Bevölkerung und Anteile der Hauptlandnutzungstypen an den Einzugsgebieten.

	AE _o	Bevölg.	urbane Fläche	landw. Fläche	Ackerland	Grünland	Wald	Wasser
	[1000 km ²]	[1000 EW]	[%]	[%]	[%]	[%]	[%]	[%]
Elbe bis Schmilka	51,5	6065	4,4	59,3	55,9	3,4	31,4	0,8
Elbe uh Schmilka oh Saale MES	18,0	3484	7,0	58,6	55,5	3,1	27,0	0,7
Elbe uh Saale oh Zollensp. MEL	17,1	1692	4,1	69,6	58,3	11,2	24,6	2,6
Saale SAL	24,1	4524	6,7	68,2	66,2	2,1	23,0	0,4
Havel HAV	23,6	5491	7,7	48,5	40,5	8,0	37,3	2,5
Tideelbe TEL	12,9	3627	12,0	64,7	38,9	25,9	20,1	0,8
Elbe bis Saale	69,5	9548	5,1	59,1	55,8	3,3	30,2	0,8
Elbe bis Zollenspieker	134,9	21256	5,7	60,2	55,3	4,9	29,5	1,2
Elbe gesamt	147,2	24650	6,3	60,7	53,7	6,9	28,6	1,2

Die Tabelle beinhaltet auch das tschechische Einzugsgebiet der Elbe (Elbe bis Schmilka). Die Einbeziehung der tschechischen Daten ist erforderlich, weil die Eintragsberechnungen für jedes der einzelnen deutschen Teilgebiete separat durchgeführt werden können, die Frachtberechnungen entlang der Elbe jedoch nur unter Berücksichtigung des gesamten Einzugsgebietes der Elbe möglich sind. In Abbildung 4.1 und Tabelle 4.2 werden für die einzelnen Teilgebiete der Elbe deren Anteile an der gesamten Bevölkerung und am berechneten Gesamtabfluss für den Zeitraum 1993-1997 gegenübergestellt. Dabei wird ersichtlich, dass in der Ha-

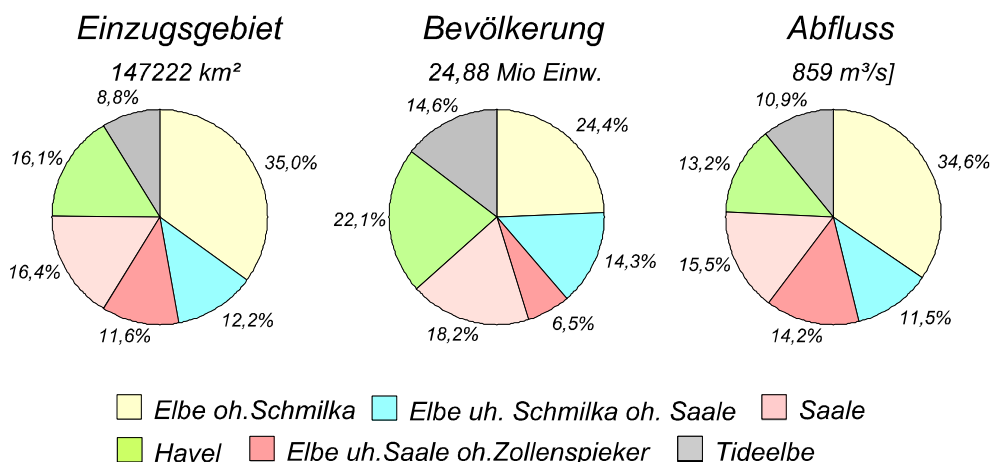


Abbildung 4.1 Anteile der Teilgebiete der Elbe am gesamten Einzugsgebiet, der gesamten Bevölkerung und am berechneten Gesamtabfluss für den Zeitraum 1993-1997.

vel und im Bereich der Tideelbe die Bevölkerungsdichte mit mehr als 230 Einwohnern pro Quadratkilometer deutlich über dem Elbedurchschnitt liegt. Demgegenüber ist der Anteil der Bevölkerung im tschechischen Einzugsgebiet der Elbe und im Elbe-Zwischengebiet unterhalb der Saalemündung mit weniger als 120 Einwohnern pro Quadratkilometer unterdurchschnittlich.

Die „berechneten“ Abflussanteile sind bezogen auf den hier betrachteten Zeitraum von 1993-1997 nur in der Havel mit $4,8 \text{ l}/(\text{km}^2 \cdot \text{s})$ deutlich geringer als in den anderen Teilgebieten der Elbe (siehe auch Tabelle 4.2). Das Gebiet der Tideelbe und das Elbe-Teilgebiet oberhalb der Saale haben dagegen etwas überdurchschnittliche Abflussspenden. Der gesamte für den Zeitraum 1993-1997 mit dem Modell MONERIS „berechnete“ Abfluss liegt bezogen auf die Elbe bei Zollenspieker um 5% über den „gemessenen“ Werten.

Tabelle 4.2 *Bevölkerungsdichte, berechneter und gemessener Abfluss sowie Abflussspende in den Teilgebieten und für das Gesamtgebiet der Elbe im Zeitraum 1993-1997*

	AE _o	Bevölkerungsdichte	Berechneter Abfluß	Gemessener Abfluß	Abflussspende
	[1000 km ²]	[EW/km ²]	[m ³ /s]	[m ³ /s]	[l/(km ² s)]
Elbe bis Schmilka	51,5	118	297	305	5,8
Elbe uh Schmilka oh Saale MES	18,0	194	122		6,8
Elbe uh Saale oh Zollensp. MEL	17,1	99	99		5,8
Saale SAL	24,1	188	133	122	5,5
Havel HAV	23,6	232	113	109	4,8
Tideelbe TEL	12,9	281	94		7,3
Elbe bis Saale	69,5	137	419	414	6,0
Elbe bis Zollenspieker	134,9	158	765	729	5,7
Elbe gesamt	147,2	167	845	823	5,7

Bezüglich der Landnutzung bestehen in den Teilgebieten ebenfalls relativ große Unterschiede. Die Abbildung 4.2 zeigt die Anteile der einzelnen Teilgebiete an den Hauptlandnutzungstypen entsprechend Tabelle 4.1. Die Verteilung der urbanen Fläche nach CORINE Landcover innerhalb des Elbegebietes widerspiegelt dabei im wesentlichen die Bevölkerungsverteilung, siehe z.B. Abb. 4.1. Der Anteil der landwirtschaftlichen Nutzfläche liegt nach Abbildung 4.2 lediglich im Havelgebiet deutlich unter dem durchschnittlichen Anteil von 61% für das gesamte Elbegebiet. Bezüglich der Verteilung der landwirtschaftlichen Nutzfläche in Acker- und Grünland zeigt sich jedoch eine Besonderheit für das tidebeeinflusste Elbegebiet. Hier ist der Anteil von Grünland mit 25% sehr hoch, was gleichzeitig 36% der Grünlandfläche im gesamten Elbegebiet sind.

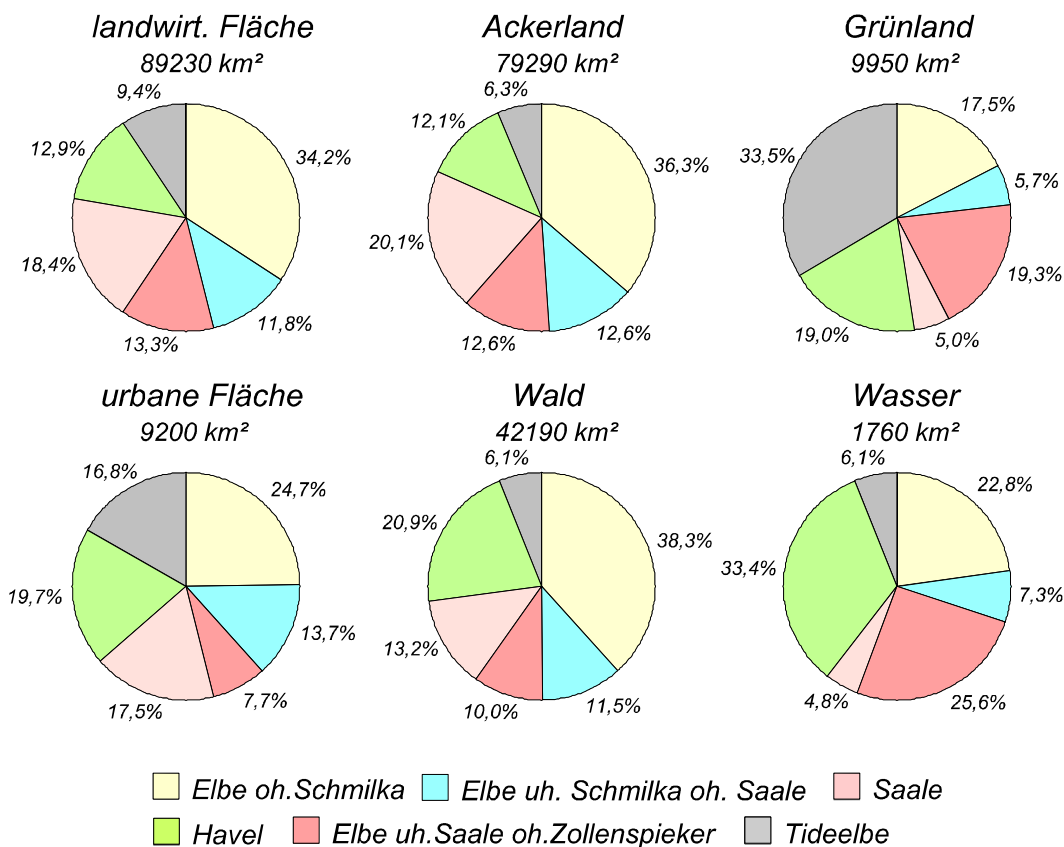


Abbildung 4.2 Anteile der Teilgebiete der Elbe an den Landnutzungen im gesamten Einzugsgebiet für den Zeitraum 1993-1997.

Der Waldanteil ist nur im Havelgebiet mit 37% deutlich höher als im Gesamtgebiet der Elbe. Bezüglich der Fläche der Oberflächengewässer, die wegen der geringen räumlichen Auflösung von CORINE Landcover lediglich die größeren Gewässer erfasst, liegen ca. 60% der gesamten Wasserfläche des Elbegebietes in dem Zwischengebiet der Elbe unterhalb der Saalemündung und im Havelgebiet, d.h. in 27 % der Gebietsfläche.

4.2 Stickstoff- und Phosphorüberschüsse in der Landwirtschaft und deren Veränderung

Die Stoffeinträge in ein Flussgebiet werden nicht nur durch die Art sondern auch durch die Intensität der Landnutzung beeinflusst. Eine wesentliche Größe für die Charakterisierung der Landnutzungsintensität und die Nährstoffeinträge in ein Flussgebiet sind die Nährstoffüberschüsse, die auf der landwirtschaftlichen Nutzfläche realisiert werden. Dabei ist nicht nur der aktuelle Zustand von Interesse, sondern auch die langzeitige Veränderung. Die unterirdischen Stickstofftransporte werden durch lange Verweilzeiten bestimmt (Wendland & Kunkel, 1999; Behrendt et al., 2000). Bei Phosphor bestimmt die Akkumulation im Oberboden, neben einer von der Sorptionsfähigkeit des Bodens abhängenden Tiefenverlagerung, wesentlich die Konzentration von gelösten und partikulären Phosphor beim Transport über Oberflächenabfluss und Erosion in die Gewässer.

Die Abbildung 4.3. zeigt die Veränderung des mittleren jährlichen Stickstoffüberschusses auf der landwirtschaftlichen Nutzfläche im deutschen Elbegebiet von 1950 bis 1999 (siehe Behrendt et al., 2000). Bei einem Ausgangswert von weniger als 20 kg N/(haLF·a) im Jahr 1950 steigen demnach die N-Überschüsse bis zum Ende der 70-er Jahre auf Werte von über 125 kg N/(haLF·a) an und verbleiben näherungsweise auf diesem Niveau bis zum Jahr 1990. Mit der politischen Wende in der DDR nehmen die Stickstoffüberschüsse infolge eines starken Rückganges beim Einsatz von Mineraldünger und Wirtschaftsdünger in den Jahren 1990

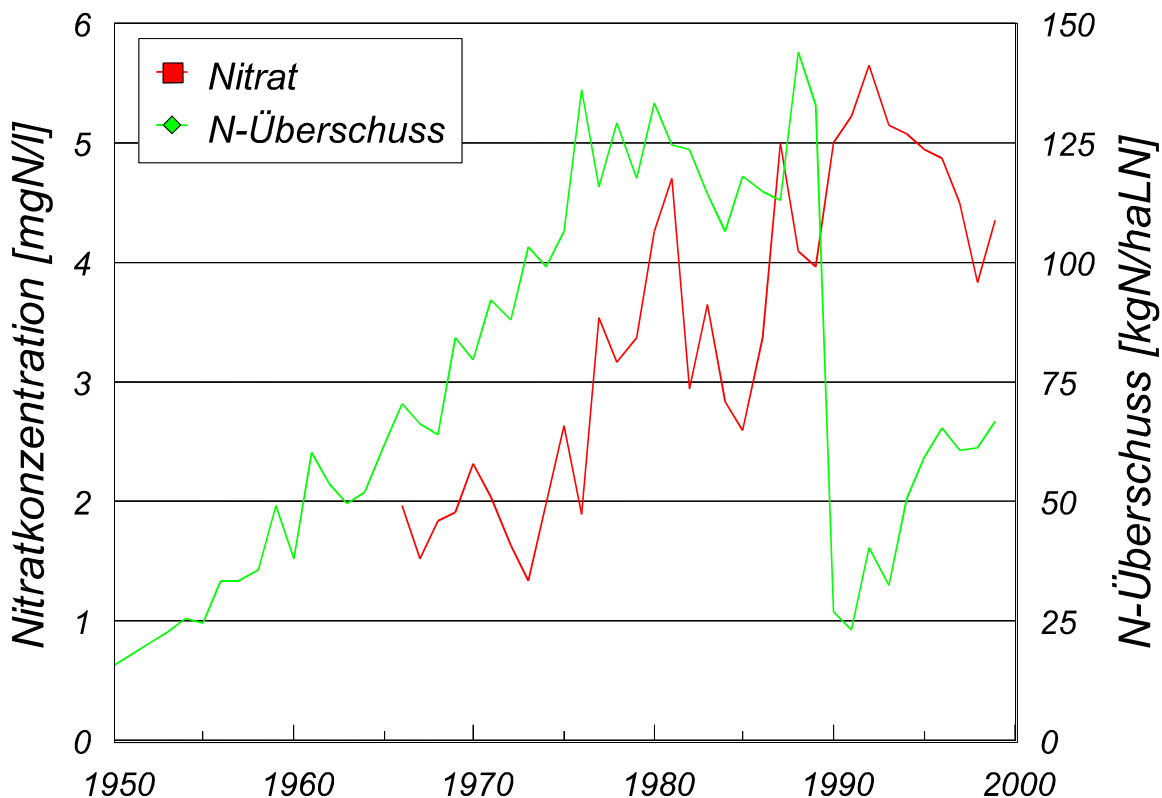


Abbildung 4.3 Veränderung des mittleren jährlichen Stickstoffüberschusses auf der landwirtschaftlichen Nutzfläche im deutschen Teil der Elbe und der mittleren jährlichen Nitratkonzentration in der Elbe bei Tangermünde (nach Behrendt et al., 2000)

bis 1992 drastisch ab. Seit 1993 nehmen die Zufuhren in Form von Mineraldünger und damit auch die Stickstoffüberschüsse wieder kontinuierlich zu.

Neben der Veränderung der N-Überschüsse zeigt die Abbildung 4.3 auch die Veränderungen in den mittleren Nitratkonzentrationen der Elbe bei Tangermünde seit der Mitte der 60-er Jahre. Beide Kurven zeigen einen deutlichen zeitlichen Versatz. Nach Behrendt et al. (2000) kann man davon ausgehen, dass ein Zusammenhang zwischen Stickstoffüberschuss und -konzentration unter Berücksichtigung einer Aufenthaltszeit von ca. 25 Jahren erklärt werden kann. Kunkel & Wendland (1999) ermittelten für den Lockergesteinsbereich der Elbe einen Median der Aufenthaltszeit im Grundwasser von 29 Jahren.

Berücksichtigt man die Aufenthaltszeiten im Grundwasser, die regional verschieden in einer Größenordnung von mehreren Jahren bis zu mehreren Jahrzehnten und Jahrhunderten liegen können, so muss man davon ausgehen, dass im Gegensatz zu dem Rückgang des Stickstoffüberschusses die Stickstoffkonzentrationen im Grundwasser noch auf dem Niveau der 80iger und 90iger Jahre verbleiben bzw. in den nächsten Jahren noch ansteigen können. Bleiben die N-Überschüsse auf dem derzeitigen Niveau kann man nach Behrendt et al. (2000) erst zum Ende dieses Jahrzehntes und im nächsten Jahrzehnt mit geringeren N-Konzentrationen rechnen.

Für Phosphor zeigt die Abbildung 4.4 ein ähnliches Bild. Die P-Überschüsse steigen von Werten um Null zum Beginn der 50-er Jahre auf über 25 kg P/(haLF·a) zum Beginn der 70-er

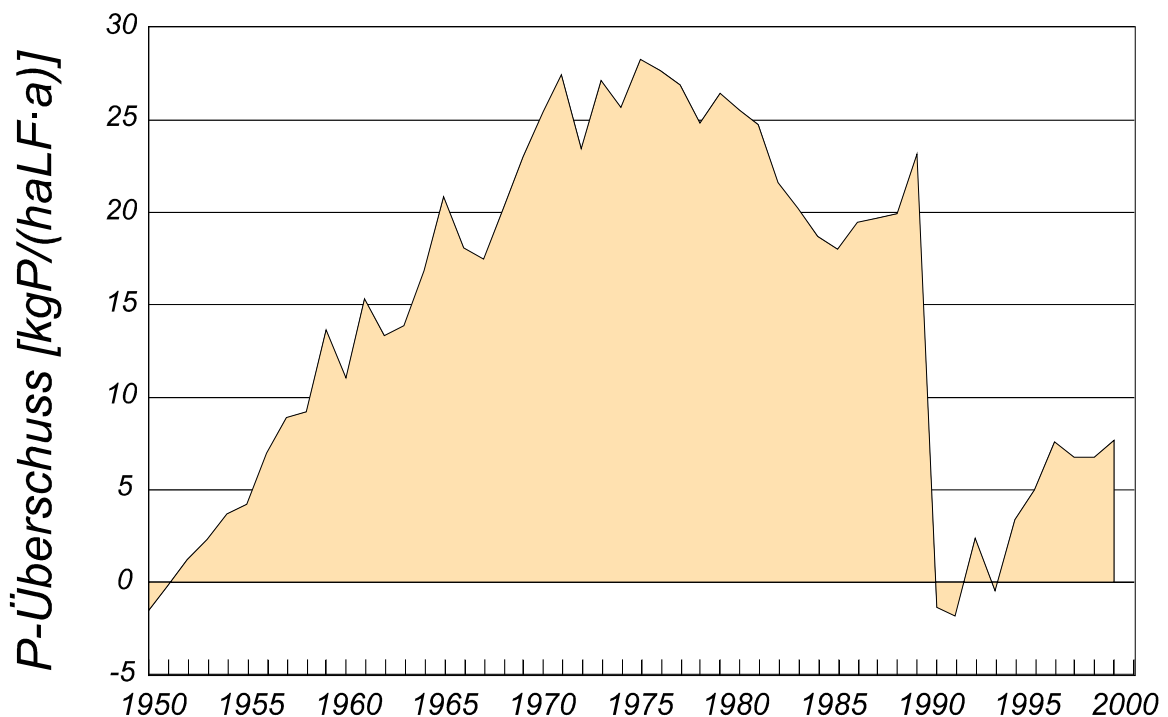


Abbildung 4.4 Veränderung des mittleren jährlichen Phosphorüberschusses auf der landwirtschaftlichen Nutzfläche im deutschen Teil der Elbe im Zeitraum 1950 bis 1999 (nach Behrendt et al., 2000)

Jahre an, verbleiben dann bis zum Ende der 80-er Jahre auf einem Niveau von ca. 20 kg P/(haLF·a), um in der ersten Hälfte der 90-er Jahre auf Werte um 0 kg P/(haLF·a) zu fallen und danach wieder auf 7-8 kg P/(haLF·a) anzusteigen. Jedoch ist der jährliche Überschuss beim Phosphor nicht von solcher Bedeutung wie beim Stickstoff, da sich Phosphor bis zum Erreichen eines Sättigungsgrades zunächst im Boden akkumuliert, und erst danach mit einer Vertikalverlagerung beginnt. Wird der gesamte P-Überschuss im Boden akkumuliert, kann man auf der Basis der jährlichen P-Überschüsse die P-Akkumulation im Oberboden seit 1950 berechnen.

