

## 8. Methodik zur Ermittlung der Nährstoffeinträge und -rückhalte im Flussgebiet der Elbe

### 8.1 Punktuelle Einträge

Bezüglich der industriellen Direkteinleiter wurden direkt 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.

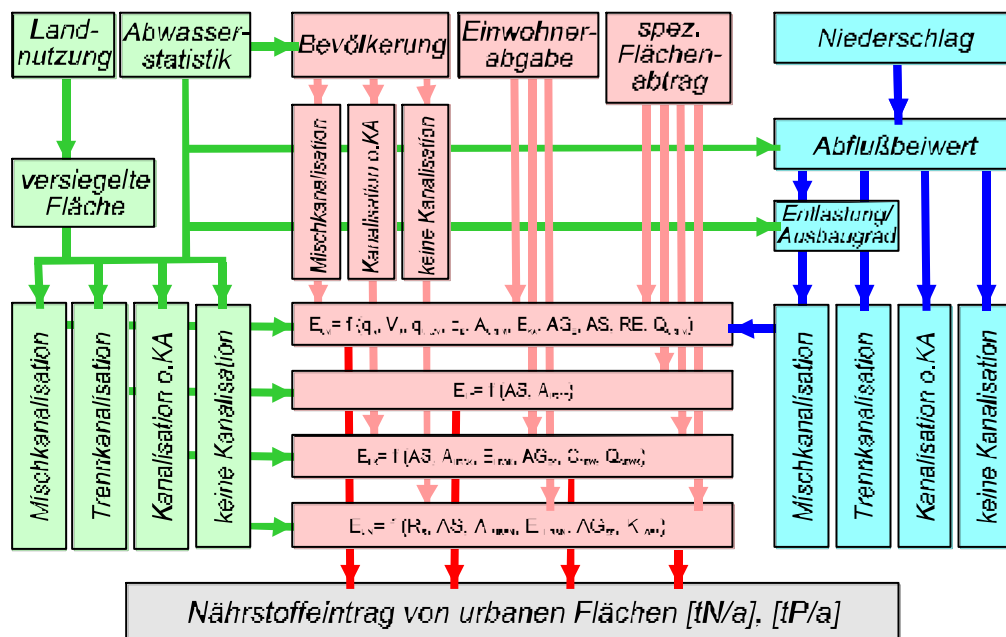
Die regional differenzierte Abschätzung der Nährstoffeinträge aus kommunalen Kläranlagen (KKA) basiert auf einem flächendeckenden, GIS-gestützten Kläranlageninventar, das auf der Grundlage der IKSE-Inventare 1995 und 1999 erstellt wurde und mit dem ca. 88% der an KKA angeschlossenen Einwohner im deutschen EZG der Elbe erfasst werden.

**Tabelle 8.1:** N- und P-Reinigungsleistungen von KKA (%).

Reinigungsverfahren	N	P	
		1985	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

### 8.2 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 Gesamtabflüsse 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



**Abb. 8.1:** Nährstoffeinträge von urbanen Flächen

Niederschlag und dem Anteil der versiegelten Fläche in einem Flussgebiet berechnet. Einen schematischen Überblick über die angewandte Methodik gibt die **Abb. 8.1**.

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 Einträge durch Laubfall und tierische Exkremente wurden pauschal 4 kg N/(ha-a) angenommen. Die N- und P-Einträge in jedem Flussgebiet ergeben sich aus dem Produkt der über Trennkanalisation entwässerten versiegelten Fläche und den spezifischen Abschwemmungen.

Bei der Mischkanalisation werden die Abwässer aus den Haushalten, den industriellen Indirekteinleitern und die Regenwasserabläufe in einem Kanal erfasst und den KKA zugeführt. Bei Starkregenereignissen ist das System nicht in der Lage, die gesamte Wassermenge der KKA zuzuleiten oder zu speichern. In diesem Fall wird die überschüssige Wassermenge durch Überläufe direkt in das Gewässer eingeleitet. Die Abschätzung der Nährstoffeinträge über Mischkanalisationsüberläufe basiert auf den Vorstellungen von Mohaupt et al. (1998) sowie Brombach & Michelbach (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 (0,8 %), der spezifischen Abflussspense von gewerblichen Flächen (432 m<sup>3</sup>/(ha-d)) sowie der Anzahl der effektiv wirksamen Starkregentage (50). Die Entlastungsrate des Mischsystems wurde nach Meißner (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 im Entlastungsfall lässt sich 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 g N/m<sup>3</sup>, 0,1 g P/m<sup>3</sup>) 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 solche aus Kanälen, die an keine KKA angeschlossen sind, berücksichtigt werden. 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.