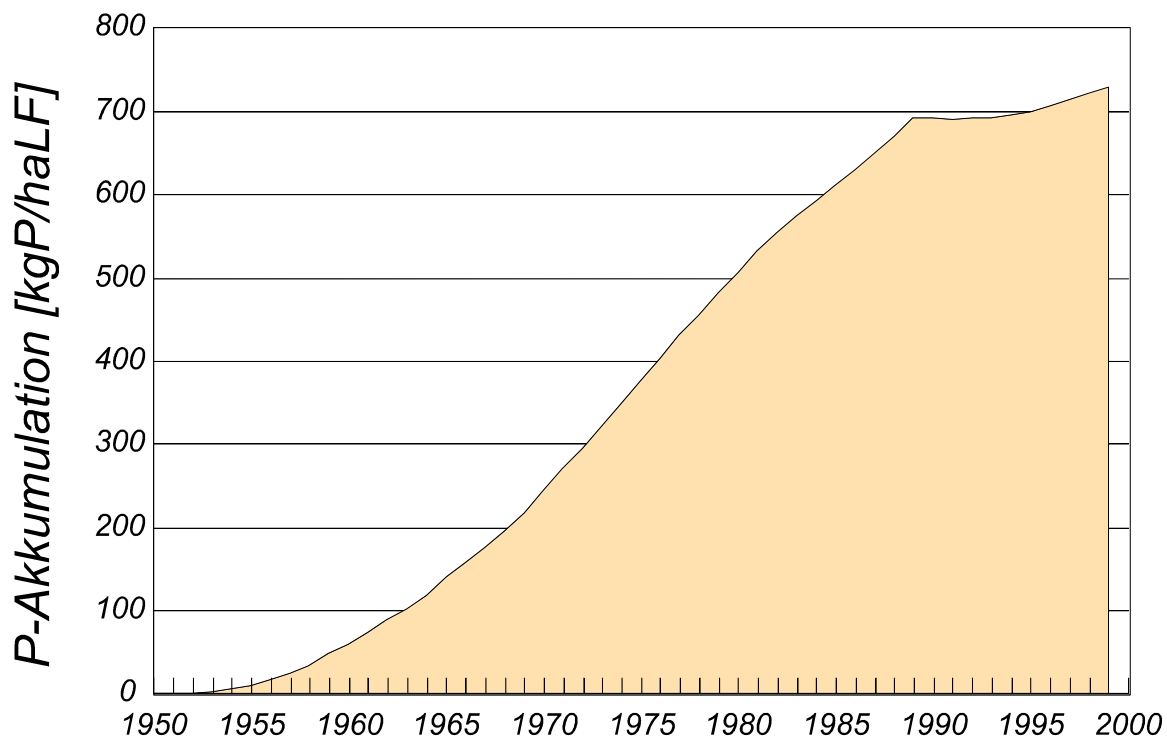


Abbildung 4.5 Phosphorakkumulation auf der landwirtschaftlichen Nutzfläche im deutschen Einzugsgebiet der Elbe von 1950 bis 1999 (nach Behrendt et al., 2000)

Im Oberboden der landwirtschaftlichen Nutzfläche des deutschen Elbegebietes wurden im Mittel von 1950 bis zum Ende der 80-er Jahre 700 kg P/haLF akkumuliert (siehe Abb.4.5). In den neunziger Jahren hat sich die mittlere P-Akkumulation infolge der nahezu ausgeglichenen P-Bilanz kaum noch verändert. Die langzeitige P-Akkumulation hat auf den meisten landwirtschaftlich genutzten Böden des deutschen Elbegebietes dazu geführt, dass der P-Sättigungsgrad der Oberböden in einem Bereich von 80 bis 100% liegt, was zunehmend zu einer Vertikalverlagerung von Phosphor führt. Damit kann der Oberflächenabfluss von diesen Böden mit extrem hohen gelösten P-Konzentrationen von 1 mg P/l und mehr beladen sein (PÖTHIG & BEHRENDT 1999; GELBRECHT ET AL., 1996).

BACH ET AL. (1998) haben im Zusammenhang mit einer Analyse der Nährstoffeinträge in die Flussgebiete Deutschlands für das Jahr 1995 auch eine regional differenzierte Berechnung der

Stickstoff- und Phosphor-Überschüsse durchgeführt. Die Ergebnisse dieser Berechnungen sind in den Karten 4.1 und 4.2 dargestellt.

Da Zeitreihen für die regional differenzierten Stickstoff- und Phosphorüberschüsse bisher nicht zur Verfügung stehen, gehen Behrendt et al. (1999) bei den Berechnungen der Nährstoffeinträge in die Flussgebiete grundsätzlich davon aus, dass die regional differenzierte Situation für das Jahr 1995 durch die mittlere Langzeitveränderung für die jeweiligen Bundesländer überlagert wird.

4.3 Diffuse Phosphor- und Stickstoffeinträge in die Teilgebiete der Elbe

Die Tabellen 4.3 und 4.4 sowie die Karte 4.5 geben einen Überblick über die diffusen Phosphoreinträge in die analysierten Teilgebiete der Elbe.

Tabelle 4.3 Diffuse Phosphoreinträge in die Teilgebiete der Elbe im Zeitraum 1993-1997

EGW_P Eintrag über Grundwasser EER_P Eintrag über Erosion
EDR_P Eintrag über Dränage ERO_P Eintrag über Oberflächenabfluss
EAD_P Eintrag über atmosphärische Deposition EUR_P Eintrag von urbanen Flächen
ED_P gesamte diffuse Einträge

		ED _P	EGW _P	EDR _P	EAD _P	EER _P	ERO _P	EUR _P
		[kt P/a]	[kt P/a]	[kt P/a]	[kt P/a]	[kt P/a]	[kt P/a]	[kt P/a]
Elbe bis Schmilka		2,90	0,66	0,05	0,03	1,37	0,18	0,61
Elbe uh Schmilka oh Saale	MES	1,15	0,14	0,05	0,01	0,49	0,12	0,34
Elbe uh Saale oh Zollensp.	MEL	0,72	0,36	0,05	0,03	0,15	0,03	0,10
Saale	SAL	1,83	0,11	0,03	0,01	1,00	0,14	0,54
Havel	HAV	0,75	0,38	0,03	0,03	0,11	0,03	0,17
Tideelbe	TEL	1,30	0,27	0,74	0,01	0,06	0,09	0,13
Elbe bis Saale		4,05	0,80	0,09	0,04	1,86	0,30	0,94
Elbe bis Zollenspieker		7,35	1,65	0,21	0,11	3,12	0,50	1,76
Elbe gesamt		8,66	1,93	0,95	0,12	3,18	0,59	1,89

Tabelle 4.4 Spezifische diffuse Phosphoreinträge in die Teilgebiete der Elbe von 1993-1997

EGW_P Eintrag über Grundwasser EER_P Eintrag über Erosion
EDR_P Eintrag über Dränage ERO_P Eintrag über Oberflächenabfluss
EAD_P Eintrag über atmosphärische Deposition EUR_P Eintrag von urbanen Flächen
ED_P gesamte diffuse Einträge

	WRRL	ED _P	EGW _P	EDR _P	EAD _P	EER _P	ERO _P	EUR _P
		[kgP / (haLF·a)]	[kgP / (haLF·a)]	[kgP / (haLF·a)]	[kgP / (haLF·a)]	[kgP / (haLF·a)]	[kgP / (haLF·a)]	[kgP / (haLF·a)]
Elbe bis Schmilka		0,56	0,13	0,01	0,01	0,27	0,03	0,12
Elbe uh Schmilka oh Saale	MES	0,64	0,08	0,03	0,01	0,27	0,07	0,19
Elbe uh Saale oh Zollensp.	MEL	0,42	0,21	0,03	0,02	0,09	0,02	0,06
Saale	SAL	0,76	0,05	0,01	0,00	0,42	0,06	0,22
Havel	HAV	0,32	0,16	0,01	0,01	0,05	0,01	0,07
Tideelbe	TEL	1,01	0,21	0,57	0,01	0,05	0,07	0,10
Elbe bis Saale		0,58	0,12	0,01	0,01	0,27	0,04	0,14
Elbe bis Zollenspieker		0,55	0,12	0,02	0,01	0,23	0,04	0,13
Elbe gesamt		0,59	0,13	0,06	0,01	0,22	0,04	0,13

Die höchsten spezifischen diffusen P-Einträge werden in der Saale und im Einzugsgebiet der Tideelbe mit 0,76 und 1,01 kg P/(ha·a) realisiert. Die Ursache für diese vergleichsweise hohen gesamten diffusen P-Einträge ist jedoch in der Saale eine andere als in der Tideelbe. Während in der Saale die Erosion mit fast 50% den Hauptanteil der diffusen P-Einträge verursacht, muss für das Gebiet der Tideelbe die Dränage als Hauptursache für die sehr hohen diffusen P-Einträge angesehen werden. Die sehr hohen spezifischen P-Einträge von Dränagen werden dabei nicht durch einen überdurchschnittlichen hohen Anteil der Dränflächen verursacht. Ver-

In allen Teilgebieten werden 80 bis 90% der diffusen Stickstoffeinträge allein durch die Einträge über das Grundwasser und Dränagen verursacht, wobei die Grundwassereinträge mit 50 bis 70% den dominierenden Anteil haben.

Mit 30% und mehr ist der Anteil der Dränagen in den Zwischengebieten der Elbe, insbesondere unterhalb der Saale, überdurchschnittlich hoch, dagegen im tschechischen Elbegebiet mit 16% am geringsten. Bei dieser Angabe ist zu beachten, dass die Dränflächen im tschechischen Elbegebiet von Behrendt u. a. (1999) bisher nur sehr grob abgeschätzt werden konnten.

Tabelle 4.6 Spezifische diffuse Stickstoffeinträge in die Teilgebiete der Elbe im Zeitraum 1993-1997

EGW_N Eintrag über Grundwasser

EER_N Eintrag über Erosion

EDR_N Eintrag über Dränage

ERO_N Eintrag über Oberflächenabfluss

EAD_N Eintrag über atmosphärische Deposition

EUR_N Eintrag von urbanen Flächen

ED_N gesamte diffuse Einträge

WRRL	ED_N	EGW_N	EDR_N	EAD_N	EER_N	ERO_N	EUR_N
	[kgN / (haLF·a)]	[kgN / (haLF·a)]	[kgN / (haLF·a)]	[kgN / (haLF·a)]	[kgN / (haLF·a)]	[kgN / (haLF·a)]	[kgN / (haLF·a)]
Elbe bis Schmilka	12,38	8,54	2,02	0,24	0,71	0,12	0,76
Elbe uh Schmilka oh Saale MES	15,33	8,02	4,75	0,23	0,47	0,17	1,69
Elbe uh Saale oh Zollensp. MEL	11,55	5,90	4,35	0,56	0,13	0,06	0,54
Saale SAL	17,06	9,75	4,40	0,19	0,67	0,16	1,88
Havel HAV	6,74	3,82	1,64	0,52	0,06	0,04	0,66
Tideelbe TEL	15,73	12,06	4,22	0,50	0,06	0,30	0,52
Elbe bis Saale	13,14	8,40	2,72	0,24	0,64	0,13	1,00
Elbe bis Zollenspieker	12,46	7,49	3,03	0,32	0,48	0,11	1,04
Elbe gesamt	12,96	7,92	3,14	0,34	0,44	0,13	0,99

4.4 Diffuse, punktuelle und gesamte Phosphor- und Stickstoffeinträge

Für die gesamte Belastungssituation der Gewässer der Elbe durch Nährstoffe sind neben den diffusen Nährstoffeinträgen die punktuellen Einträge nach wie vor von großer Bedeutung. Die Tabellen 4.7 und 4.8 sowie die Karten 4.7 und 4.8 geben eine zusammenfassende Gegenüberstellung der Mengen und Anteile diffuser und punktueller Phosphor- und Stickstoffeinträge in die Teilgebiete der Elbe.

Tabelle 4.7 Diffuse, punktförmige und gesamte Phosphoreinträge in die Teilgebiete der Elbe sowie die Anteile von diffusen und punktuellen Quellen an den gesamten Einträgen im Zeitraum 1993-1997

ED_P diffuse Einträge EID_P Eintrag über Industr. Direkteinleiter
 $EGES_P$ Gesamteinträge $ANED_P$ Anteil diffuser Quellen
 EKA_P Eintrag über Kommunale Kläranlagen $ANEP_P$ Anteil von Punktquellen

		$EGES_P$	ED_P	EKA_P	EID_P	$ANED_P$	$ANEP_P$
		[kt P/a]	[kt P/a]	[kt P/a]	[kt P/a]	[%]	[%]
Elbe bis Schmilka		5,24	2,90	2,02	0,32	55	45
Elbe uh Schmilka oh Saale	MES	2,06	1,15	0,84	0,07	56	44
Elbe uh Saale oh Zollensp.	MEL	0,98	0,72	0,26	0,00	73	27
Saale	SAL	2,74	1,83	0,84	0,07	67	33
Havel	HAV	1,20	0,75	0,43	0,02	63	38
Tideelbe	TEL	1,60	1,30	0,25	0,05	81	19
Elbe bis Saale		7,32	4,05	2,87	0,40	55	45
Elbe bis Zollenspieker		12,24	7,35	4,40	0,49	60	40
Elbe gesamt		13,85	8,66	4,65	0,54	63	37

Tabelle 4.8 Diffuse, punktförmige und gesamte Stickstoffeinträge in die Teilgebiete der Elbe sowie die Anteile von diffusen und punktuellen Quellen an den gesamten Einträgen im Zeitraum 1993-1997

ED_N diffuse Einträge EID_N Eintrag über Industr. Direkteinleiter
 $EGES_N$ Gesamteinträge $ANED_N$ Anteil diffuser Quellen
 EKA_N Eintrag über Kommunale Kläranlagen $ANEP_N$ Anteil von Punktquellen

		$EGES_N$	ED_N	EKA_N	EID_N	$ANED_N$	$ANEP_N$
		[kt N/a]	[kt N/a]	[kt N/a]	[kt N/a]	[%]	[%]
Elbe bis Schmilka		86,2	63,7	13,6	8,9	74	26
Elbe uh Schmilka oh Saale	MES	37,3	27,6	8,3	1,5	74	26
Elbe uh Saale oh Zollensp.	MEL	22,6	19,8	2,8	0,0	87	13
Saale	SAL	58,4	41,1	12,8	4,5	70	30
Havel	HAV	26,3	15,9	8,1	2,2	61	39
Tideelbe	TEL	30,4	22,8	7,1	0,5	75	25
Elbe bis Saale		123,5	91,3	21,8	10,4	74	26
Elbe bis Zollenspieker		230,7	168,1	45,5	17,1	73	27
Elbe gesamt		261,1	190,9	52,6	17,6	73	27

Bezogen auf das Gesamtgebiet der Elbe gelangen demnach knapp 40% der gesamten Phosphoreinträge als Einträge aus Punktquellen in die Gewässer.

Dabei ist zu beachten, dass von den insgesamt 5.180 t P, die pro Jahr punktuell eingetragen werden, ca. 540 t P/a durch industrielle Direkteinleiter und 4.640 t P/a durch Einträge aus kommunalen Kläranlagen hervorgerufen werden.

320 t P/a (ca. 60%) der gesamten P-Einträge von industriellen Direkteinleitern werden im tschechischen Elbegebiet eingeleitet.

Im tschechischen Einzugsgebiet der Elbe und im deutschen Teilgebiet oberhalb der Saale lag der Anteil der Punktquellen am Gesamt-P-Eintrag im Zeitraum 1993-1997 noch bei 45% bzw. 44%. Eine Ursache für den vergleichsweise hohen Anteil der punktuellen P-Einträge im tschechischen Elbegebiet sind die im Vergleich zu Deutschland noch hohen einwohnerspezifischen P-Emissionen, hervorgerufen durch die Verwendung von P-haltigen Waschmitteln. Die hohen punktuellen P-Einträge im deutschen Elbegebiet oberhalb der Saale, insbesondere aber im Gebiet der Mulde, sind nach Schmoll (1998) vor allem auf den im Jahr 1995 noch vergleichsweise geringen Anteil von Kläranlagen mit weitergehender P-Eliminierung zurückzuführen.

Für Stickstoff entstehen durch Punktquellen ca. 27% des Eintrages in das gesamte Elbegebiet.

Die Einträge von industriellen Direkteinleitern betragen nach Behrendt u.a. (1999) 18,3 kt N/a (=26%) der gesamten punktuellen N-Einträge. Etwa die Hälfte der durch industrielle Direkteinleiter hervorgerufenen punktuellen N-Einträge werden in das Teilgebiet der Elbe oberhalb von Schmilka eingeleitet.

Besonders hoch ist der Anteil der Punktquellen an den gesamten N-Einträgen in der Havel (siehe Tabelle 4.8). Dies ist jedoch nicht auf eine geringere N-Elimination in den Kläranlagen sondern auf die insgesamt geringen Mengen diffuser N-Einträge im Havelgebiet (siehe Tabelle 4.6) zurückzuführen.

4.5 Diffuse, punktuelle und gesamte Einträge im Zeitraum 1983-1987 und Veränderungen der Einträge vom Zeitraum 1983-1987 bis zum Zeitraum 1993-1997

Im Rahmen der Untersuchungen von Behrendt u.a. (1999) wurden mit Hilfe des Modells MONERIS unter Berücksichtigung der veränderten Eingangsdaten auch die Nährstoffeinträge in die Flussgebiete der Elbe für den Zeitraum 1983-1987 abgeschätzt. Mit den Ergebnissen dieser Berechnungen, dargestellt in den Tabellen 4.9 und 4.10 sowie in den Karten 4.9 und 4.10, kann die Entwicklungen der Eintragsverhältnisse vom Zeitraum 1983-1987 bis zum Zeitraum 1993-1997 bewertet werden.

Tabelle 4.9 Diffuse, punktförmige und gesamte Phosphoreinträge in die Teilgebiete der Elbe sowie die Anteile von diffusen und punktuellen Quellen an den gesamten Einträgen im Zeitraum 1983-1987

ED_P diffuse Einträge EID_P Eintrag über Industr. Direkteinleiter
 $EGES_P$ Gesamteinträge $ANED_P$ Anteil diffuser Quellen
 EKA_P Eintrag über Kommunale Kläranlagen $ANEP_P$ Anteil von Punktquellen

		$EGES_P$	ED_P	EKA_P	EID_P	$ANED_P$	$ANEP_P$
		[kt P/a]	[kt P/a]	[kt P/a]	[kt P/a]	[%]	[%]
Elbe bis Schmilka		6,85	3,94	2,43	0,48	58	42
Elbe uh Schmilka oh Saale	MES	5,18	1,67	2,71	0,80	32	68
Elbe uh Saale oh Zollensp.	MEL	1,92	0,76	1,16	0,00	40	60
Saale	SAL	7,36	2,49	4,16	0,71	34	66
Havel	HAV	3,91	0,97	2,10	0,84	25	75
Tideelbe	TEL	3,98	1,35	2,62	0,01	34	66
Elbe bis Saale		12,04	5,61	5,15	1,28	47	53
Elbe bis Zollenspieker		25,21	9,81	12,57	2,83	39	61
Elbe gesamt		29,21	11,17	15,19	2,85	38	62

Tabelle 4.10 Diffuse, punktförmige und gesamte Stickstoffeinträge in die Teilgebiete der Elbe sowie die Anteile von diffusen und punktuellen Quellen an den gesamten Einträgen im Zeitraum 1983-1987

ED_N diffuse Einträge EID_N Eintrag über Industr. Direkteinleiter
 $EGES_N$ Gesamteinträge $ANED_N$ Anteil diffuser Quellen
 EKA_N Eintrag über Kommunale Kläranlagen $ANEP_N$ Anteil von Punktquellen

		$EGES_N$	ED_N	EKA_N	EID_N	$ANED_N$	$ANEP_N$
		[kt N/a]	[kt N/a]	[kt N/a]	[kt N/a]	[%]	[%]
Elbe bis Schmilka		109,3	76,5	19,9	12,9	70	30
Elbe uh Schmilka oh Saale	MES	51,9	33,9	9,0	9,1	65	35
Elbe uh Saale oh Zollensp.	MEL	27,0	21,6	5,0	0,4	80	20
Saale	SAL	84,8	46,7	18,5	19,6	55	45
Havel	HAV	42,6	19,6	16,6	6,4	46	54
Tideelbe	TEL	36,4	22,4	14,0	0,0	61	39
Elbe bis Saale		161,2	110,4	28,9	21,9	68	32
Elbe bis Zollenspieker		315,6	198,3	69,0	48,3	63	37
Elbe gesamt		352,0	220,7	83,0	48,3	63	37

Aus dem direkten Vergleich der Inhalte dieser Tabellen mit denen der Tabellen 4.7 und 4.8 wird ersichtlich, dass in allen deutschen Teilgebieten der Anteil der Punktquellen an den ge-

samten Phosphor- und Stickstoffeinträgen im Zeitraum 1983-1987 deutlich höher war als im Zeitraum 1993-1997.

In Tabelle 4.11 werden die Reduktionen der Phosphor- und Stickstoffeinträge in den einzelnen Teilgebieten der Elbe über den Zehnjahreszeitraum von der Mitte der 80iger bis zur Mitte der 90iger Jahre zusammengefaßt und gegenübergestellt.

Bei der für alle Analysen dieser Studie angewandten Aufteilung des deutschen Elbegebiets (s. Abschnitt 1) wird für alle Teilgebiete eine Reduktion der TP-Einträge um 50% und mehr ermittelt. Die stärksten Verminderungen ergeben sich mit knapp 70% im Havelgebiet die geringsten mit etwa 50% im Zwischengebiet der Elbe unterhalb der Saale. Obwohl im tschechischen Gebiet mit 24% die Verringerung der TP-Einträge noch deutlich von den angestrebten 50% entfernt ist, ergibt sich für das gesamte Elbeeinzugesgebiet eine Reduktion um 53%. Die Verminderung der Phosphoreinträge ist nach Tabelle 4.11 vorwiegend auf die Reduktion der punktuellen Einträge zurückzuführen. Bei den diffusen Phosphoreinträgen kann ebenfalls eine Verminderung festgestellt werden, die jedoch fast ausschließlich auf die Verminderung der P-Einträge von urbanen Flächen und von Einwohnern, die nicht an Kläranlagen angeschlossen sind, zurückzuführen ist. Hauptursache ist dabei nach Behrendt u.a. (1999) die Reduktion der einwohnerspezifischen P-Emissionen von 4,0 auf 1,8 g P/(E·a).

Mit der ausgewiesenen Reduktion der P-Einträge um 53% wurde die Zielstellung einer Verminderung der P-Einträge um 50% bezogen auf die Mitte der 80-iger Jahre in der Elbe erreicht.