### **8.3 Einträge über atmosphärische Deposition**

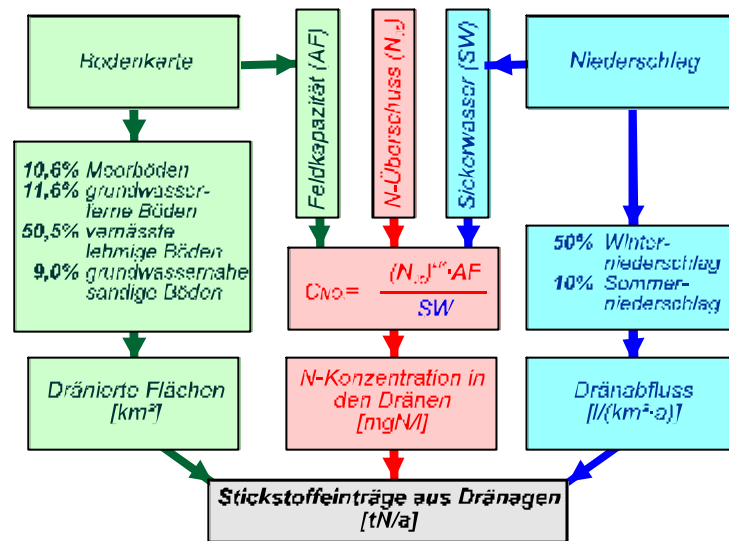
Basis für die Ermittlung der direkten Einträge in die Gewässer infolge atmosphärischer Deposition ist die Kenntnis der Gewässerfläche eines Einzugsgebietes, die an das Flusssystem angeschlossen ist. Zur Quantifizierung der Gewässerfläche in einem Flusssystem wurde zunächst die Gewässerfläche nach CORINE-Landcover bestimmt. Für die gesamte Wasserfläche wurden zusätzlich die Fließgewässer berücksichtigt. Deren Oberfläche wurde nach Behrendt & Opitz (1999) berechnet. Danach kann man näherungsweise davon ausgehen, dass die Wasserfläche der Fließgewässer von der Einzugsgebietsgröße abhängt.

Die Berechnung der Nährstoffeinträge über die atmosphärische Deposition erfolgt durch Multiplikation der mittleren Werten der Summe der NO<sub>x</sub>-N- und NH<sub>4</sub>-N-Deposition sowie der P-Deposition mit der mittleren Gewässerfläche in jedem Einzugsgebiet. Für Phosphor wurden einheitliche Werte von 0,7 kg P/(ha-a) bzw. 0,37 kg P/(ha-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 NO<sub>x</sub>-N- und NH<sub>4</sub>-N-Deposition in kg N/(ha·a) zur Verfügung. Die EMEP-Rasterkarten wurden mit den Grenzen der untersuchten Einzugsgebiete verschnitten und so die mittlere NO<sub>x</sub>-N- und NH<sub>4</sub>-N-Deposition in jedem Einzugsgebiet ermittelt.

## 8.4 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 **Abb. 8.2** zeigt, auf Basis der Dränflächengröße, der Dränspende und der mittleren Nährstoffkonzentrationen der Dränwässer die Austräge berechnet. Zur Abschätzung der Dränflächengröße der Flussgebiete wurden aufgrund unterschiedlicher 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 flächendeckend 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 Tieflandstandorte 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).



**Abb. 8.2:** Stickstoffeinträge aus Dränagen

Die Dränspende wurde in Anlehnung an Kretzschmar (1977) auf der Basis der Sommer- und Winter-niederschläge berechnet. Danach setzt sich der Dränabfluss aus 50 % der Winter- und 10 % der Sommerniederschlagsmengen zusammen. Dieser Ansatz wurde gewählt, da er die regionalen Unterschiede der Niederschlags- und der Abflussverteilung berücksichtigt. Die P-Konzentrationen wurden von Behrendt et al. (1999) auf der Basis von Messergebnissen von Dränauslässen abgeleitet (vgl. **Tabelle 8.2**). 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 (**Abb. 8.2**). Bei der Berechnung der N-Konzentrationen in Dränagen wird davon ausgegangen, dass diese sehr schnell auf die Veränderungen der Stickstoffüberschüsse reagieren. Veränderungen in den Stickstoffüberschüssen sollten sich deshalb in den untersuchten Zeit-

**Tabelle 8.2:** Verwendete Phosphorkonzentrationen im Dränwasser für verschiedene Bodentypen.

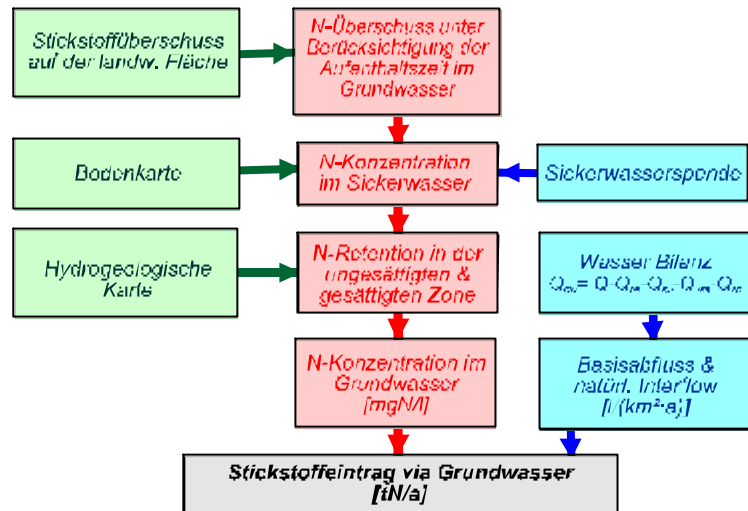
Bodentyp	Bezeichnung	C <sub>DR,P</sub> [mg P/l]
Sandboden	C <sub>DRSP</sub>	0,20
Lehm	C <sub>DRLP</sub>	0,06
Niedermoor	C <sub>DRNMP</sub>	0,30

wird davon ausgegangen, dass diese sehr schnell auf die Veränderungen der Stickstoffüberschüsse reagieren. Veränderungen in den Stickstoffüberschüssen sollten sich deshalb in den untersuchten Zeit-

räumen von fünf Jahren unmittelbar in einer Veränderung der Stickstoffkonzentrationen in den Dränen auswirken. Für den Zeitraum 1983 bis 1987 lagen keine flächendifferenzierten Angaben zu den Stickstoffüberschüssen vor. Deshalb wurde zunächst davon ausgegangen, dass die regionalen Unterschiede auch bereits im Zeitraum 1983 bis 1987 bestanden, jedoch auf einem anderen Niveau. Dieses andere Niveau wurde aus den berechneten Langzeitveränderungen der N-Überschüsse nach Behrendt (2000) für die Bundesländer bestimmt.

## 8.5 Einträge über das Grundwasser

Der über das Grundwasser realisierte Nährstoffeintrag wurde, wie die **Abb. 8.3** zeigt, aus dem Produkt von Grundwasserabfluss, der auch die Komponente des natürlichen Interflows enthält, und der Grundwasserkonzentration 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.



**Abb. 8.3:** Stickstoffeinträge über das Grundwasser

Für die einzelnen Stationen fand eine Berechnung der Mittelwerte für die betrachteten Zeiträume statt. Um die punktuellen Werte auf die Fläche der einzelnen Pegelinzugsgebiete

**Tabelle 8.3:** Phosphorkonzentrationen im Grundwasser für verschiedene Bodentypen.

Bodentyp	Nutzung	Bezeichnung	$C_{GWp}$ [g P/m <sup>3</sup> ]
Sandboden	Landwirtschaft	$C_{GWSp}$	0,1
Lehm	Landwirtschaft	$C_{GWLp}$	0,03
Niedermoor	Landwirtschaft	$C_{GWNMp}$	0,1
	ehem. Rieselfelder	$C_{GWRp}$	0,29
	Wald/Offene Flächen	$C_{GWWAOFp}$	0,01

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.

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 die 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/m<sup>3</sup> im Bereich der gemessenen Werte (siehe Behrendt, 1996).