Tabelle 4.11 Berechnete Verminderungen der diffusen, punktförmige und gesamten Phosphor- und Stickstoffeinträge in den Teilgebieten der Elbe im Zeitraum 1993-97 in bezug auf den Zeitraum 1983-1987

RD_P Reduktion diffuser P-Einträge RD_N Reduktion diffuser N-Einträge
 RP_P Reduktion punktueller P-Einträge RP_N Reduktion punktueller N-Einträge
 $RGES_P$ Reduktion der P-Einträge $RGES_N$ Reduktion der N-Einträge

		$RGES_P$	RD_P	RP_P	$RGES_N$	RD_N	RP_N
		[%]	[%]	[%]	[%]	[%]	[%]
Elbe bis Schmilka		24	26	20	21	17	32
Elbe uh Schmilka oh Saale	MES	60	31	74	28	19	46
Elbe uh Saale oh Zollensp.	MEL	49	5	78	16	9	48
Saale	SAL	63	27	81	31	12	55
Havel	HAV	69	23	85	38	19	55
Tideelbe	TEL	60	4	89	17	-2	46
Elbe bis Saale		39	28	49	23	17	37
Elbe bis Zollenspieker		51	25	68	27	15	47
Elbe gesamt		53	23	71	26	14	47

Für Stickstoff wurde die Zielstellung einer 50%igen Reduktion der Stickstoffeinträge bisher nicht erreicht. Durch die Analyse konnte eine Verminderung der TN-Einträge von lediglich 26% festgestellt werden.

Auch bei Stickstoff ist die Reduktion der gesamten Einträge vorwiegend auf die Verminderung der punktuellen Einträge, die für die analysierten deutschen Teilgebiete zwischen 46 und 55% betrug, zurückzuführen. Die Reduktion der diffusen Quellen ist nach den Ergebnissen von Behrendt u.a. (1999) geringer als bei Phosphor und hat ihre Ursache vor allem in einer Reduktion der N-Einträge aus Dränagen. Im betrachteten Zeitraum von 10 Jahren konnten die Einträge aus den Dränauslässen auf die Mitte der 90iger Jahre deutlich geringeren Stickstoffüberschüsse bereits mit reduzierten Stickstoffkonzentrationen reagieren.

Bei der Bewertung der Ergebnisse muss berücksichtigt werden, dass sich die mittleren hydrologischen Bedingungen und damit auch die diffusen Einträge in den beiden betrachteten Zeiträumen unterschieden haben. Die unterschiedlichen hydrologischen Bedingungen dürften auch die Ursache für die ausgewiesene geringe Erhöhung der diffusen Stickstoffeinträge im Gebiet der Tideelbe sein. Da für die vorliegende Studie ein direkter Zugriff auf das Modell MONERIS nicht vorgesehen war, konnte die Ursache für diese geringe Erhöhung nicht detaillierter untersucht werden.

4.6 Phosphor- und Stickstofffrachten

In der Tabelle 4.12 und in Abbildung 4.6 werden die von Behrendt u.a. (1999) für die Teilgebiete berechneten Frachten von Gesamtphosphor (TP) und gelöstem anorganischem Stickstoff (DIN) mit den Frachten verglichen, die aus den in den mündungsnächsten Meßstellen dieser Gebiete gemessenen Konzentrationen und Abflüssen ermittelt wurden. Mit der für Gesamtstickstoff von Behrendt u.a. (2000,b) abgeleiteten Retentionsformel (s. Abschnitt 3.8, 3.9) konnten auch die für Gesamtstickstoff (TN) „berechneten“ Frachten in die Tabelle 4.12 aufgenommen werden.

In der Tabelle wurden die Teilgebiete nicht berücksichtigt, in denen Frachten im Sinne von MONERIS zwar berechnet aber nicht „gemessen“ vorlagen (Zwischengebiete der Elbe und Tideelbe). Die gemessenen Frachten der Elbe bis zur Saalemündung wurden angenähert durch die Summe der Frachten der Elbe bei Wittenberg und der Mulde bestimmt.

Tabelle 4.12 Vergleich von gemessenen und berechneten Frachten von Gesamtphosphor (TP), gelöst anorganisch Stickstoff (DIN) und Gesamtstickstoff (TN) für die Teileinzugsgebiete der Elbe im Zeitraum 1993-1997

TP_{gem} gemessene Frachten TP DIN_{ber} berechnete Frachten DIN
 TP_{ber} berechnete Frachten TP TN_{gem} gemessene Frachten TN
 DIN_{gem} gemessene Frachten TP TN_{ber} berechnete Frachten TN

		TP _{gem}	TP _{ber}	DIN _{gem}	DIN _{ber}	TN _{gem}	TN _{ber}
		[kt P/a]	[kt P/a]	[kt N/a]	[kt N/a]	[kt N/a]	[kt N/a]
Elbe bis Schmilka		2,94	2,06	51,5	38,9	70,3	48,6
Elbe uh Schmilka oh Saale	MES						
Elbe uh Saale oh Zollensp.	MEL						
Saale	SAL	1,11	1,13	28,2	29,3	26,5	35,0
Havel	HAV	0,65	0,37	5,5	8,4	8,7	12,6
Tideelbe	TEL						
Elbe bis Saale		3,16	3,15	71,9	59,9	65,8	72,8
Elbe bis Zollenspieker		5,30	4,98	113,8	106,8	132,9	133,1
Elbe gesamt							

Für die Elbe bei Zollenspieker und für die Saale kann eine sehr gute Übereinstimmung zwischen gemessenen und berechneten Nährstofffrachten festgestellt werden. Die Abweichungen liegen bei weniger als 10 %.

Für die Havel werden eine deutlich zu geringe P-Fracht und eine zu hohe N-Fracht berechnet. Die Abweichung bei der P-Fracht kann vor allem durch die in den Havelseen unterhalb Berlins auftretende P-Freisetzung erklärt werden (Behrendt u.a., 2000b). Bei der N-Fracht wären die Abweichungen jedoch deutlich geringer, wenn berücksichtigt würde, dass die N-Einträge aus Berlin und oberhalb Berlins nicht nur in ihren betreffenden Quellgebieten sondern auch in den unterhalb Berlins liegenden Havelseen durch Denitrifikation vermindert werden.

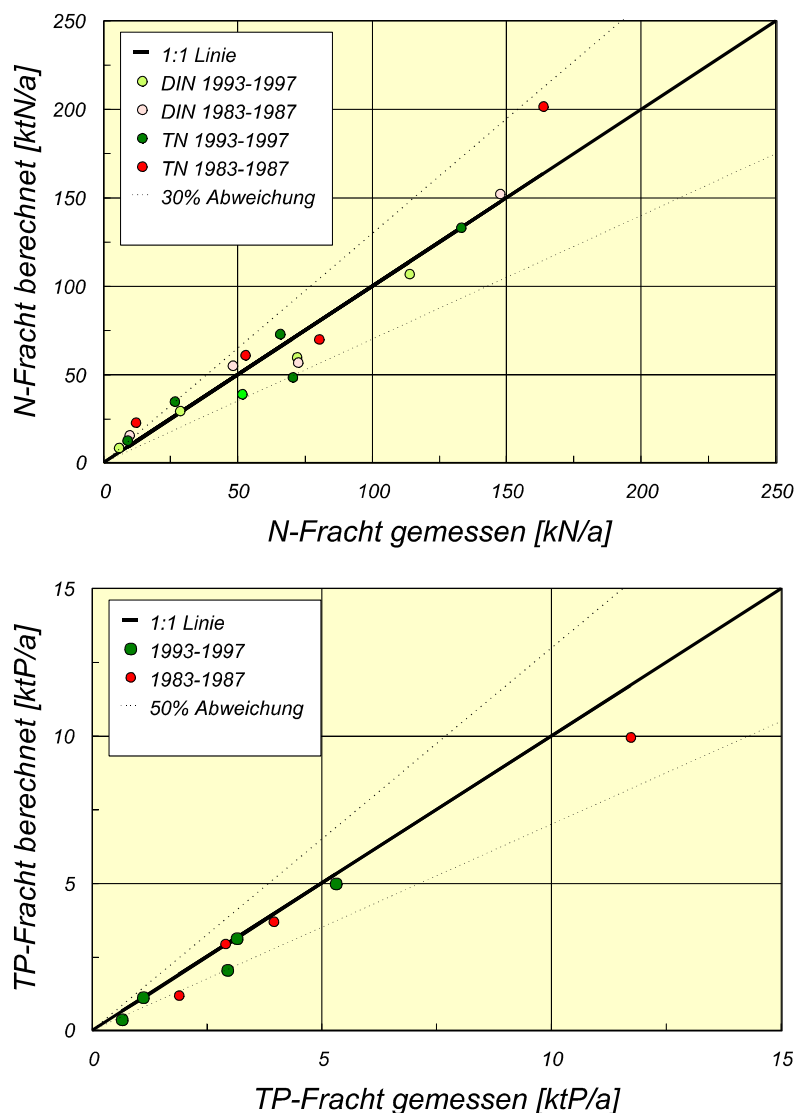
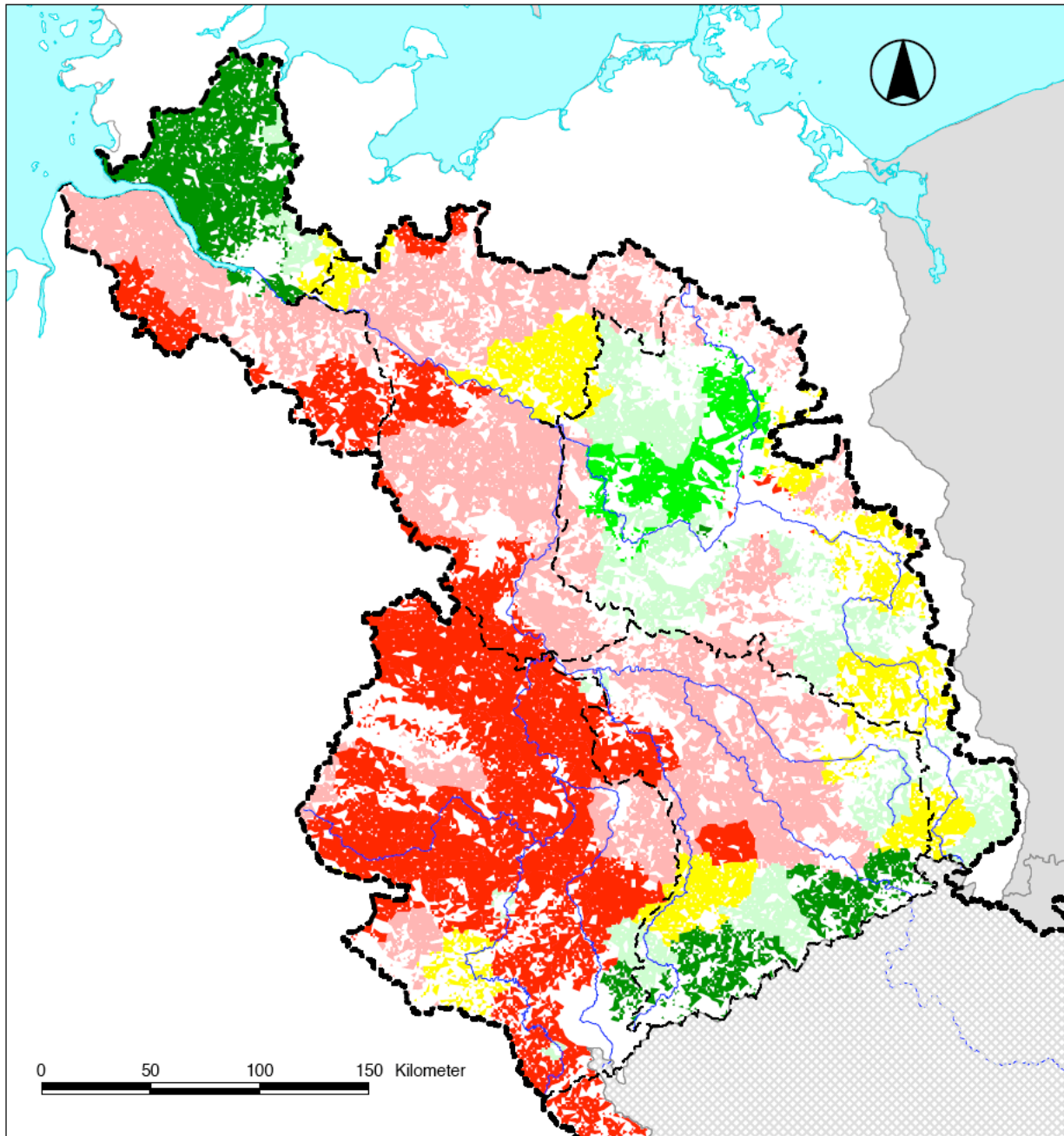


Abbildung 4.6 Vergleich von gemessenen und berechneten Stickstofffrachten für die Teilgebiete der Elbe in den Zeiträumen 1983-1987 und 1993-1997 (nach Behrendt u.a., 1999; 2000b)

Für den tschechischen Teil der Elbe liegen die Abweichungen zwischen gemessenen und berechneten Frachten bei ca. 30%, wobei die berechneten Frachten sowohl für TP als auch für TN zu klein sind. Es sind noch keine Aussagen zu den Ursachen dieser Unterschiede möglich, da die Eintragsberechnungen für den Tschechischen Teil der Elbe bisher nur den Charakter grober Abschätzungen haben (Behrendt u.a., 1999). Es kann u.a. jedoch vermutet werden, dass die gemessenen Nährstoff-Frachten für die Elbe bei Schmilka überbestimmt sind.

Die Abbildung 4.6 zeigt weiterhin, dass eine grundsätzlich gute Übereinstimmung zwischen den berechneten und gemessenen P- und N-Frachten auch für den Zeitraum 1983-1987 erzielt wurde. Diese Übereinstimmung wurde erreicht, obwohl die absoluten Größen der Einträge in diesem Zeitraum deutlich über dem Niveau des Zeitraums 1993-1997 lagen und sich auch die Anteile der verschiedenen Eintragsquellen am Gesamteintrag zwischen den Zeiträumen deutlich unterscheiden.

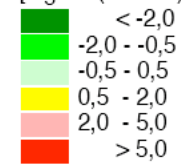


geodaten integration & analyse



Phosphor-Bilanzüberschuß für die Landwirtschaftsfläche

[kg P / (haLF•a)]



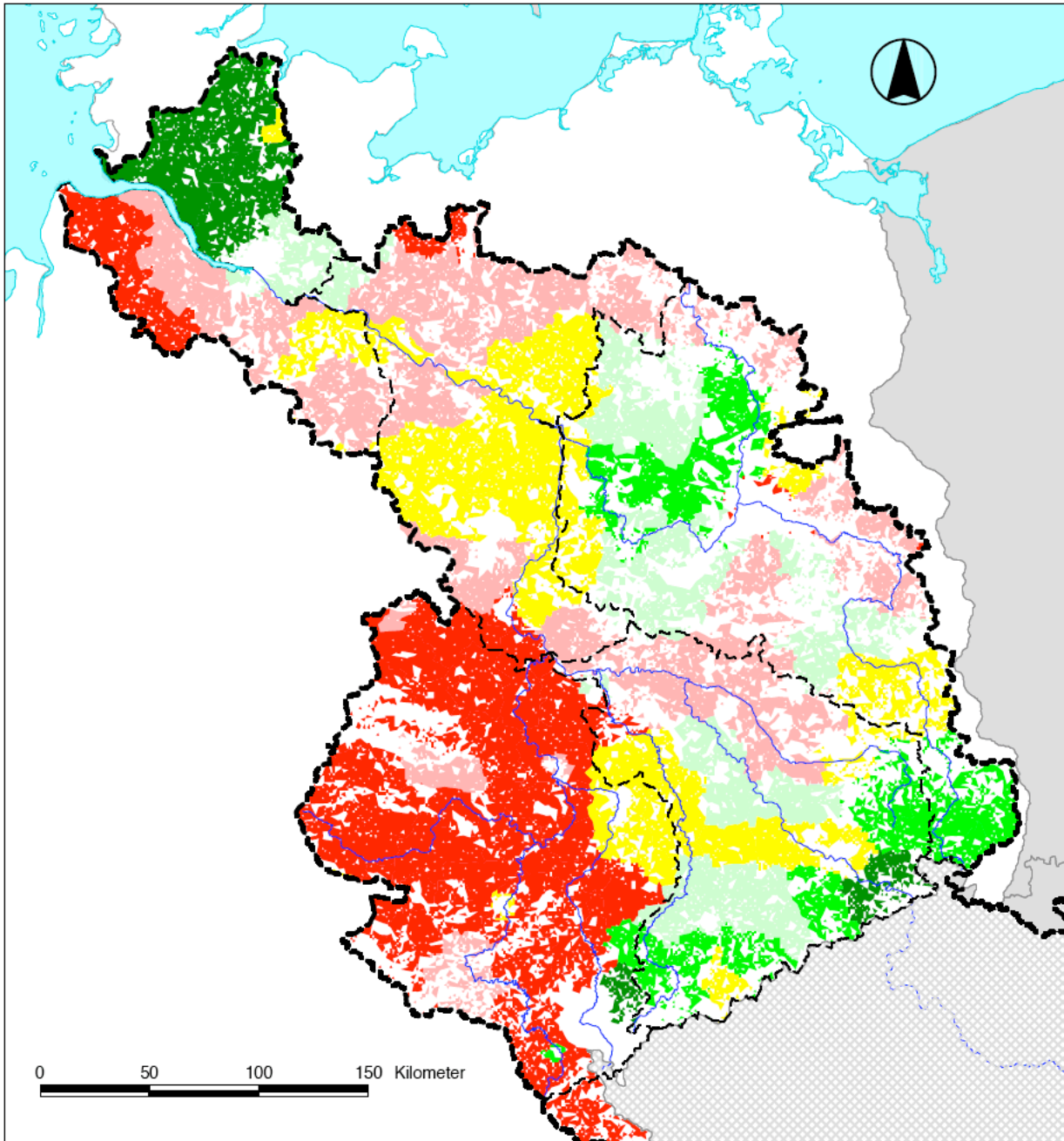
Datengrundlage:

Gesellschaft für Boden- und Gewässerschutz e.V.

Projekt:

Analyse der Nährstoffeinträge, -frachten
und -konzentrationen in der Elbe

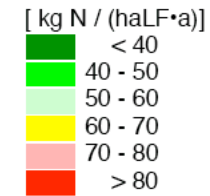
Diese Karte ist eine großräumige Übersicht. Ihre Aussagekraft für
kleinräumige Fragestellungen ist eingeschränkt.



geodaten integration & analyse



Stickstoff-Bilanzüberschuß für die Landwirtschaftsfläche



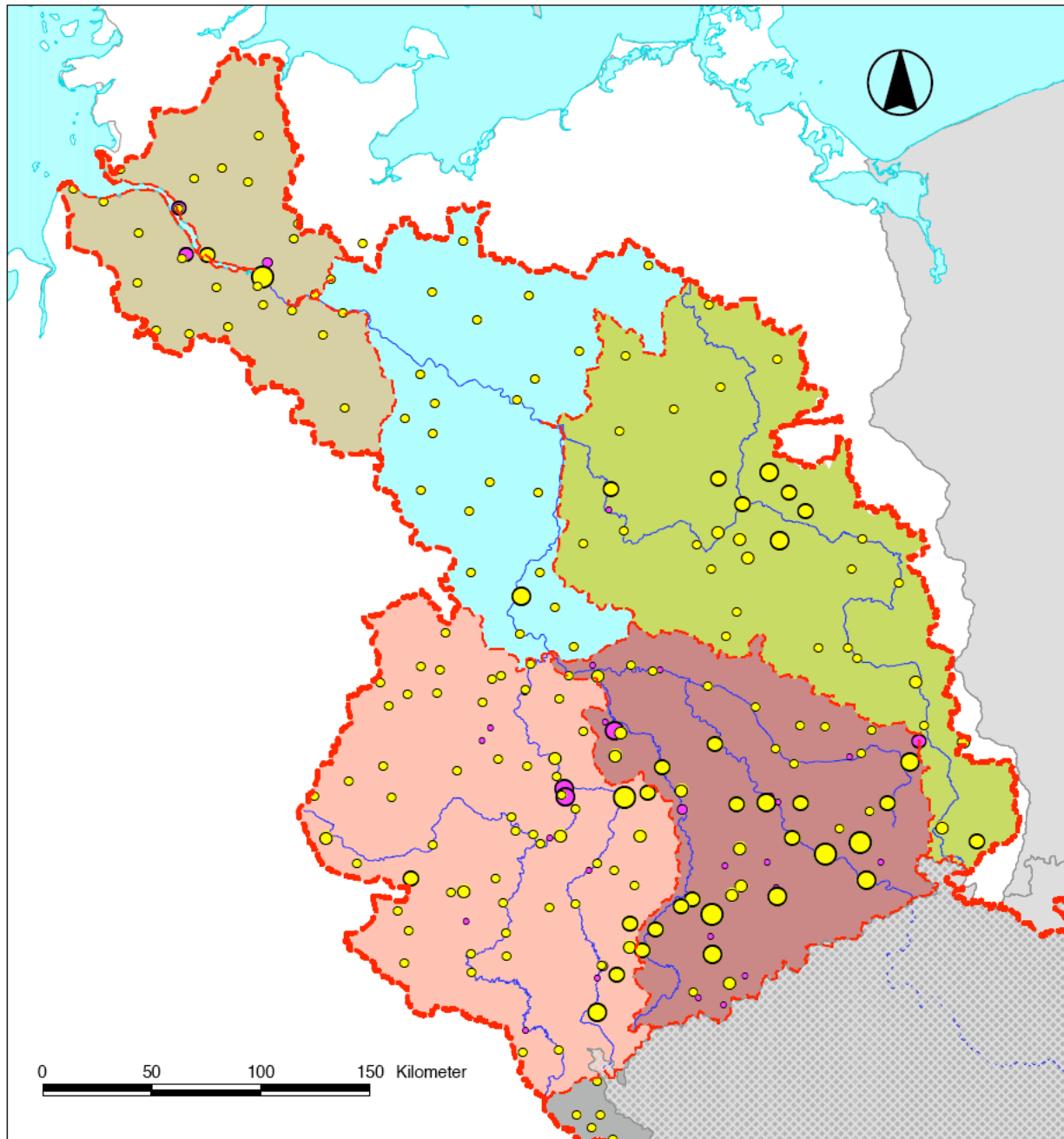
Datengrundlage:

Gesellschaft für Boden- und Gewässerschutz e.V.