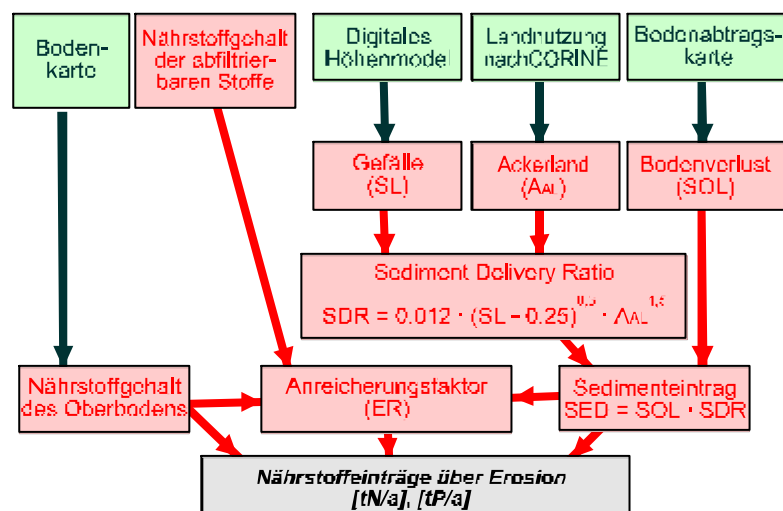
In einer 1999 durchgeführten Untersuchung zu den P-Konzentrationen im oberflächennahen Grundwasser der ehemaligen Rieselfelder von Berlin kommen Pöthig & Behrendt (1999) zu dem Ergebnis, dass die Grundwässer dieser Flächen eine mittlere P-Konzentration von 0,29 mg P/l aufweisen. Eine nach den Standortbedingungen 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.

Die N-Konzentrationen im Grundwasser wurden ebenfalls über die potentielle Nitratkonzentration im Sickerwasser berechnet. Die Ableitung der N-Konzentrationen im Grundwasser über die regionaldifferenzierten N-Überschüsse erfordert die Kenntnis der Aufenthaltszeit des Wassers in der ungesättigten und gesättigten Zone. 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 von der Sickerwasserhöhe und den 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.

## 8.6 Einträge über Erosion

Die Ermittlung der Nährstoffeinträge erfolgte entsprechend der **Abb. 8.4** aus den Bodenabträgen unter Berücksichtigung des Sedimenteintrags- und des Nährstoffanreicherungsverhältnisses. Die Berechnung der Bodenabträge innerhalb des deutschen Elbe-Einzugsgebiets beruht auf den gemeindebezogenen Bodenabtragungswerten von Deumlich & Frielinghaus (1994) für die NBL. Durch Verschneidung mit den Flussgebietsgrenzen wurden aus dieser Grundlage die mittleren Bodenabtragungswerte 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



**Abb. 8.4:** Nährstoffeinträge über Erosion

bei Bodenabträgen kleiner  $0,44 \text{ t}/(\text{ha LN} \cdot \text{a})$  und bei Einzugsgebieten von  $18 \text{ km}^2$  der errechnete Sedimenteintrag größer als der gesamte Bodenabtrag des Gebietes ist. Deshalb wurde versucht, in MONERIS einen Ansatz zu entwickeln, der auf alle Flussgebiete übertragbar ist. Für die Modellierung des Sedimenteintragspotentials in Fließgewässer wurde eine GIS-gestützte Methode entwickelt, die auf der Quantifizierung der Flächen in einem Einzugsgebiet beruht, die zu einem Bodeneintrag in ein Fließgewässer beitragen. Dafür wurden hochaufgelöste digitale Datensätze (Gewässernetz, Landnutzungs-, Boden- und Höheninformationen) verwendet. Dies war bisher nur für einige Flussgebiete möglich, so dass eine Modifizierung dieses Ansatzes für eine Übertragung auf andere Flussgebiete notwendig war. Dazu wurden Zusammenhänge zwischen dem Sedimenteintragsflächenverhältnis und einfach zu bestimmenden Einzugsgebietsmerkmalen bzw. Parametern aus den flächendeckend für Deutschland vorliegenden größeren 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 einzelnen Zeiträumen zur Anzahl im Gesamtzeitraum berechnet.

Der P-Gehalt im Oberboden wurde für beide Untersuchungszeiträume und für die einzelnen Bundesländer auf Basis der jährlichen P-Überschüsse und deren kumulativer Werte für einen Zeitraum 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 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.

Zum Abschluss wird der Nährstoffeintrag über Erosion aus dem Produkt von Sedimenteintrag in die Gewässer, dem mittleren Nährstoffgehalt des Oberbodens des Einzugsgebietes und dem Anreicherungsverhältnis für die beiden Nährstoffe (ER) berechnet.

## 8.7 Einträge über Abschwemmung

Die Einträge von im Oberflächenabfluss gelösten Nährstoffen wurden entsprechend dem Berechnungsschema der **Abb. 8.5** 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 Er-

mittlung 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 Abbauand (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 Abb. 8.5 angegebenen Nährstoffkonzentrationen einheitlich für alle Flussgebiete verwendet.

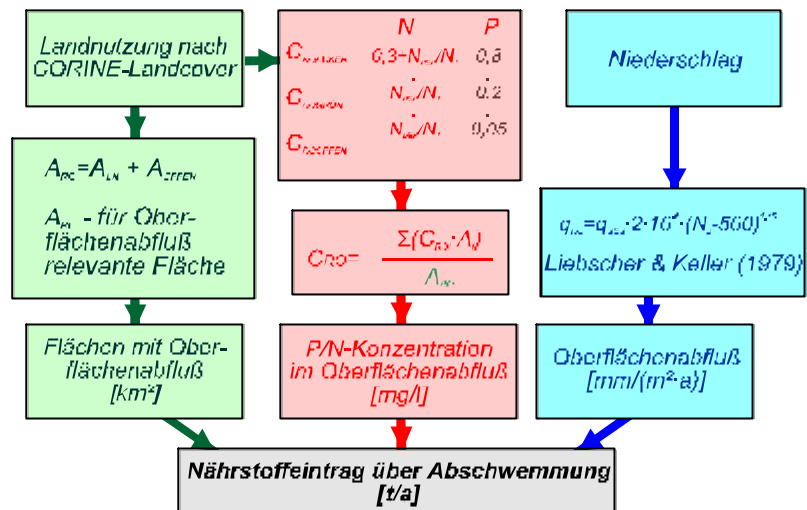


Abb. 8.5: Nährstoffeinträge über Abschwemmung

### 8.8 Nährstoffretention in den Oberflächengewässern eines Flusssystemes

Für die Berechnung der Nährstofffracht an einem bestimmten Pegel eines Flussgebietes ist die Quantifizierung der pfadbezogenen Nährstoffeinträge noch nicht ausreichend. Innerhalb des Systems von Oberflächengewässern eines Flussgebietes unterliegen die eingetragenen Nährstoffe Umsetzungen, Rückhalten und Verlusten. Die Auswertung von Modellberechnungen zu den Nährstoffeinträgen in Flussgebieten und den entsprechenden Frachten, zeigt für Phosphor und Stickstoff eine starke Abhängigkeit der flusssysteminternen Retention von der spezifischen Abflusspende und der hydraulischen Belastung (Behrendt & Opitz, 1999). Auf der Basis dieser Abhängigkeiten wurden für beide Nährstoffe Retentionsfunktionen abgeleitet, die es gestatten, die Retention und damit auch die Nährstofffrachten zu berechnen (Abb. 8.6).

Behrendt & Opitz (1999) berücksichtigen dabei zunächst nur Rückhaltefunktionen für Gesamtphosphor (TP) und anorganisch gelösten Stickstoff (DIN). Auf der Basis von Literaturangaben zu den Einträgen und Frachten von Gesamtstickstoff von 50 verschiedenen