Projekt:

Analyse der Nährstoffeinträge, -frachten
und -konzentrationen in der Elbe

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



geodaten integration & analyse



Phosphoreinträge aus Punktquellen 1999

KKA: P - Eintrag [t / a]

- < 5
- 5 - 10
- 10 - 25
- 25 - 50
- > 50

Ind. Direkteinleiter: P-Eintrag [t / a]

- < 1
- 1 - 2
- 2 - 5
- > 5

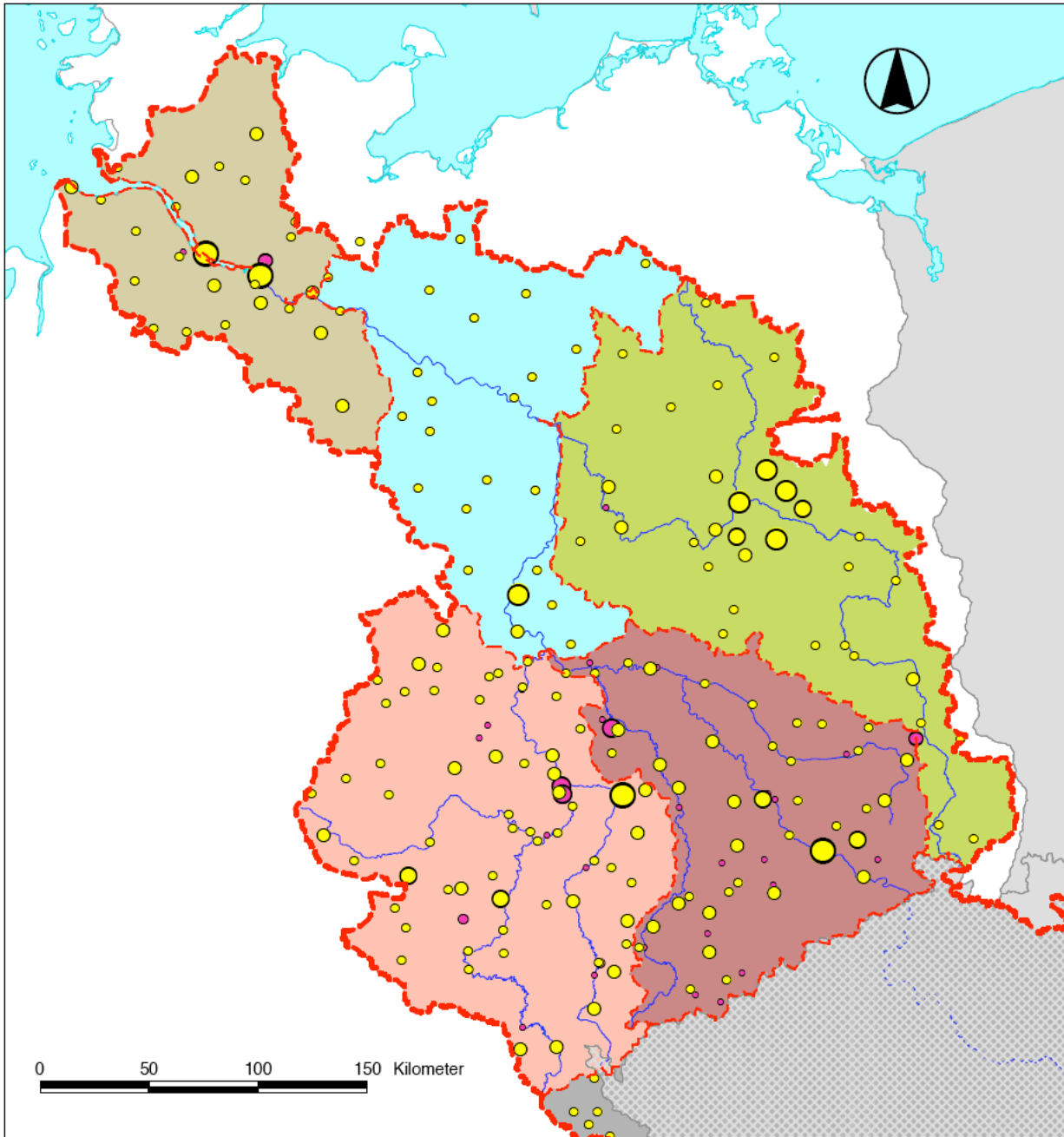
Datengrundlage:

IGB 1999, IKSE 2000

Projekt:

Analyse der Nährstoffeinträge, -frachten
und -konzentrationen in der Elbe

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



geodaten integration & analyse



Stickstoffeinträge aus Punktquellen 1999

KKA N-Eintrag [t / a]

- < 50
- 50 - 250
- 250 - 500
- 500 - 1000
- > 1000

Ind. Direkteinleiter: N-Eintrag [t / a]

- < 10
- 10 - 50
- 50 - 100
- > 100

Datengrundlage:

IGB 1999, IKSE 2000

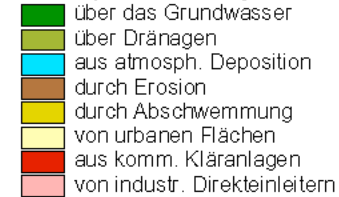
Projekt:

Analyse der Nährstoffeinträge, -frachten
und -konzentrationen in der Elbe

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

Mittlere Phosphoreinträge in die Teilgebiete der Elbe im Zeitraum 1993 - 1997

Mittlere jährliche Einträge 1993-1997



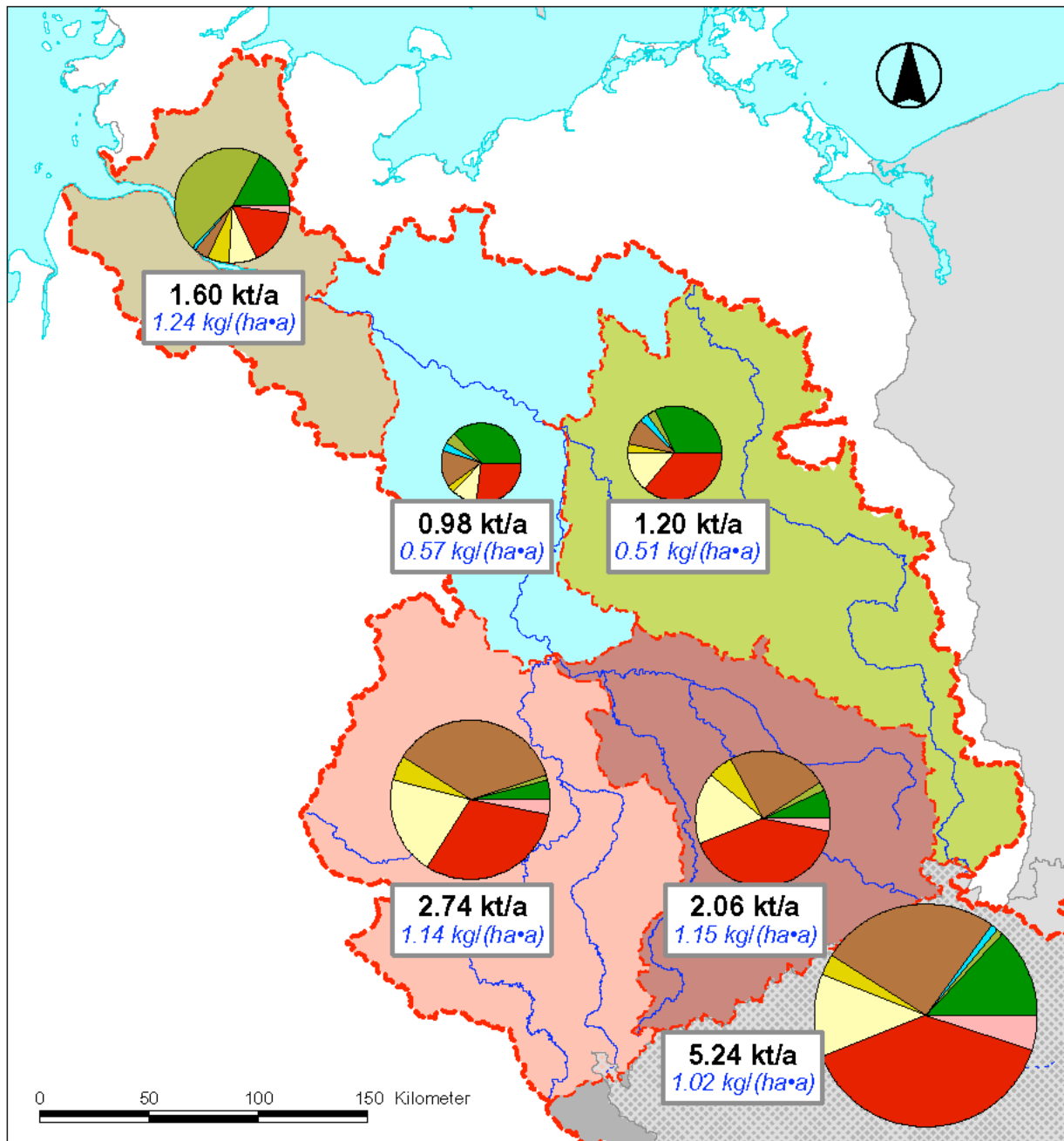
Datengrundlage:

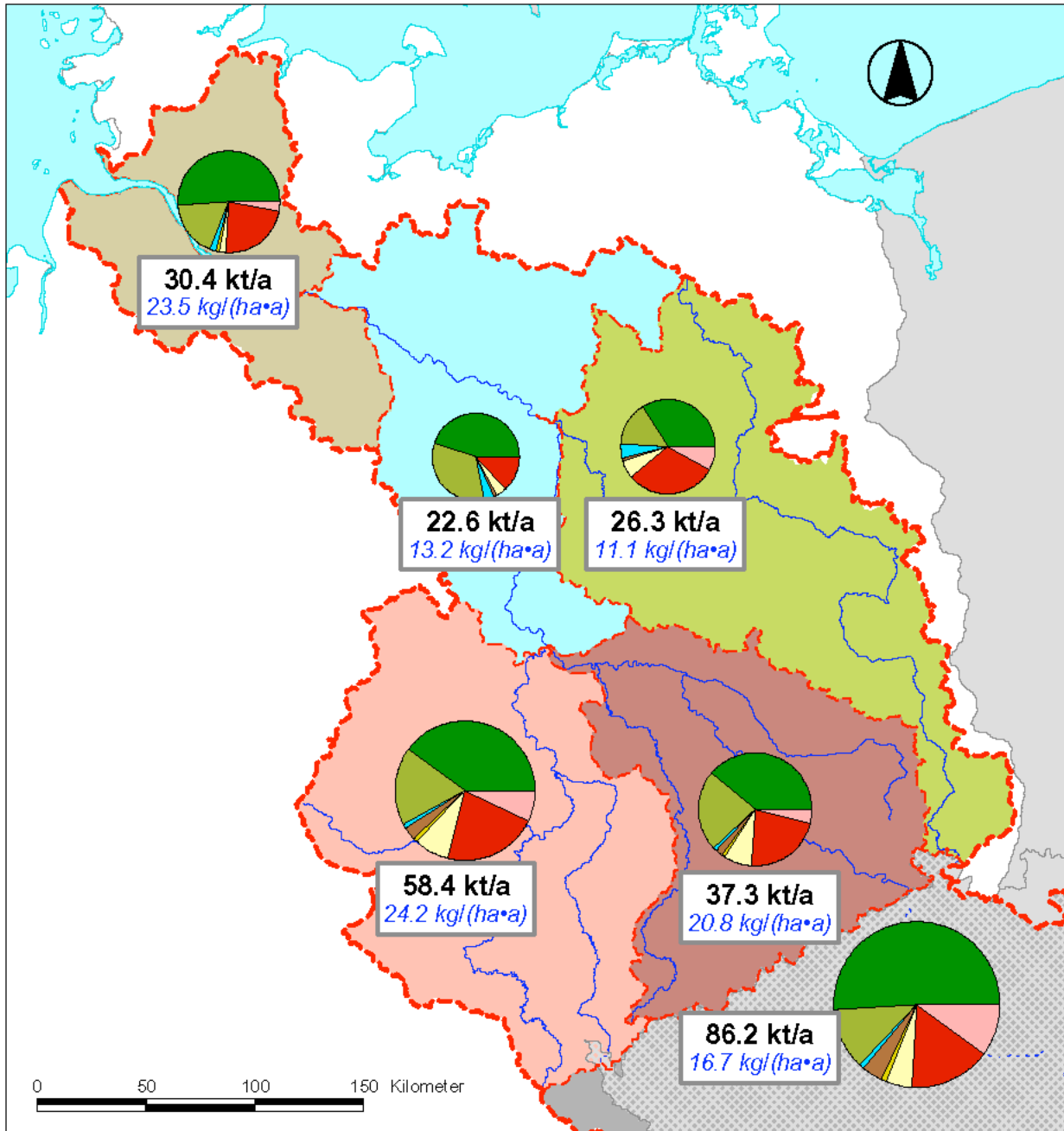
Modellrechnungen MONERIS

Projekt:

Analyse der Nährstoffeinträge, -frachten und -konzentrationen in der Elbe

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





Mittlere Stickstoffeinträge in die Teilgebiete der Elbe im Zeitraum 1993-1997

- Mittlere jährliche Einträge 1993-1997
- über das Grundwasser
 - über Dränagen
 - aus atmosph. Deposition
 - durch Erosion
 - durch Abschwemmung
 - von urbanen Flächen
 - aus komm. Kläranlagen
 - von industr. Direkteinleitern

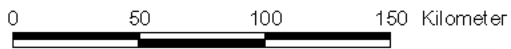
Datengrundlage:

Modellrechnungen MONERIS

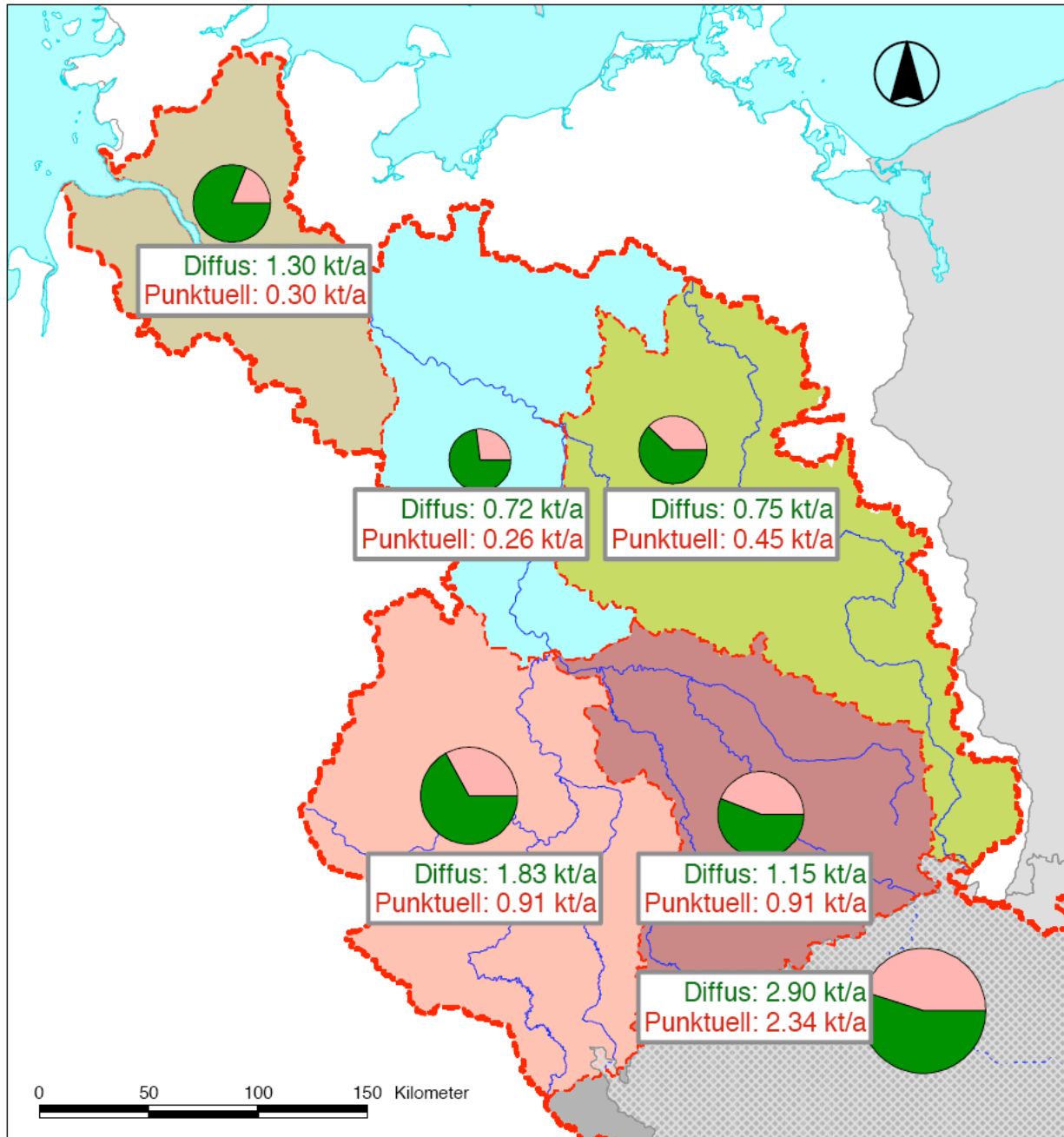
Projekt:

Analyse der Nährstoffeinträge, -frachten und -konzentrationen in der Elbe

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



Karte 4.6



geodaten integration & analyse



Phosphoreinträge 1993-1997, aus diffusen und punktuellen Quellen

Mittlere jährliche P-Einträge 1993-1997

- aus Punktquellen
- aus diffusen Quellen

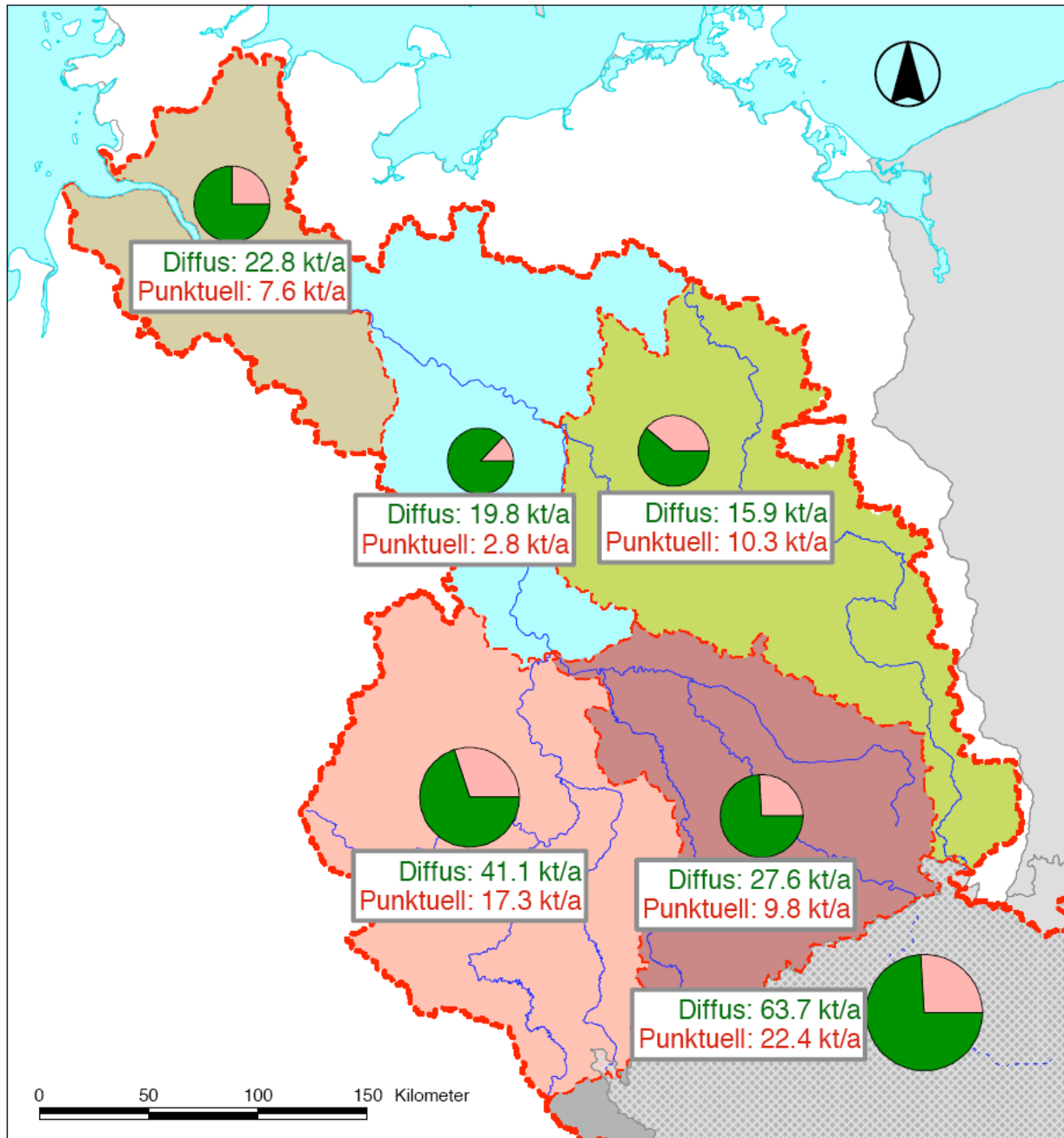
Datengrundlage:

Modellrechnungen MONERIS

Projekt:

Analyse der Nährstoffeinträge, -frachten
und -konzentrationen in der Elbe

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



geodaten integration & analyse



Stickstoffeinträge 1993-1997, aus diffusen und punktuellen Quellen

Mittlere jährliche N-Einträge 1993-1997

- aus Punktquellen
- aus diffusen Quellen

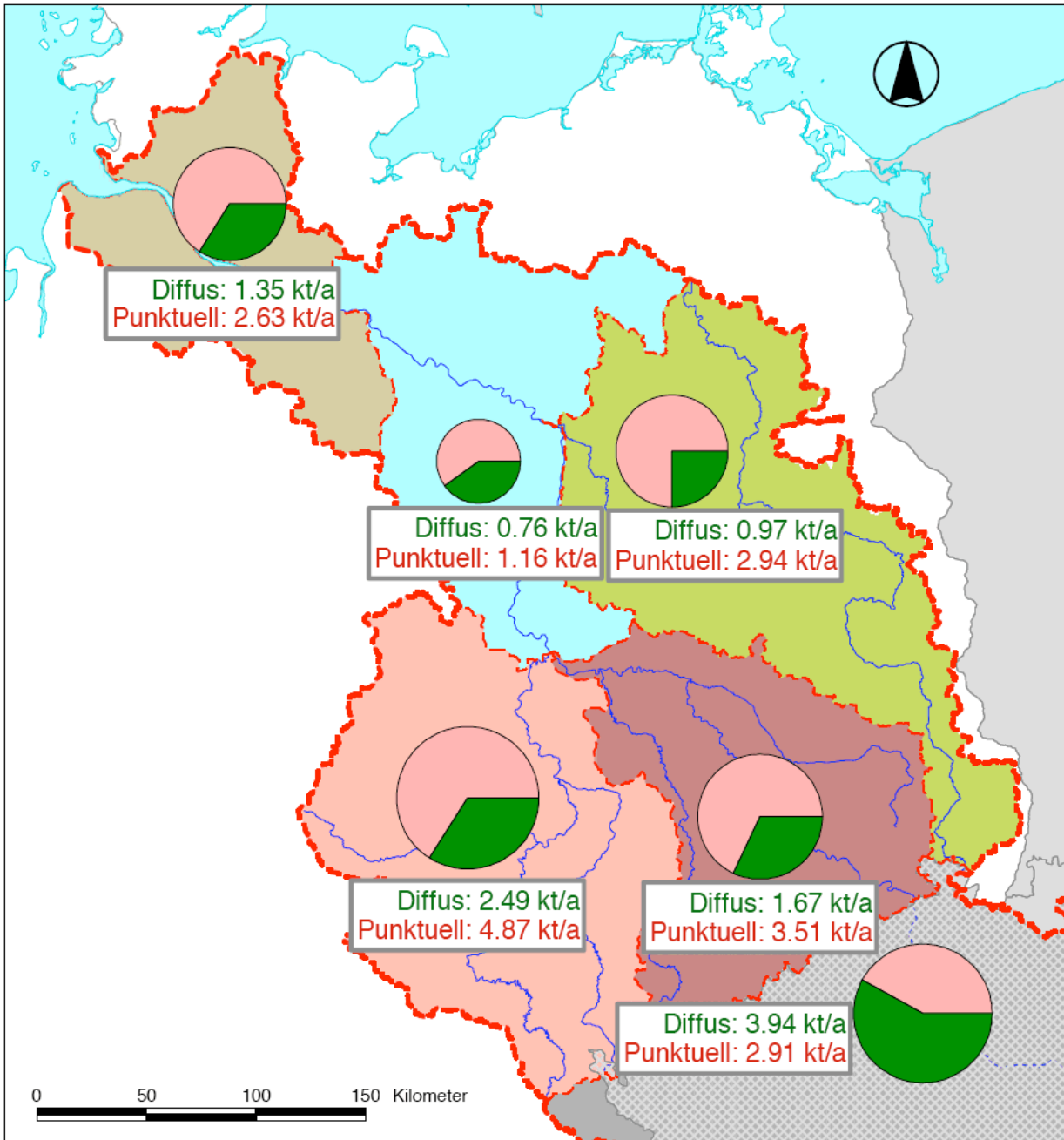
Datengrundlage:

Modellrechnungen MONERIS

Projekt:

Analyse der Nährstoffeinträge, -frachten
und -konzentrationen in der Elbe

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



geodaten integration & analyse



Phosphoreinträge 1983-1987, aus diffusen und punktuellen Quellen

Mittlere jährliche P-Einträge 1983-1987

- aus Punktquellen
- aus diffusen Quellen

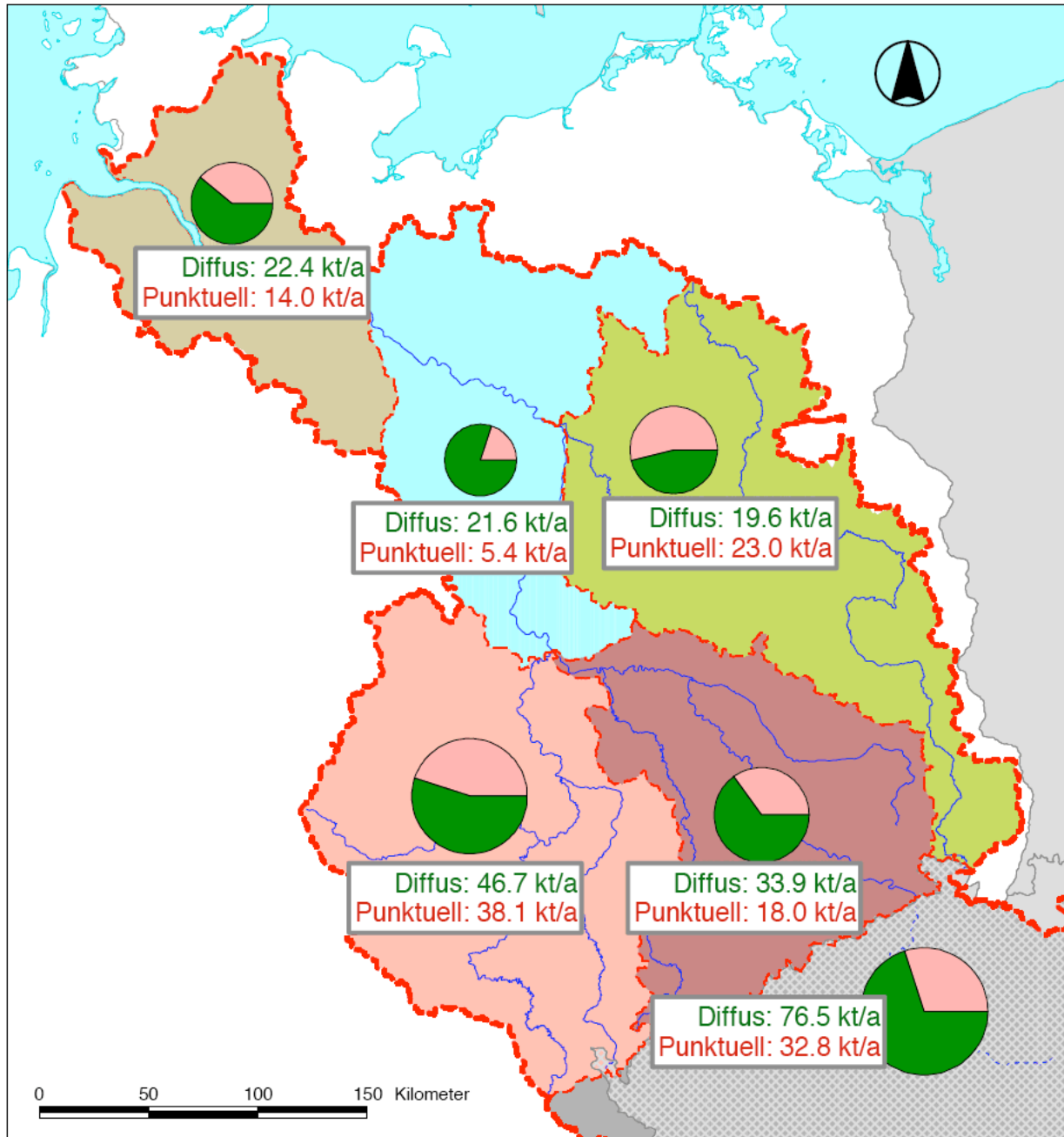
Datengrundlage:

Modellrechnungen MONERIS

Projekt:

Analyse der Nährstoffeinträge, -frachten
und -konzentrationen in der Elbe

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



geodaten integration & analyse



Stickstoffeinträge 1983-1987, aus diffusen und punktuellen Quellen

Mittlere jährliche N-Einträge 1983-1987

- aus Punktquellen
- aus diffusen Quellen

Datengrundlage:

Modellrechnungen MONERIS

Projekt:

Analyse der Nährstoffeinträge, -frachten
und -konzentrationen in der Elbe

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

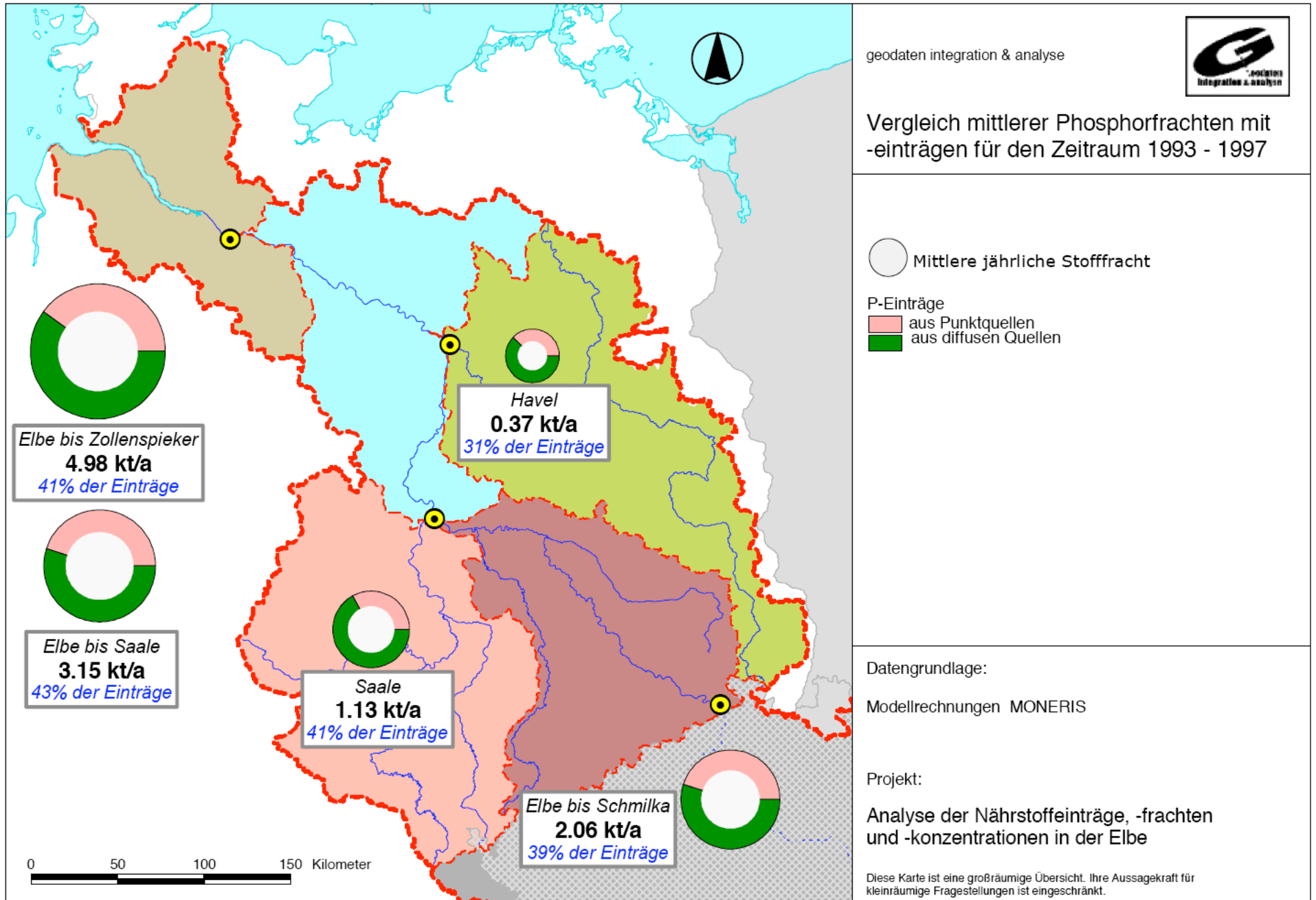


Abb. 4.11

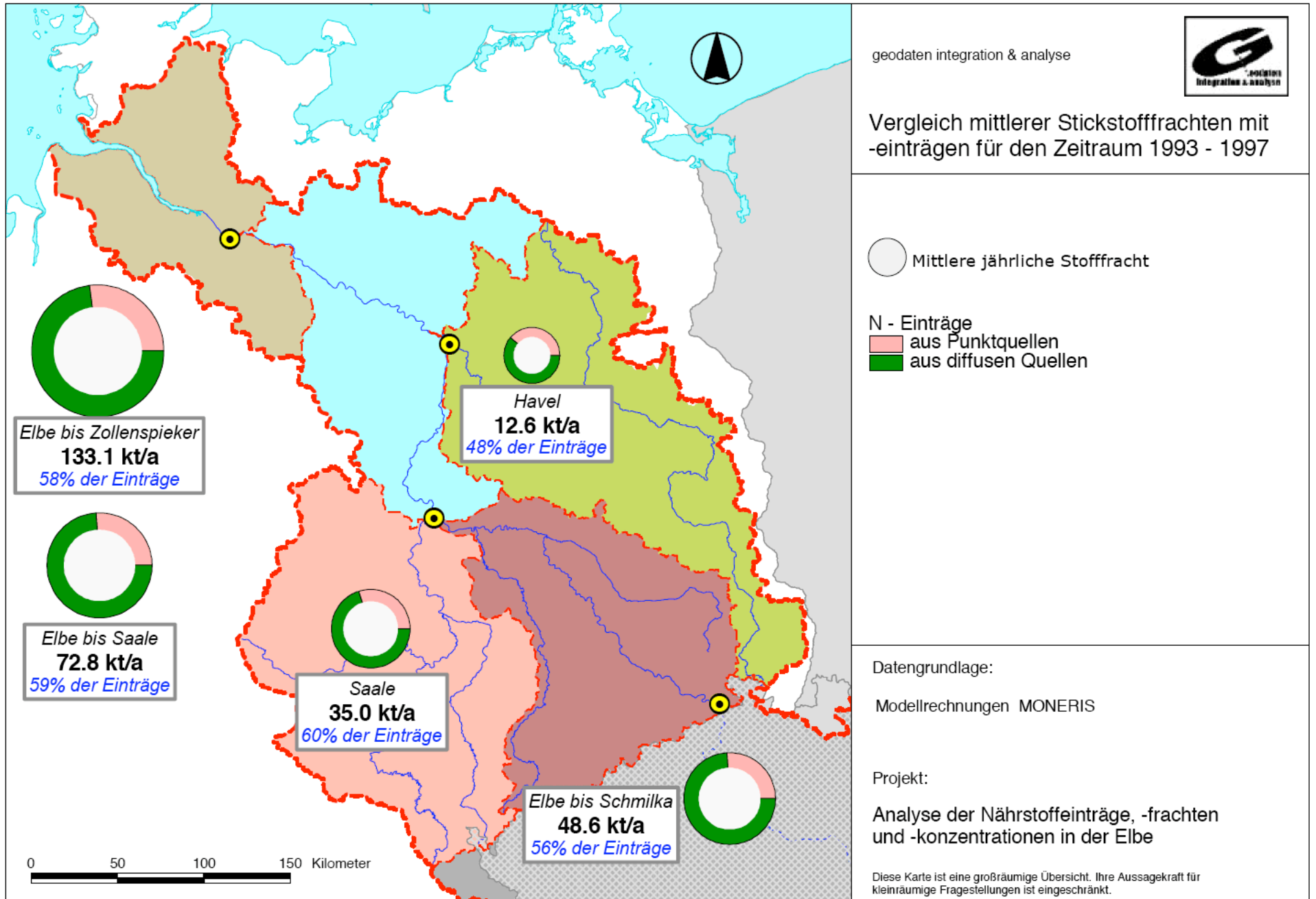
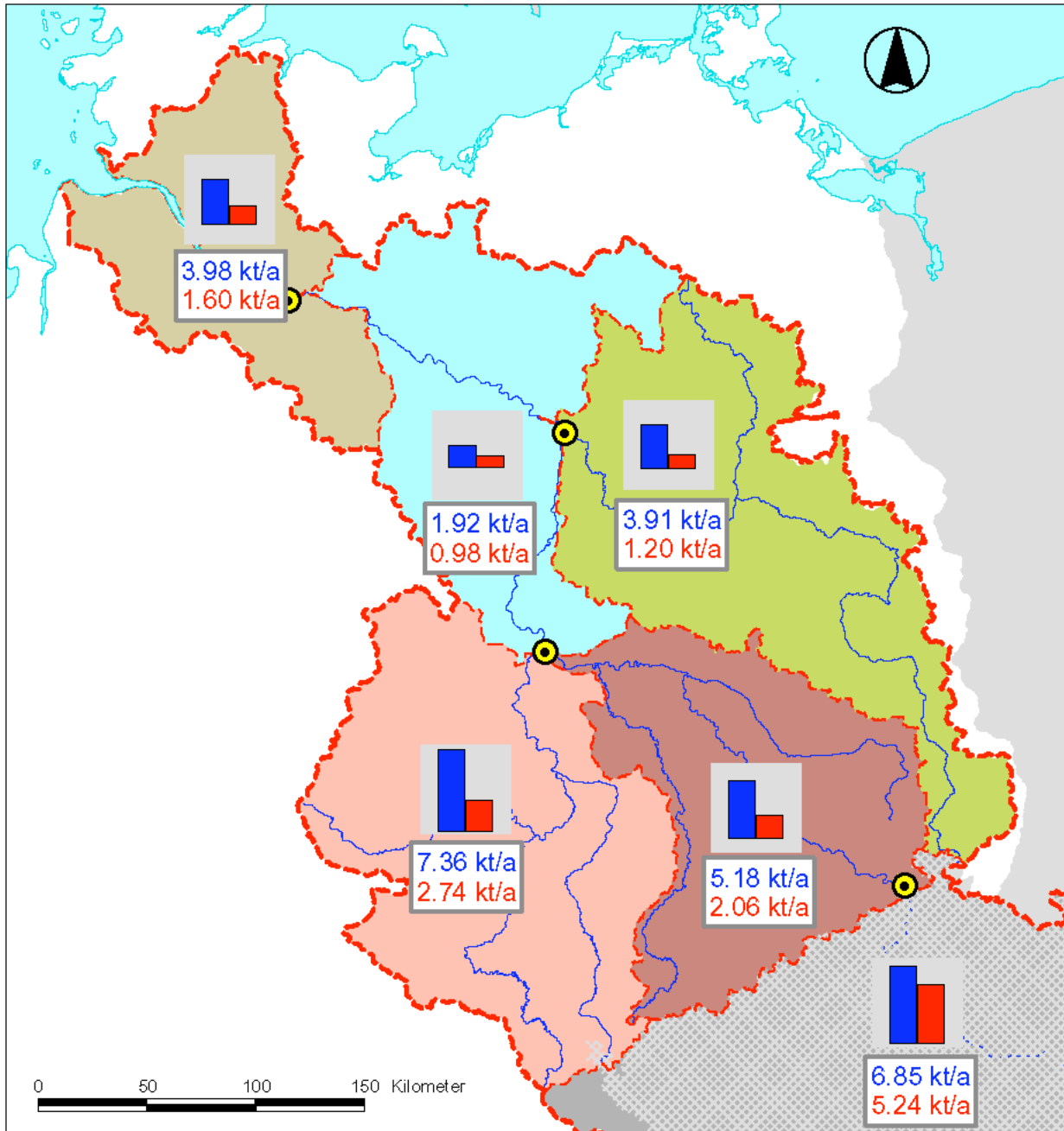
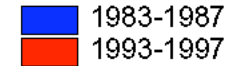


Abb. 4.12



Reduktion der Phosphoreinträge (gesamt)
vom Zeitraum 1983-87 bis 1993-97

Einträge P-Gesamt



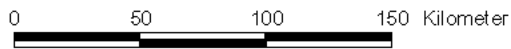
Datengrundlage:

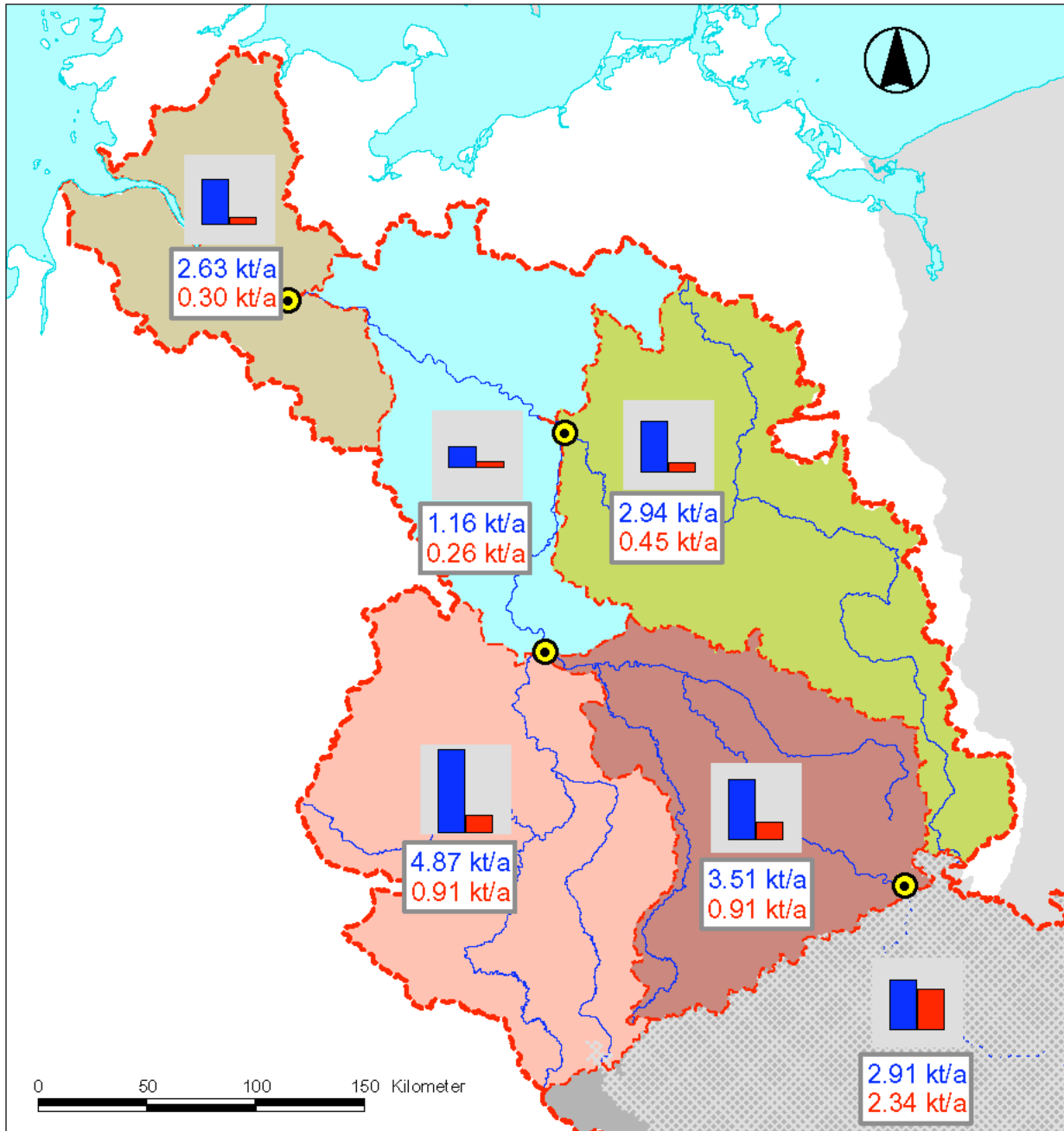
Modellrechnungen MONERIS

Projekt:

Analyse der Nährstoffeinträge, -frachten
und -konzentrationen in der Elbe

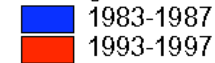
Diese Karte ist eine großräumige Übersicht. Ihre Aussagekraft für
kleinräumige Fragestellungen ist eingeschränkt.