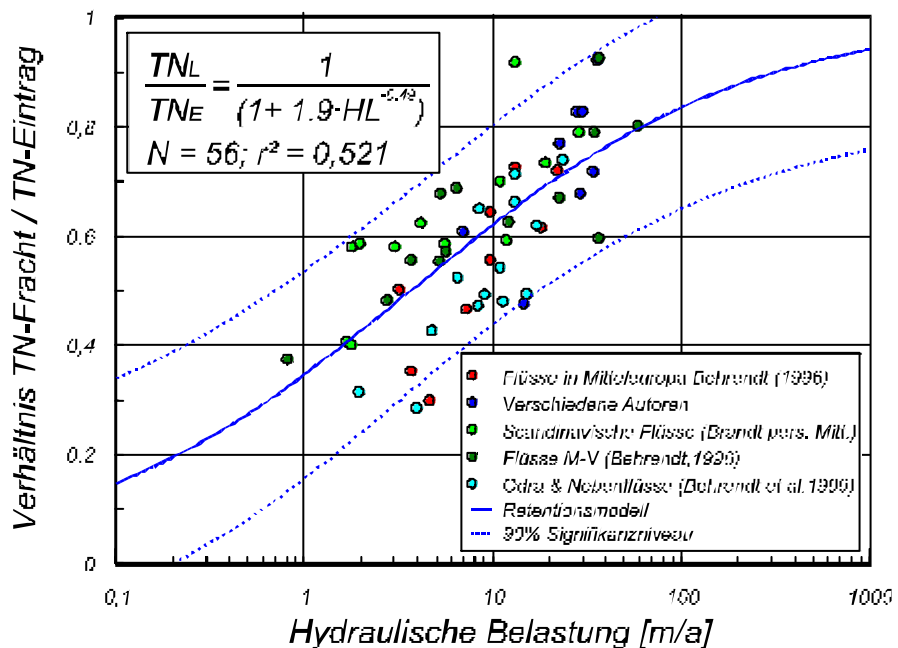


Abb. 8.6: Zusammenhang zwischen dem Fracht/Eintrags-verhältnis für Gesamtstickstoff und der hydraulischen Belastung in Flussgebieten.

Flussgebieten in Mitteleuropa konnte jedoch nunmehr auch ein Zusammenhang zwischen dem Verhältnis von Gesamtstickstofffracht zu den Stickstoffeinträgen und der hydraulischen Belastung in einem Flussgebiet bzw. Flussabschnitt abgeleitet werden, so dass man aus den Stickstoffeinträgen nicht nur die Fracht von anorganisch gelösten Stickstoff sondern auch von Gesamtstickstoff berechnen kann. Dazu wird folgende Formel genutzt:

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

wobei  $TN_{LOAD}$  die Gesamtstickstofffracht an einem bestimmten Pegel,  $TN_{EINTRAG}$  der Stickstoffeintrag in das Flusssystem oberhalb dieses Pegels und  $HL$  die hydraulische Belastung dieses Flusssystems ist, die sich aus dem Verhältnis von Abfluss und Wasserfläche des Gebietes ermitteln lässt.

Für die Berechnung der Fracht von anorganisch gelösten Stickstoff (DIN) wurde nach Behrendt & Opitz (1999) die folgende Formel genutzt:

$$DIN_{LOAD} = \frac{1}{1 + 5,9 \cdot HL^{-0,75}} \cdot TN_{EINTRAG} \quad (2)$$

wobei  $DIN_{LOAD}$  die Fracht von anorganischen Stickstoff an einem bestimmten Pegel ist.

Für Phosphor konnten Behrendt & Opitz nicht nur einen Zusammenhang zur hydraulischen Belastung, sondern auch zur spezifischen Abflussspende ( $q$ ) feststellen. Da zum gegenwärtigen Zeitpunkt noch nicht geklärt werden konnte, welche dieser Zusammenhänge insbesondere für Flussgebiete mit einem hohen Anteil von durchflossenen Seen besser geeignet ist, wurde bezüglich Phosphor die Fracht als Mittelwert aus den beiden folgenden Gleichung (3) und (4) berechnet:

$$TP_{LOAD} = \frac{1}{1 + 26,6 \cdot q^{-1,71}} \cdot TP_{EINTRAG} \quad (3)$$

$$TP_{LOAD} = \frac{1}{1 + 13,3 \cdot HL^{-0,93}} \cdot TP_{EINTRAG} \quad (4)$$

In Gleichung (3) und (4) sind  $TP_{LOAD}$  die Gesamtphosphorfracht an einem bestimmten Pegel und  $TP_{EINTRAG}$  der Phosphoreintrag in das Flusssystem oberhalb dieses Pegels.

Die Retentionsfunktionen wurden jeweils für die einzelnen Teilgebiete angewandt und daran anschließend die berechneten Frachten entlang des jeweiligen Flusses aufsummiert.