Reduktion der Phosphoreinträge (punktuell)
vom Zeitraum 1983-87 bis 1993-97

Einträge P-Punktuell



Datengrundlage:

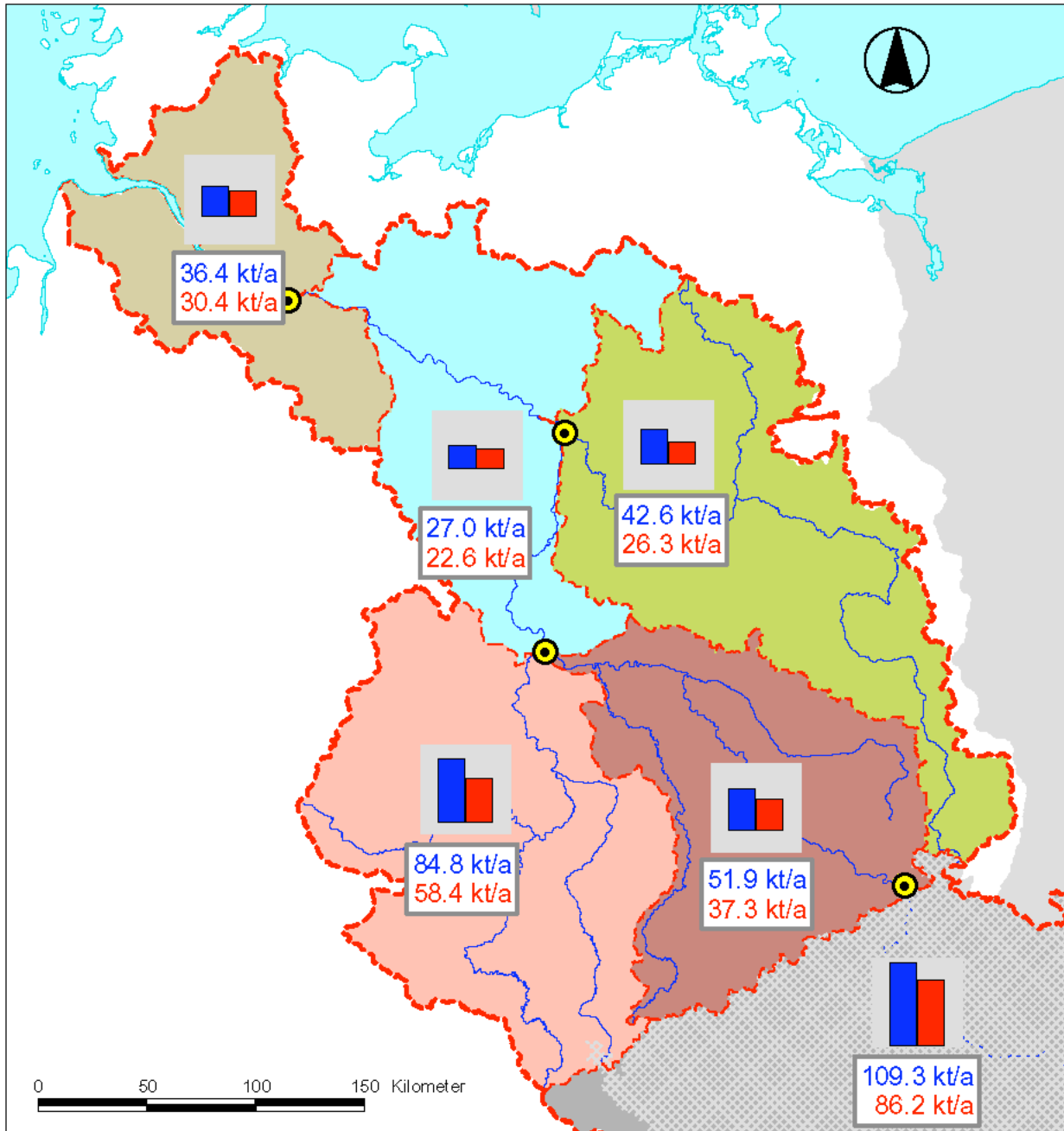
Modellrechnungen MONERIS

Projekt:

Analyse der Nährstoffeinträge, -frachten
und -konzentrationen in der Elbe

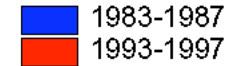
Diese Karte ist eine großräumige Übersicht. Ihre Aussagekraft für
kleinräumige Fragestellungen ist eingeschränkt.

Karte 4.14



Reduktion der Stickstoffeinträge (gesamt)
vom Zeitraum 1983-87 bis 1993-1997

Einträge N-Gesamt



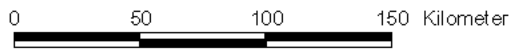
Datengrundlage:

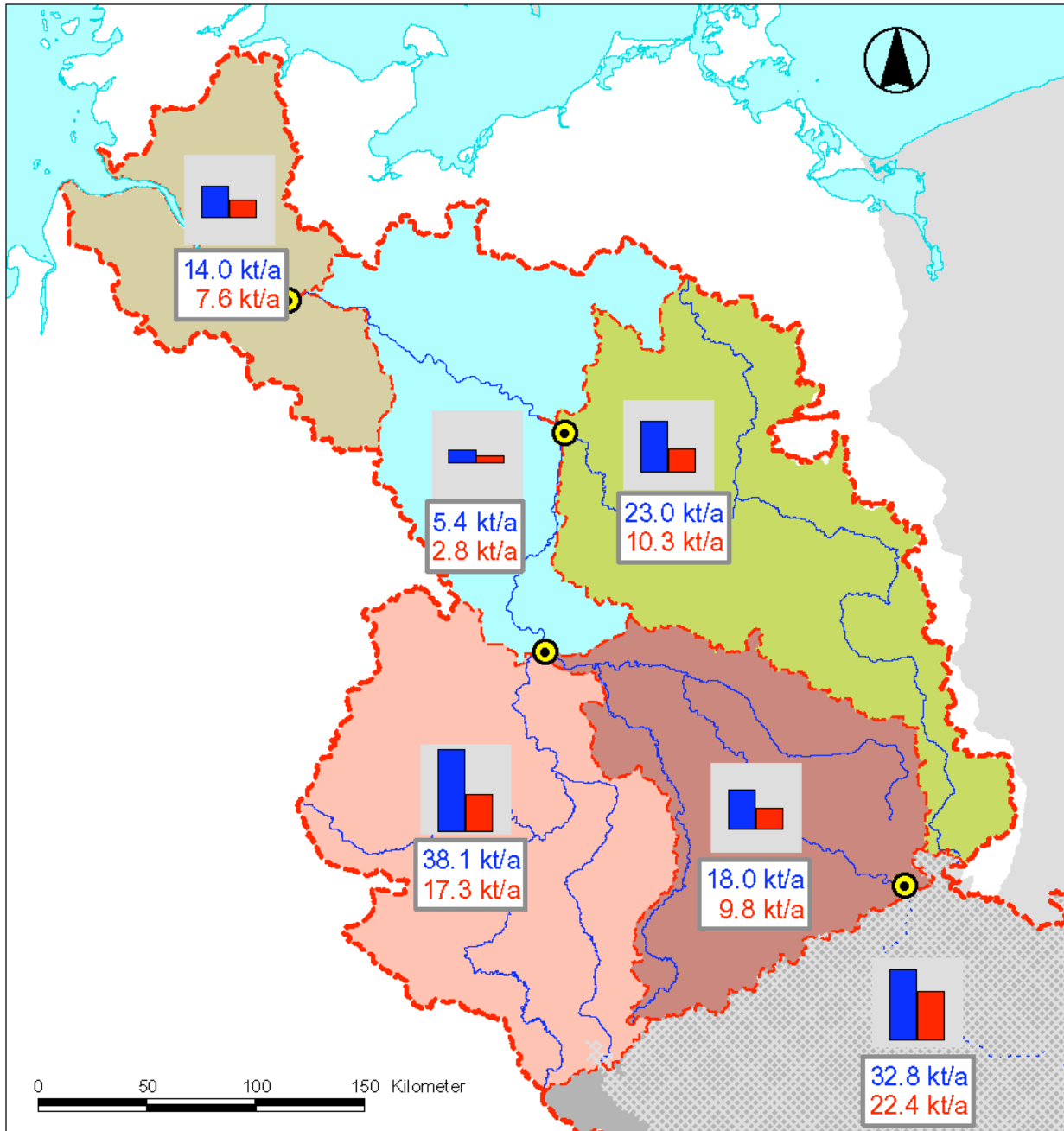
Modellrechnungen MONERIS

Projekt:

Analyse der Nährstoffeinträge, -frachten
und -konzentrationen in der Elbe

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



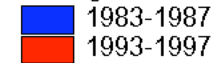


geodaten integration & analyse



Reduktion der Stickstoffeinträge (punktuell) vom Zeitraum 1983-87 bis 1993-1997

Einträge N-Punktuell



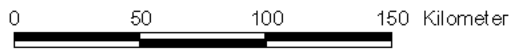
Datengrundlage:

Modellrechnungen MONERIS

Projekt:

Analyse der Nährstoffeinträge, -frachten
und -konzentrationen in der Elbe

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



Karte 4.16

5 Veränderungen der Nährstoffeinträge in die Elbe nach 1995

5.1 Verringerung der Einträge durch Punktquellen bis 1999

Alle von Behrendt u.a. (1999) berechneten und in Abschnitt 4 für die WRRL-Koordinierungsräume aufbereiteten Nährstoffeinträge beziehen sich auf den Zeitraum 1993-1997. Angesichts der entsprechend dem ‚Aktionsprogramm Elbe‘ seit diesem Zeitraum realisierten Maßnahmen zur Reduzierung der Nährstoffeinträge aus Punktquellen entstand eine neue Situation, in der sich auch die Eintragsbilanzen für die Elbe und die Teilgebiete in signifikantem Umfang weiter verändert haben.

Eine durchgehend neue Analyse der Eintragungssituation für die Jahre 1999/2000 kann zum Zeitpunkt dieser Studie noch nicht vorgenommen werden, da die notwendige Datenbasis insbesondere für die Quantifizierung der diffusen Einträge für den Zeitraum 1998 bis 2000 bzw. 2001 noch nicht zur Verfügung steht bzw. nicht aufbereitet ist. Die Abschätzung der aktuellen Eintragungssituation von Nährstoffen in die Elbe wurde wegen der höheren Dynamik der Veränderungen punktueller Einträge deshalb in erster Näherung als Kombination aus

- den unveränderten Abschätzungen der diffusen Einträge von 1993-1997 und
- der Auswertung der neuesten verfügbaren Angaben zu den industriellen Direkteinleitungen und den Nährstoffeinträgen aus kommunalen Kläranlagen für das Jahr 1999

erstellt.

Die Entwicklung der Eintragungssituation bei den industriellen Direkteinleitern kann durch den direkten Vergleich der beiden Inventare der IKSE, (1995 in ‚Bestandsaufnahme von bedeutenden punktuellen kommunalen und industriellen Einleitungen von prioritären Stoffen im Einzugsgebiet der Elbe‘ und 2000 im ‚Bericht zur Erfüllung des Aktionsprogramms Elbe‘) quantifiziert werden. Zusätzlich wurden die N-Einträge durch Grubenwassereinleitungen berücksichtigt.

Für die Nährstoffeinträge aus kommunalen Kläranlagen kann ein direkter Vergleich der aktuellen IKSE-Daten mit den Angaben von Behrendt u.a. (1999) bzw. mit den früheren Angaben der IKSE (1995) nicht durchgeführt werden, da die Anlagen in sehr verschiedenem Umfang berücksichtigt wurden. Während das neueste Inventar der IKSE alle Kläranlagen mit mehr als 20 TEW enthält, sind im Inventar von 1994 eine Reihe dieser Anlagen noch nicht enthalten, bei Behrendt u.a. (1999) hingegen wurden weitgehend alle Kläranlagen des deutschen EZG der Elbe in die Eintragungsschätzung einbezogen.

Für die Eintragsabschätzung aus kommunalen Kläranlagen wurde deshalb angenommen, dass

1. in den Jahren seit 1995 die Nährstoffeinträge durch größere Kläranlagen auch weiterhin gesenkt worden sind und für diese eine weitere Senkung nach der Abwasserverordnung für Kommunale Kläranlagen nicht notwendig ist,

5.2 Abschätzung eines weiteren Reduktionspotentials für punktuelle Einträge

Im folgenden werden für die WRRL-Koordinierungsräume die entsprechend einem Szenario aus Behrendt u.a., 1999 verbleibende Reduktionspotentiale der punktuellen Nährstoffeinträge aus KKA (der verbleibende Handlungsbedarf für den Ausbau der KKA des Gebiets) abgeschätzt und der Entwicklung bis 1999 gegenübergestellt.

Als Bezugsniveau für die Gegenüberstellung werden in den Tabellen 5.3 und 5.4 die zwischen den Zeiträumen 1983-1987, 1993-1997 und 1999 erfolgten Veränderungen der Eintragsmengen aus KKA verwendet.

Tabelle 5.3 Veränderungen der Phosphoreinträge aus kommunalen Kläranlagen seit 1985 und weiteres Reduktionspotential in den Teilgebieten der Elbe

Red_{85/99} Prozentuale Reduktion von 1983-1987 bis 1999

AbwV Einträge nach Realisierung der Abwasserverordnung (Modellsimulation)

Ziel Verbleibendes Verringerungsziel der Einträge nach 1999

Red_{Ziel} Prozentuale Reduktion durch verbleibende Verringerung der Einträge nach 1999

	WRRL	1983-1987	1993-1997	1999	Red _{85/99}	AbwV	Ziel	Red _{Ziel}
		[kt P/a]	[kt P/a]	[kt P/a]	[%]	[kt P/a]	[kt P/a]	[%]
Elbe bis Schmilka		2,43	2,02	1,53	37	<0,45	>1,08	71
Elbe uh Schmilka oh Saale	MES	2,71	0,84	0,63	77	0,37	0,26	41
Elbe uh Saale oh Zollensp.	MEL	1,16	0,26	0,09	92	0,13	-	-
Saale	SAL	4,16	0,84	0,41	90	0,44	-	-
Havel	HAV	2,10	0,43	0,17	92	0,27	-	-
Tideelbe	TEL	2,62	0,25	0,23	91	0,26	-	-
Elbe bis Saale		5,15	2,87	2,16	58	<0,82	>1,34	62
Elbe bis Zollenspieker		12,57	4,40	2,83	77	<1,66	>1,17	41
Elbe gesamt		15,19	4,65	3,06	80	<1,92	>1,14	37

Tabelle 5.4 Veränderungen der Stickstoffeinträge aus kommunalen Kläranlagen seit 1985 und weiteres Reduktionspotential in den Teilgebieten der Elbe

Red_{85/99} Prozentuale Reduktion von 1983-1987 bis 1999

AbwV Einträge nach Realisierung der Abwasserverordnung (Modellsimulation)

Ziel Verbleibendes Verringerungsziel der Einträge nach 1999

Red_{Ziel} Prozentuale Reduktion durch verbleibende Verringerung der Einträge nach 1999

		1983-1987	1993-1997	1999	Red _{85/99}	AbwV	Ziel	Red _{Ziel}
		[kt N/a]	[kt N/a]	[kt N/a]	[%]	[kt N/a]	[kt N/a]	[%]
Elbe bis Schmilka		19,9	13,6	13,4	33	<7,0	>6,4	48
Elbe uh Schmilka oh Saale	MES	9,0	8,3	6,2	31	3,8	2,4	39
Elbe uh Saale oh Zollensp.	MEL	5,0	2,8	2,3	54	1,8	0,5	22
Saale	SAL	18,5	12,8	6,1	67	4,8	1,3	21
Havel	HAV	16,6	8,1	7,6	54	5,5	2,1	28
Tideelbe	TEL	14,0	7,1	6,0	57	5,8	0,2	3
Elbe bis Saale		28,9	21,8	19,6	32	<10,8	>8,8	45
Elbe bis Zollenspieker		69,0	45,5	35,6	48	<23,0	>12,6	35
Elbe gesamt		83,0	52,6	41,7	50	<28,8	>12,9	31

Nach Tabelle 5.3 konnte in allen deutschen Teilgebieten der Elbe die P-Einträge aus kommunalen Kläranlagen zwischen 1985 und 1999 insgesamt um 77 % bis 92 % reduziert werden.

Für Stickstoff (Tabelle 5.4) wurden die Einträge aus kommunalen Kläranlagen in den Teilgebieten des deutschen Einzugsgebiets der Elbe durchschnittlich zwischen 50 und 70 % reduziert. Im Teilgebiet oberhalb der Saalemündung betrug die Reduktion der TN-Einträge aus KKA in diesem Zeitraum etwa 30 %.

Als Datengrundlagen für die Abschätzung des verbleibenden Reduktionspotentials aus den KKA (des Handlungsbedarfs) wurden die Ergebnisse des Reduktionsszenarios 1 in Behrendt u.a (1999) für die Koordinierungsräume der Elbe aufbereitet. Ausgangspunkt dieses Szenarios für die Bestimmung der verbleibenden Reduktionsziele in den einzelnen Teilgebieten sind die Festlegungen der EU-Richtlinie 91/271/EWG und der Abwasserverordnung der Bundesrepublik Deutschland (AbwV). In diesen Vorschriften wird für Kläranlagen verschiedener Größenklassen die Einhaltung differenzierter Ablaufkonzentrationen der Nährstoffe gefordert.

Im Rahmen des MONERIS-Szenarios wurden auf der Basis eines umfassenden Kläranlageninventars deshalb diejenigen Verringerungen der TP- und TN-Einträge eines Gebietes berechnet, die sich ergeben, wenn in allen KKA der betroffenen Größenklassen die zur Erfüllung der gesetzlichen Vorgaben (AbwV) erforderlichen Technologien realisiert sind und ansonsten zur Berechnung dieselben Daten und Verfahren benutzt werden wie für die Eintragsabschätzung im Zeitraum 1993-1997. Die mit diesem Szenario ermittelten Eintragsmengen werden in den Spalten „AbwV“ der Tabellen 5.3 und 5.4 den für die anderen Zeiträume kalkulierten Einträgen aus KKA gegenübergestellt.¹ Aus der Differenz zwischen diesen Einträgen und den für 1999 aktualisierten Eintragswerten ergibt sich ein Richtwert für dasjenige Reduktionspotential von Stoffeinträgen in die Elbe-Teilgebiete, das ausschließlich durch die Erfüllung der gesetzlichen Anforderungen an die Einleitung von Abwasser aus kommunalen Kläranlagen erreicht werden kann. In den Tabellen 5.3 und 5.4 wird diese Differenz als zu reduzierende (reduzierbare) absolute Nährstoffmenge [kt/a] in der Spalte „ZIEL“ und in Spalte „Red_{Ziel}“ als prozentuale Reduktion der KKA-Einträge gegenüber dem Zustand 1999 dargestellt. Wenn die gesetzlichen Anforderungen in einzelnen Gebieten bei Phosphor schon in 1999 erreicht oder überboten waren, wird keine Zielgröße dargestellt.

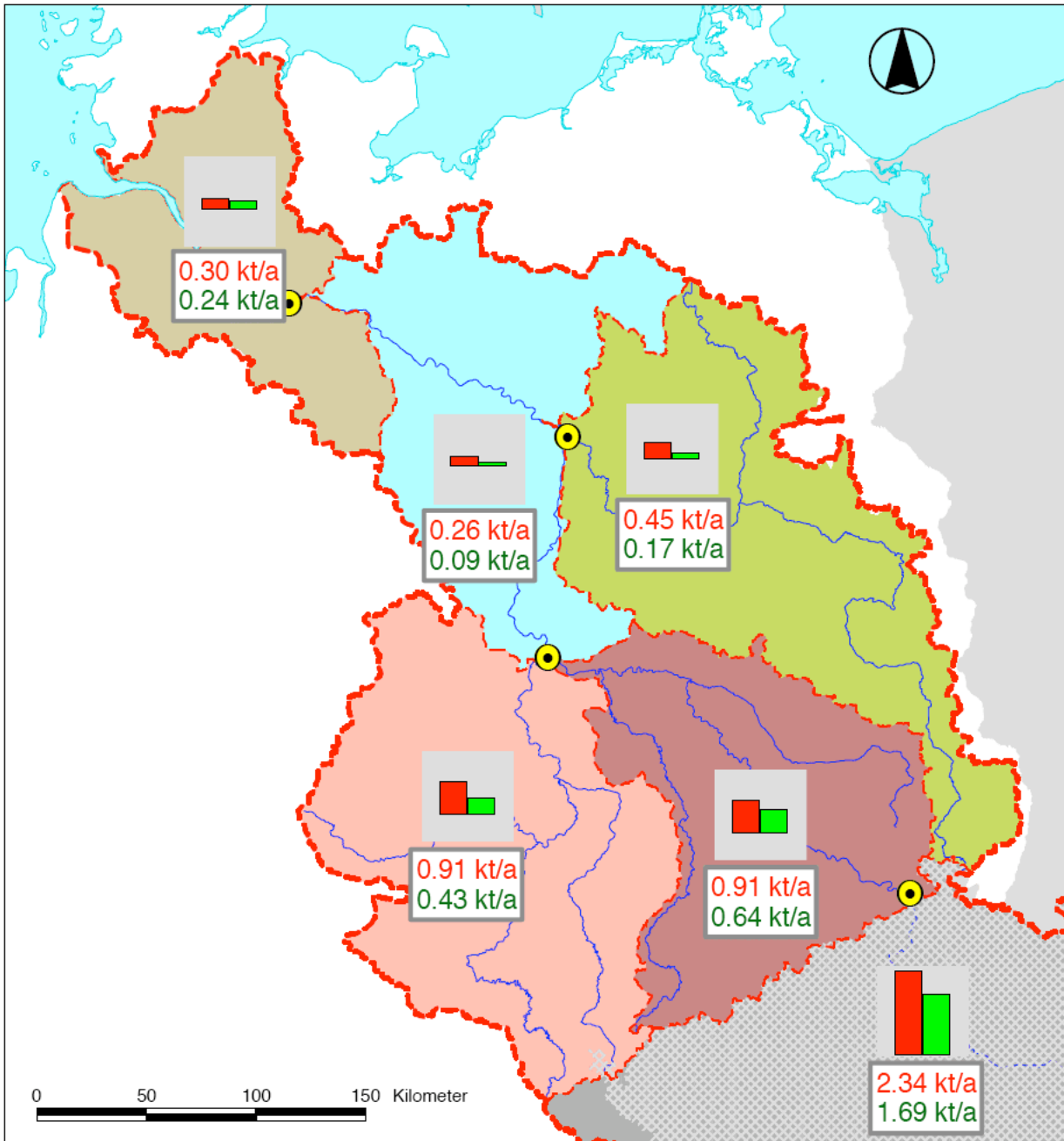
Entsprechend den angenommenen Bedingungen ergibt sich für das deutsche Elbeeinzugsgebiet ein Reduktionspotential für Phosphoreinträge gegenüber 1999 von mindestens 0.3 ktP/a, die ausschließlich im Teilgebiet oberhalb der Saalemündung realisiert werden müssten, da die

¹ Für den tschechischen Teil der Elbe konnten nur grobe Schätzwerte angenommen werden, da ein detailliertes Inventar der Kläranlagen für dieses Teilgebiet der Elbe zur Zeit noch nicht zur Verfügung steht. Es wurden Vergleichswerte festgelegt, die sich aus der Proportionalität der Nährstoffeinträge aus KKA zu den Bevölkerungszahlen im deutschen und tschechischen Einzugsgebiet der Elbe ableiten.

gesetzlichen Anforderungen in den anderen deutschen Teilgebieten zumindest in der Summe der Gebiete bereits erfüllt werden.

Das entsprechend bestimmte Reduktionspotential für Stickstoffeinträge aus KKA in die deutschen Teilgebiete beträgt mindestens 6,5 ktN/a und müßte durch Beiträge in allen Teilgebieten, mit Schwerpunkt im Havelgebiet und dem Elbeteilgebiet oberhalb der Saalemündung, realisiert werden. Bei Annahme derselben Zielstellungen für das tschechische Elbeeinzugsgebiet verdoppelt sich entsprechend Tabelle 5.4 die reduzierbare Stoffmenge, sodaß bezogen auf die gesamten N-Einträge (punktuell und diffus) eine effektive Reduzierung gegenüber 1985 von 350 ktN/a auf 220 ktN/a, das heißt um knapp 40 %, erreicht werden kann.

Am Beispiel des sich aus diesem Szenario für die weitergehende Reduktion der N-Einträge aus KKA ergebenden Schwerpunktgebiets **Havel** wird jedoch darauf hingewiesen, dass vor einer pauschalen, undifferenzierten Übertragung der generellen Anforderungen an die Senkung der Einträge aus KKA in Teilgebieten, zunächst vertiefende Analysen bezüglich der spezifischen Bedingungen dieser Teilgebiete vorgenommen werden sollten. Entsprechend Tabelle 4.12 und der detaillierteren Betrachtung in Behrendt et al. (2000,b) hat die Havel einen Anteil von nur 7% an der gesamten gemessenen N-Fracht aus dem tideunbeeinflussten Elbeeinzugsgebiet. Durch die vollständige Erfüllung der Anforderungen der Kommunalen Abwasserordnung im EZG der Havel kann für die gesamte N-Fracht der Elbe eine weitere Senkung von lediglich ca. 2% erreicht werden. Dies ist u.a. dadurch bedingt, daß die natürliche N-Retention in der Havel deutlich stärker ist als in den anderen Teilgebieten der Elbe. Es sollte deshalb geprüft werden, ob bei diesem für die Elbe geringen zu erreichenden Gesamteffekt die zur Erreichung der Zielvorgaben nach der EU-Wasserrahmenrichtlinie im Gebiet der Havel notwendigen hohe Investitionen gerechtfertigt sind, wenn andererseits berücksichtigt wird, daß in der Havel die hauptsächlich von der P-Konzentration in den Gewässern beeinflussten Eutrophierungserscheinungen besonders stark sind. Für die Havel müssen deshalb auch weiterhin wesentlich höhere Anforderungen an eine Reduzierung der P-Einträge gestellt werden, als es in den anderen Teilgebieten erforderlich ist. Relativ hohe Einträge von Nitrat (u.a. aus kommunalen Kläranlagen) können sich dabei sogar indirekt vermindern auf die P-Fracht der Havel auswirken, indem die P-Rücklösung aus den Sedimenten der Flusseen in der unteren Havel bei Anwesenheit von Nitrat vermindert wird.

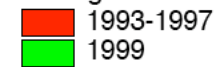


geodaten integration & analyse



Reduktion der Phosphoreinträge (punktuell) vom Zeitraum 1993-97 bis 1999

Einträge P-Punktuell



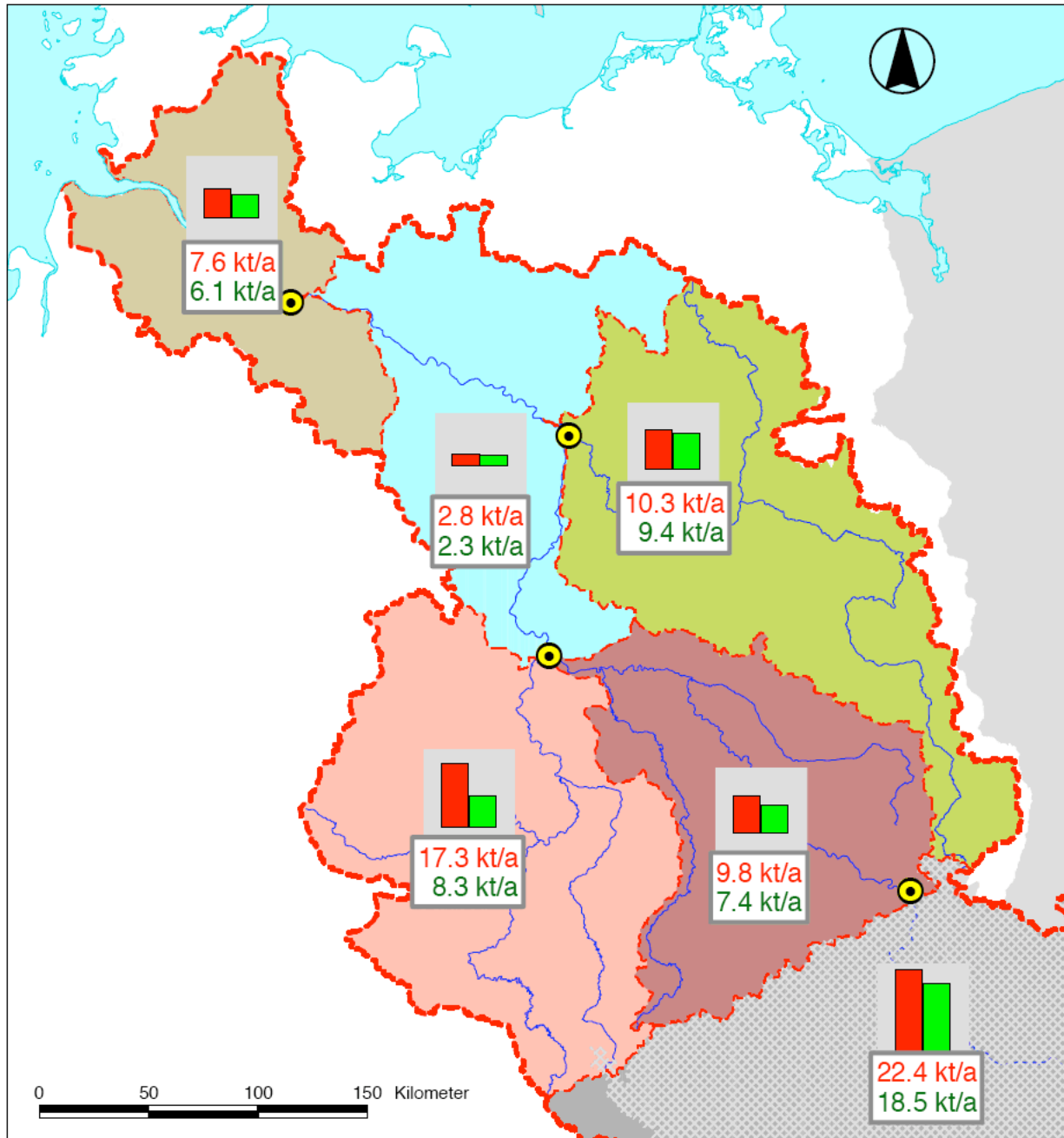
Datengrundlage:

Modellrechnungen MONERIS

Projekt:

Analyse der Nährstoffeinträge, -frachten
und -konzentrationen in der Elbe

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

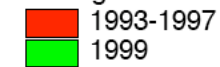


geodaten integration & analyse



Reduktion der Stickstoffeinträge (punktuell) vom Zeitraum 1993-97 bis 1999

Einträge N-Punktuell



Datengrundlage:

Modellrechnungen MONERIS

Projekt:

Analyse der Nährstoffeinträge, -frachten
und -konzentrationen in der Elbe

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

6 Zusammenfassung

Zur Ermittlung der Nährstoffeinträge über die verschiedenen punktuellen und diffusen Eintragspfade in die Teileinzugsgebiete der Elbe wurden Ergebnisse des von Behrendt u.a. (1999) entwickelten Modells **MONERIS (MOdelling Nutrient Emissions in RIver Systems)** aufbereitet. Die Grundlagen für das Modell bilden einerseits Abfluß- und Gütedaten der zu untersuchenden Flussgebiete, eine Vielzahl von in einem Geographisches Informationssystem (GIS) aufbereiteten thematischen digitalen Rauminformationen des Elbeeinzugsgebiets sowie umfangreiche in das GIS integrierte amtliche statistische Informationen. Die in der vorliegenden Analyse genutzten Beschreibungen der Methodik und die Ergebnisse stützen sich überwiegend auf die Veröffentlichungen von Behrendt u.a. (1999) und Behrendt u.a. (2000).

Die Stickstoffeinträge im Stromgebiet der Elbe lagen im Zeitraum 1993-1997 bei 262 kt N/a und verminderten sich gegenüber dem Vergleichszeitraum 1983-1987 um 100 kt N/a bzw. 28 %. Damit konnte die Zielstellung einer Reduzierung der Stickstoffeinträge der Elbe in die Nordsee um 50% bis zum Jahr 1995 sowohl im gesamten Stromgebiet als auch in den Teilgebieten nicht erreicht werden. Den Hauptanteil an der erreichten Verminderung hat der starke Rückgang der Stickstoffeinträge aus Punktquellen von 50%. Demgegenüber konnte bei den diffusen Stickstoffeinträgen nur ein Rückgang um 14% ermittelt werden. Mit etwa 45% stellen die Einträge über das Grundwasser im Zeitraum 1993-97 für die Elbe den dominanten Eintragspfad dar. Der Anteil der Punktquellen an den Stickstoffeinträgen liegt insgesamt bei 27%. Stickstoffeinträge über Erosion, Abschwemmung und atmosphärische Deposition tragen zu den gesamten Einträgen mit geringen Anteilen von jeweils weniger als 2% bei.

Die gesamten Phosphoreinträge in die Elbe betragen im Zeitraum 1993-1997 ca. 14 kt P/a.

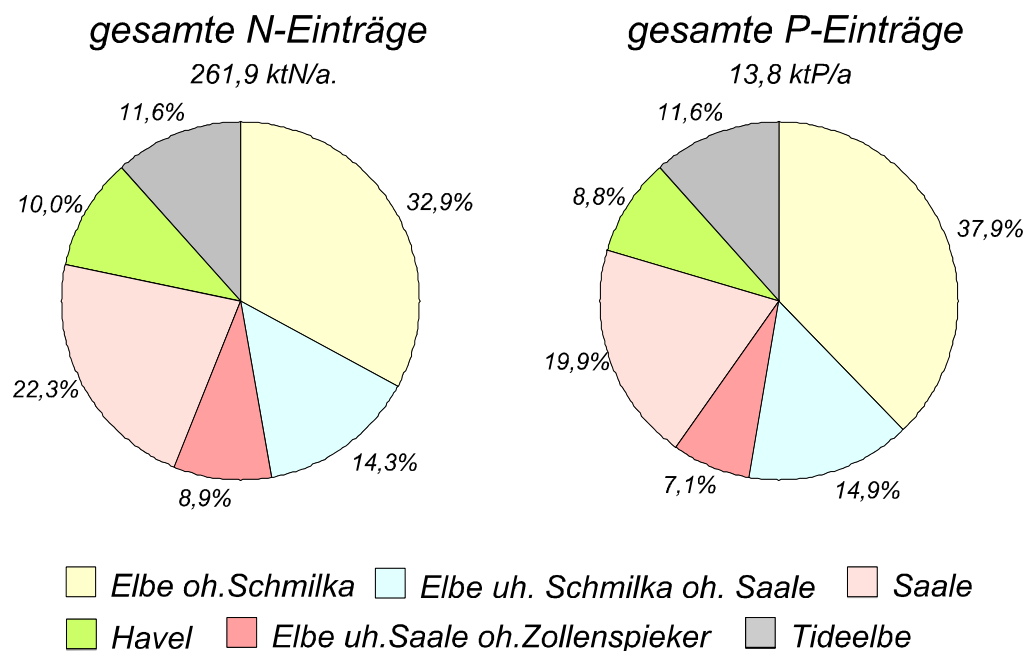


Abbildung 6.1 Anteile der Teilgebiete der Elbe an den gesamten Stickstoff- und Phosphoreinträgen im Zeitraum 1993-1997.

Gegenüber dem Vergleichszeitraum wurden die Phosphoreinträge um ca. 16 kt P/a bzw. 54 % reduziert. Die Zielstellung einer Verminderung der Phosphoreinträge in die Nordsee um 50 % wurde damit erfüllt. Die Reduzierung der Phosphoreinträge ist ebenfalls zum überwiegenden Teil auf die Verringerung der Einträge aus den Punktquellen zurückzuführen, die allein um 71 % reduziert wurden. Bei den diffusen Phosphoreinträgen konnte mit 27 % ein etwas größerer Rückgang als beim Stickstoff berechnet werden, was insbesondere aus der überdurchschnittlichen Verminderung der Einträge von urbanen Flächen resultiert. Trotz der enormen Verringerung der P-Einträge aus Punktquellen stellen diese jedoch auch im Zeitraum 1993-97 mit 37 % noch den dominierenden aller unterscheidbaren einzelnen Eintragspfade dar. Unter den diffusen Einträgen überwiegen beim Phosphor mit 23 % die Einträge durch Erosion.

Der Anteil der Teilgebiete der Elbe an den gesamten Stickstoff- und Phosphoreinträgen ist sehr unterschiedlich. Von den deutschen Teilgebieten werden die größten Nährstoffeinträge in den Koordinierungsräumen Mulde-Elbe-Schwarze Elster (Einzugsgebiet oberhalb der Saalemündung) und Saale realisiert (Abbildung 6.1). Sie liegen im Zeitraum 1993-97 deutlich über den Flächen- bzw. Bevölkerungsanteilen dieser Flussgebiete am gesamten Elbegebiet. Demgegenüber ist der Anteil der Havel an den Stickstoff- und Phosphoreinträgen im Elbegebiet unterdurchschnittlich.

Für die bisher undifferenziert modellierten Zwischengebiete der Elbe ober- und unterhalb der Saalemündung kann zwar insgesamt von einer den Mittelwerten entsprechenden Eintragungssituation ausgegangen werden, jedoch existieren in diesem Gebiet nach Behrendt u.a. (1999) starke Unterschiede bezüglich der Eintragungssituation für die einzelnen Zuflüsse. Die Berücksichtigung einer weitergehenden räumliche Gliederung dieser Einzugsgebiete erscheint erforderlich insbesondere bezüglich der Planung und Koordinierung künftiger Maßnahmen zur weiteren Minderung der Nährstoffeinträge.

Durch die Analyse der Eintragungssituation bezüglich Phosphor und Stickstoff ergibt sich für das Einzugsgebiet der Elbe eine deutliche Abnahme des Anteils der Punktquellen an den Nährstoffeinträgen auf nur noch 28 % für Phosphor bzw. 21 % für Stickstoff.

Signifikanter Handlungsbedarf bei der Reduzierung der P-Einträge besteht noch im deutschen Zwischengebiet der Elbe zwischen Schmilka und Zollenspieker und im tschechischen Elbegebiet.

Bei Stickstoff werden die Anforderungen aus der Kommunalen Abwasserverordnung noch in keinem Teilgebiet der Elbe erfüllt. Da in der Elbe, wie auch in allen anderen deutschen Flussgebieten, die Ziele hinsichtlich einer Reduzierung der Fracht in die Nordsee um 50 % im Vergleich zu 1985 noch nicht erfüllt werden, müssen diesbezügliche weitere Maßnahmen auf die Senkung der diffusen N-Einträge konzentriert werden. Wegen der Dominanz der N-Einträge über das Grundwasser und aus Dränagen und deren direkter bzw. zeitverzögerten Abhängigkeit von den N-Überschüssen in der Landwirtschaft, sollten die Reduzierungsmaßnahmen insbesondere eine dauerhafte Reduzierung der N-Überschüsse in der Landwirtschaft

auf ein Niveau von ca. 50 bis 60 kgN/(ha·a) zum Ziel haben. Darüber hinaus sollten der Anteil von Dränflächen bzw. die Abflüsse von solchen Flächen künftig vermindert werden. Trotz substanzieller Verminderung der Stickstoffüberschüsse auf der landwirtschaftlichen Nutzfläche des Einzugsgebiets der Elbe kann zur Zeit noch keine Verminderung der N-Einträge über das Grundwasser erwartet werden. Erst im Zeitraum 2000 bis 2005 werden sich die zwischenzeitlich verringerten N-Überschüsse als eine sichtbare Verringerung der N-Konzentrationen im Grundwasser und damit der N-Einträge bemerkbar machen können. Dieser absehbaren Tendenz stehen jedoch die seit 1992 wieder ständig steigenden N-Überschüsse in der Landwirtschaft der neuen Bundesländer gegenüber. Da im Elbegebiet mit sehr großen Aufenthaltszeiten des Wassers in der ungesättigten Zone und im Grundwasser zu rechnen ist, werden Maßnahmen zur Reduzierung der N-Einträge in das Flusssystem erst mit erheblicher Zeitverzögerung wirksam werden.

Darüber hinaus müssen Maßnahmen zur Reduzierung der N-Einträge die regional differenzierten Bedingungen der N-Retention im Untergrund und in den Oberflächengewässern berücksichtigen. Entsprechend den Anteilen von Saale und Mulde an der Gesamtfracht der Elbe sollten Maßnahmen zur Senkung der N-Einträge insbesondere auf diese Gebiete und auf den tschechischen Teil der Elbe konzentriert werden.

Die Umsetzung der Europäischen Wasserrahmenrichtlinie wird zeigen, ob und in welcher Höhe weitere Anforderungen an die Reduzierung der N- und P-Einträge in der Elbe notwendig werden. Die in der Richtlinie geforderte Herstellung eines guten ökologischen Zustandes bezüglich der biologischen Komponenten kann weitere Verminderungen der P-Einträge sowohl für das Elbeästuar, den Unterlauf der Elbe, aber auch für einzelne Teilgebiete notwendig machen. Dabei kann vor allem eine Reduzierung der Einträge infolge Erosion und von urbanen Flächen zu einer wirksamen Senkung der Belastung beitragen. Als geeignete Maßnahmen sind die zunehmende Anwendung der Mulchsaat in der Landwirtschaft und die Erhöhung des Ausbaugrades für das Speichervolumen der Mischkanalisation von ca. 10% im Jahre 1995 auf 100% in den neuen Bundesländern zu fordern. Darüber hinaus ist insbesondere in den Flußgebieten der Saale und der Elbe oberhalb der Saalemündung eine deutliche Verminderung des an die Kanalisation aber nicht an Kläranlagen angeschlossenen Anteils der Bevölkerung zu fordern.

Für die untersuchten Flussgebiete weisen die berechneten Nährstofffrachten (berechnet aus den in den Zeiträumen 1983-1987 und 1993-1997 gemessenen Nährstoffkonzentrationen und Abflüssen) grundsätzlich gleichartige Verminderungen auf wie die Nährstoffeinträge dieser Gebiete.

Verzeichnisse

Kartenverzeichnis

Karte 2.1	Deutsches Einzugsgebiet der Elbe. EU-WRRL – Koordinierungsräume	7
Karte 2.2	Morphologische Übersicht des Einzugsgebiets der Elbe	8
Karte 2.3	Landnutzung (nach Corine) im Einzugsgebiet der Elbe	9
Karte 2.4	Bevölkerungsdichte im Einzugsgebiet der Elbe	10
Karte 2.5	Standorte der bedeutenden Punktquellen für Nährstoffeinträge 1999	11
Karte 4.1	Phosphor-Bilanzüberschuß für Landwirtschaftsflächen	52
Karte 4.2	Stickstoff-Bilanzüberschuß für Landwirtschaftsflächen	53
Karte 4.3	Phosphoreinträge aus Punktquellen 1999	54
Karte 4.4	Stickstoffeinträge aus Punktquellen 1999	55
Karte 4.5	Mittlere Phosphoreinträge in die Teilgebiete der Elbe im Zeitraum 1993-1997	56
Karte 4.6	Mittlere Stickstoffeinträge in die Teilgebiete der Elbe im Zeitraum 1993-1997	57
Karte 4.7	Phosphoreinträge 1993-1997, aus diffusen und punktuellen Quellen	58
Karte 4.8	Stickstoffeinträge 1993-1997, aus diffusen und punktuellen Quellen	59
Karte 4.9	Phosphoreinträge 1983-1987, aus diffusen und punktuellen Quellen	60
Karte 4.10	Stickstoffeinträge 1983-1987, aus diffusen und punktuellen Quellen	61
Karte 4.11	Vergleich mittlerer Phosphorfrachten mit –einträgen für den Zeitraum 1993-1997	62
Karte 4.12	Vergleich mittlerer Stickstofffrachten mit –einträgen für den Zeitraum 1993-1997	63
Karte 4.13	Reduktion der Phosphoreinträge (gesamt) vom Zeitraum 1983-87 bis 1993-97	64
Karte 4.14	Reduktion der Phosphoreinträge (punktuell) vom Zeitraum 1983-87 bis 1993-97	65
Karte 4.15	Reduktion der Stickstoffeinträge (gesamt) vom Zeitraum 1983-87 bis 1993-97	66
Karte 4.16	Reduktion der Stickstoffeinträge (punktuell) vom Zeitraum 1983-87 bis 1993-97	67
Karte 5.1	Reduktion der Phosphoreinträge (punktuell) vom Zeitraum 1993-97 bis 1999	75
Karte 5.2	Reduktion der Stickstoffeinträge (punktuell) vom Zeitraum 1993-97 bis 1999	76

Tabellenverzeichnis

Tabelle 3.1	N- und P-Reinigungsleistungen von KKA (%).	14
Tabelle 0.1	Phosphorkonzentrationen im Grundwasser für verschiedene Bodentypen	18
Tabelle 0.2	Verwendete Phosphorkonzentrationen im Dränwasser für verschiedene Bodentypen	20
Tabelle 3.4	Ergebnisse der Regressionsanalyse zwischen der Nährstoffretention in den Flußsystemen und der Abflußspende (q) bzw. der hydraulischen Belastung (HL)	31
Tabelle 4.1	Flächen der Teilgebiete der Elbe entsprechend der digitalen Grundkarte der Arge Elbe, Bevölkerung und Anteile der Hauptlandnutzungstypen an den Einzugsgebieten.	35
Tabelle 4.2	Bevölkerungsdichte, berechneter und gemessener Abfluss sowie Abflussspende in den Teilgebieten und für das Gesamtgebiet der Elbe im Zeitraum 1993-1997	36
Tabelle 4.3	Diffuse Phosphoreinträge in die Teilgebiete der Elbe im Zeitraum 1993-1997	42
Tabelle 4.4	Spezifische diffuse Phosphoreinträge in die Teilgebiete der Elbe von 1993-1997	42
Tabelle 4.5	Diffuse Stickstoffeinträge in die Teilgebiete der Elbe im Zeitraum 1993-1997	43
Tabelle 4.6	Spezifische diffuse Stickstoffeinträge in die Teilgebiete der Elbe im Zeitraum 1993-1997	44
Tabelle 4.7	Diffuse, punktförmige und gesamte Phosphoreinträge in die Teilgebiete der Elbe sowie die Anteile von diffusen und punktuellen Quellen an den gesamten Einträgen im Zeitraum 1993-1997	45
Tabelle 4.8	Diffuse, punktförmige und gesamte Stickstoffeinträge in die Teilgebiete der Elbe sowie die Anteile von diffusen und punktuellen Quellen an den gesamten Einträgen im Zeitraum 1993-1997	45
Tabelle 4.9	Diffuse, punktförmige und gesamte Phosphoreinträge in die Teilgebiete der Elbe sowie die Anteile von diffusen und punktuellen Quellen an den gesamten Einträgen im Zeitraum 1983-1987	47
Tabelle 4.10	Diffuse, punktförmige und gesamte Stickstoffeinträge in die Teilgebiete der Elbe sowie die Anteile von diffusen und punktuellen Quellen an den gesamten Einträgen im Zeitraum 1983-1987	47
Tabelle 4.11	Berechnete Verminderungen der diffusen, punktförmige und gesamten Phosphor- und Stickstoffeinträge in den Teilgebieten der Elbe im Zeitraum 1993-97 in bezug auf den Zeitraum 1983-1987	48
Tabelle 4.12	Vergleich von gemessenen und berechneten Frachten von Gesamtphosphor (TP), gelöst anorganisch Stickstoff (DIN) und Gesamtstickstoff (TN) für die Teileinzugsgebiete der Elbe im Zeitraum 1993-1997	50
Tabelle 5.1	Diffuse, punktförmige und gesamte Phosphoreinträge in die Teilgebiete der Elbe sowie die Anteile von diffusen und punktuellen Quellen an den gesamten Einträgen im Jahr 1999.	70

Tabelle 5.2	Diffuse, punktförmige und gesamte Stickstoffeinträge sowie die Anteile von diffusen und punktuellen Quellen an den gesamten Einträgen im Jahr 1999.	71
Tabelle 5.3	Veränderungen der Phosphoreinträge aus kommunalen Kläranlagen seit 1985 und weiteres Reduktionspotential in den Teilgebieten der Elbe	72
Tabelle 5.4	Veränderungen der Stickstoffeinträge aus kommunalen Kläranlagen seit 1985 und weiteres Reduktionspotential in den Teilgebieten der Elbe	72

Abbildungsverzeichnis

Abb. 3.1	Pfade und Prozesse von MONERIS	13
Abb..3.2	Nährstoffeinträge von urbanen Flächen	15
Abb. 3.3	Stickstoffeinträge aus Dränagen	18
Abb. 3.4	Stickstoffeinträge über das Grundwasser	20
Abb. 3.5	Nährstoffeinträge über Erosion	23
Abb. 3.6	Nährstoffeinträge über Abschwemmung	26
Abb. 3.7	Zusammenhang zwischen den Nährstoffeinträgen und den Nährstofffrachten für verschiedene Flußgebiete Europas	27
Abb. 3.8	Abhängigkeit des Verhältnisses von Nährstofffracht zu Nährstoffeintrag von der Abflußpende in den untersuchten Flußgebieten.	29
Abb. 3.9	Abhängigkeit des Verhältnisses von Nährstofffracht zu Nährstoffeintrag von der hydraulischen Belastung in den untersuchten Flußgebieten.	30
Abb. 3.10	Zusammenhang zwischen den berechneten und gemessenen Nährstofffrachten für die untersuchten Flußgebiete in Europa	32
Abb. 3.11	Zusammenhang zwischen dem Fracht/Eintragsverhältnis für Gesamtstickstoff und der hydraulischen Belastung in Flussgebieten.	33
Abb. 4.1	Anteile der Teilgebiete der Elbe am gesamten Einzugsgebiet, der gesamten Bevölkerung und am berechneten Gesamtabfluss für den Zeitraum 1993-1997	35
Abb. 4.2	Anteile der Teilgebiete der Elbe an den Landnutzungen im gesamten Einzugsgebiet für den Zeitraum 1993-1997.	37
Abb. 4.3	Veränderung des mittleren jährlichen Stickstoffüberschusses auf der landwirtschaftlichen Nutzfläche im deutschen Teil der Elbe und der mittleren jährlichen Nitratkonzentration in der Elbe bei Tangermünde (nach Behrendt et al., 2000)	38
Abb.. 4.4	Veränderung des mittleren jährlichen Phosphorüberschusses auf der landwirtschaftlichen Nutzfläche im deutschen Teil der Elbe im Zeitraum 1950 bis 1999 (nach Behrendt et al., 2000)	39
Abb.. 4.5	Phosphorakkumulation auf der landwirtschaftlichen Nutzfläche im deutschen Einzugsgebiet der Elbe von 1950 bis 1999 (nach Behrendt et al., 2000)	40
Abb.. 4.6	Vergleich von gemessenen und berechneten Stickstofffrachten für die Teilgebiete der Elbe in den Zeiträumen 1983-1987 und 1993-1997 (nach Behrendt u.a., 1999; 2000,b)	51
Abb. 6.1	Anteile der Teilgebiete der Elbe an den gesamten Stickstoff- und Phosphoreinträgen im Zeitraum 1993-1997	77

Literaturverzeichnis

- 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., OLENDZYNSKI, 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.
- BEHRENDT, H. (1988): *Changes in nonpoint nutrient loading into European freshwaters: Trends and consequences since 1950 and not impossible changes until 2080*. In: IIASA, Working paper WP-88-026.
- BEHRENDT, H. (1994): *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. (1996): Inventories of point and diffuse sources and estimated nutrient loads - A comparison for different river basins in Central Europe. *Water, Science & Technology*, 33, 4-5,99-107.
- BEHRENDT, H. (1996): Quantifizierung der Nährstoffeinträge aus Flußgebieten des Landes Mecklenburg-Vorpommern. Materialien zur Umwelt in Mecklenburg-Vorpommern, Heft 2/1996, 77S.
- BEHRENDT, H. & OPITZ, D. (1999): Retention of nutrients in river systems: Dependence on specific runoff and hydraulic load. *Hydrobiologia*, 410, 111-122.
- BEHRENDT, H., LEY, M., KOROL, R., STRONSKA-KEDZIA, M. & PAGENKOPF, W. (1999a): *Point and diffuse nutrient emissions and transports in the Odra Basin and its main tributaries*. *Acta Hydrobiologia et Hydrochimica*, 27, 274-281.
- BEHRENDT, H., FAIT, M., GELBRECHT, J., HUBER, P., KORNMILCH, M. & UEBE, R. (1999b): *Geogen bedingte Grundbelastung der Fließgewässer Spree und Schwarze Elster und ihrer Einzugsgebiete*. Studien & Tagungsberichte LUA Brandenburg, Bd 23, 32 S.
- BEHRENDT, H., HUBER, P., KORNMILCH, M., OPITZ, D., SCHMOLL, O., SCHOLZ, G. & UEBE, R. (1999c): *Nährstoffbilanzierung der Flussgebiete Deutschlands*. In: UBA-Texte 75/99.
- BEHRENDT, H., BACH, M., OPITZ, D. & PAGENKOPF, W.-G. (2000): *Verursacherbezogene Modellierung der Nitratbelastung der Oberflächengewässer - Anwendung des Immissionsverfahrens zur Berichterstattung zur EU-Nitratrichtlinie*. Bericht UBA-Projekt 20024228, IGB Berlin, 44 S.
- BEHRENDT, H., M., OPITZ, D., PAGENKOPF, W.-G. & SCHMOLL, O. (2000,b): *Stoffeinträge in die Gewässer Brandenburgs*. IGB Berlin, im Auftrag des Landesumweltamts Brandenburg., 91 S.

- BROMBACH, H. & MICHELBAACH, S. (1998): *Abschätzung des einwohnerbezogenen Nährstoffaustrages aus Regenentlastungen im Einzugsgebiet des Bodensees*. Bericht Internationale Gewässerschutzkommission Bodensee, 49.
- 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 Eintragungsgeschehens im Lockergesteinsbereich der ehemaligen DDR. Agrarspectrum 22, Frankfurt/M.
- 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.
- FREDE, H. G. & DABBERT, S. (1998): *Handbuch zum Gewässerschutz in der Landwirtschaft*. Landsberg.
- GÜNDRA, H., JÄGER, S., SCHRÖDER, M. & DIKAU, R. (1995): *Bodenerosionsatlas Baden-Württemberg*. Stuttgart.
- 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.
- HEANEY, J. P.; HUBER, W. C. & NIX, S. J. (1976): *Storm Water Management Model Level I - Preliminary Screening Procedures*. EPA 600/2-76-275.
- IKSE (Internationale Kommission zum Schutz der Elbe) (1992): *Inventar der wichtigsten Abwassereinleiter im Einzugsgebiet der Elbe in Jahr 1989*. Magdeburg.
- IKSE (Internationale Kommission zum Schutz der Elbe) (1995): *Bestandsaufnahme von bedeutenden punktuellen kommunalen und industriellen Einleitungen von prioritären Stoffen im Einzugsgebiet der Elbe*. Magdeburg.
- IKSE (Internationale Kommission zum Schutz der Elbe) (2000): *Zweiter Bericht über die Erfüllung des ‚Aktionsprogramms Elbe‘ im Zeitraum 1998 und 1999*. Magdeburg.
- IKSE (Internationale Kommission zum Schutz der Elbe) (2000): *Die Elbe von 1990 bis 2000 – 10 Jahre erfolgreiche Zusammenarbeit in der IKSE*. Magdeburg.
- KRETZSCHMAR, R. (1977): *Stofftransport in ländlichen Entwässerungsgräben und Vorflutern*. In: Landwirtschaftliche Forschung 30.
- LIEBSCHER, H. J. & KELLER, R. (1979): *Abfluß*. In: Keller, R. (Hrsg.) . Hydrologischer Atlas der Bundesrepublik Deutschland (Textband). Bonn.
- MEIBNER, E. (1991): *Abschätzung der mittleren Jahresschmutzwasserfrachten aus Mischwassereinleitungen*. In: Wasser-Abwasser-Abfall 7, Kassel.
- MOHAUPT, V.; SIEBER, U., VAN DE ROOVAART, J., VERSTAPPEN, C. G., LANGENFELD, F. & 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.

- ROGLER, H. & SCHWERTMANN, U. (1981): *Erosivität der Niederschläge und Isoerodentkarte von Bayern*. In: Zeitschrift für Kulturtechnik und Flurbereinigung 22.
- ROSENWINKEL, K.-H. & HIPPEN, A. (1997): *Branchenbezogene Inventare zu Stickstoff- und Phosphoremissionen in die Gewässer*. Forschungsbericht, Institut für Siedlungswasserwirtschaft und Abfalltechnik, Universität Hannover.
- 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.
- 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.
- 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.

Abkürzungsverzeichnis

ABAG	Allgemeine Bodenabtragungsgleichung
AbwV	Abwasserverordnung
Abw.-Stat.	Abwasserstatistik
Adr.	Adresse
A _{E0}	Einzugsgebietsfläche
AF	Feldkapazität
ANLW _{N,P}	Anteil der Landwirtschaft
ANED _{N,P}	Anteil diffuser Quellen am Gesamteintrag
ANEP _{N,P}	Anteil von Punktquellen am Gesamteintrag
A _{OFFEN}	offene Fläche
A _{RO}	für Oberflächenabfluss relevante Fläche
ARL	Abwasserrahmenrichtlinie
ATV	Abwassertechnische Vereinigung
AU	Auslastungsgrad
A _{URBN}	weder an eine Kläranlage noch an eine Kanalisation angeschlossene versiegelte urbane Fläche
BÜK	Bodenübersichtskarte
BGR	Bundesanstalt für Geowissenschaften und Rohstoffe
C _{DRSp}	Phosphorkonzentration im Dränwasser für Sandboden
C _{DRLp}	Phosphorkonzentration im Dränwasser Lehm
C _{DRNMp}	Phosphorkonzentration im Dränwasser Niedermoore
C _{GWSp}	Phosphorkonzentration im Grundwasser für Sandboden
C _{GWLp}	Phosphorkonzentration im Grundwasser für Lehm
C _{GWNMp}	Phosphorkonzentration im Grundwasser für Niedermoore
C _{GWw AOfp}	Phosphorkonzentration im Grundwasser für Wald und offenen Flächen
C _{GWRp}	Phosphorkonzentration im Grundwasser für Rieselflächen
CLC	CORINE-Landcover
C _{ROACKER}	Konzentration im Oberflächenabfluss von Ackerland
C _{ROGRÜN}	Konzentration im Oberflächenabfluss von Grünland
C _{ROOFFEN}	Konzentration im Oberflächenabfluss von offenen Flächen
DDR	Deutsche Demokratische Republik
DHM	Digitales Höhenmodell
DIN	gelöster anorganischer Stickstoff (dissolved inorganic nitrogen)
DIN _{ber}	gelöster anorganischer Stickstoff (dissolved inorganic nitrogen)-berechnet
DIN _{gem}	gelöster anorganischer Stickstoff (dissolved inorganic nitrogen)-gemessen
DNMI	Det Norske Meteorologiske Institutt
EAD _{N,P}	Eintrag über atmosphärische Deposition
EGW _{N,P}	Eintrag über Grundwasser
EDR _{N,P}	Eintrag über Dränage
EER _{N,P}	Eintrag über Erosion
ERO _{N,P}	Eintrag über Oberflächenabfluss

EUR _{N,P}	Eintrag von urbanen Flächen
EKA _{N,P}	Eintrag aus Kläranlagen
EID _{N,P}	Eintrag von industriellen Direkteinleitern
ED _{N,P}	diffuse Einträge
EGES _{N,P}	Gesamteinträge
EGW	Einwohnergleichwert
E _{KA}	Angeschlossene Einwohner
EMEP	Co-operative Programme for Monitoring and Evaluation of the Long-Range Transmission of Air Pollutants in Europe
EP	Einträge aus Punktquellen
EW	Einwohner
ER	Anreicherungsverhältnis
ESRI	Environmental Research Systems Institute
EU	Europäische Union
EW	Einwohnerwert
EZG	Einzugsgebiet
GIS	Geographisches Informationssystem
HL	Hydraulische Belastung
IGB	Institut für Gewässerökologie und Binnenfischerei
IKSE	Internationale Kommission zum Schutz der Elbe
KA	Kläranlage
KKA	kommunale Kläranlage
LAWA	Länderarbeitsgemeinschaft Wasser
LF	Liegenschaftsfläche
LN	landwirtschaftliche Nutzfläche
MMK	Mittelmaßstäbige landwirtschaftliche Standortkartierung
MONERIS	MOdelling Nutrient Emissions in RIver Systems
N	Stickstoff
NBL	neue Bundesländer
N _{DEP}	atmosphärische Stickstoffdeposition
NH ₄	Ammonium
N _J	Jahresniederschlag
NO ₃	Nitrat
NO _x	Stickoxide
N _{ÜB}	Stickstoffüberschuss
P	Phosphor
PO ₄	Phosphat
RD _{N,P}	Reduktion diffuser Einträge
RP _{N,P}	Reduktion punktförmiger Einträge
RGES _{N,P}	Reduktion der Gesamteinträge
RIVM	National Institute of Public Health and the Environment
q	Abflusspende
Q _{AD}	atmosphärischer Zufluß

Q_{DR}	Dränageabfluß
q_E	einwohnerspezifischer Abwasseranfall
Q_F	Behandelte Fremdwassermenge
Q_{GW}	Grundwasserabfluß und natürlicher Interflow (Basisabfluß)
Q_{ges}	behandelte Jahreswassermenge
q_R	Regenabflußspende
Q_{RO}	Oberflächenabfluß
Q_T	Jahresschmutzwassermenge
Q_{URB}	Abfluß von versiegelten Flächen
q_{URBV}	spezifischer Abfluß von der versiegelten urbanen Fläche
SAR	Sedimenteintragsflächenverhältnis
SDR	Sedimenteintragsverhältnis
SN	Sachsen
SRP	gelöster reaktiver Phosphor (soluble reactive phosphorus)
ST	Sachsen-Anhalt
SW	Sickerwasserhöhe
TN	Gesamtstickstoff (total nitrogen)
TN_{ber}	Gesamtstickstoff (total nitrogen)-berechnet
TN_{gem}	Gesamtstickstoff (total nitrogen)-gemessen
TN_{LOAD}	Stickstofffracht
TP	Gesamtphosphor (total phosphorus)
TP_{ber}	Gesamtphosphor (total phosphorus)-berechnet
TP_{gem}	Gesamtphosphor (total phosphorus)-gemessen
TP_{LOAD}	Phosphorfracht
$USGS$	United States Geological Survey
V_S	Speichervolumen