

**Entscheidungsunterstützungssystem im Flussgebietsmanagement:  
Emissionsmodellierung signifikanter Nährstoffeinträge  
aus der Fläche**

Von der Fakultät für Architektur und Landschaft  
der Gottfried Wilhelm Leibniz Universität Hannover  
zur Erlangung des Grades eines

DOKTORS DER INGENIEURWISSENSCHAFTEN

Dr.-Ing.

genehmigte Dissertation  
von

**Dipl.-Biol. Nikolai Panckow**

geboren am 25.09.1969, in Hamburg

2008

**Referentin:** Prof. Dr.-Ing. Dr. phil. Sabine Kunst  
Präsidialamt  
Universität Potsdam

**Korreferentin:** Prof. Dr.-Ing. Hille von Seggern  
Institut für Freiraumentwicklung  
Gottfried Wilhelm Leibniz Universität Hannover

**Tag der Promotion:** 14.10.2008

## Danksagung

Ich möchte an dieser Stelle ein Dankeswort an die Menschen richten, die mich während der Erstellung dieser Arbeit begleitet haben.

Ganz besonders richtet sich mein Dank an meine Mentorin Frau Prof. Dr.-Ing. Dr. phil. Sabine Kunst, die mich in all den Jahren als wissenschaftlicher Mitarbeiter sowohl am Institut für Siedlungswasserwirtschaft und Abfalltechnik als auch später am Institut für Freiraumentwicklung der Leibniz Universität Hannover und noch weit über diese Zeit (und auch über weite Entfernungen) hinaus unterstützt und diese Arbeit erst ermöglicht hat.

Frau Prof. Dr.-Ing. Hille von Seggern möchte ich ganz herzlich für den interdisziplinären Blick über den „Tellerrand“ danken; die mir viele Aspekte jenseits der Welt der Zahlen aufgezeigt hat und mir die Arbeit am Institut für Freiraumentwicklung ermöglichte. Nicht unerwähnt darf hier das Studio Urbane Landschaften bleiben, dessen Mitgliedern ich für Einblicke, die ausgetretenen Wege und Pfade in der Forschung zu verlassen, dankbar bin.

Meinem langjährigen Kollegen und Freund Hugo Scheer danke ich für selbstlose sach- und fachliche Hilfe und den diversen fruchtbaren Gesprächen auf der Denkerbank. Meinem Büronachbar Ralf Steffen bin ich als Leidensgenosse diverser durchlebter Wochenenden im Institut sehr verbunden.

Den Mitgliedern des Doktorandenkolloquiums, Antje Stokmann, Sigrun Langner und Julia Werner danke ich für die Freude und die Intensität, mit der sie sich bei diversen Gesprächen in mein Thema vertieft haben und hier manchen neuen Gedankengang angestoßen haben.

Des Weiteren danke ich allen Mitarbeitern des Institutes für Freiraumentwicklung für die Anteilnahme und die Unterstützung, die sie mir in den Jahren haben zukommen lassen.

Großer Dank gilt meinen Eltern Uwe und Renate Panckow, die mit hohem Einsatz und mehrfachem Korrekturlesen die Fehlerbereinigung dieser Arbeit durchgeführt haben. Auch meinen Schwiegereltern Joachim und Annelore Grüne danke ich für konstruktive Korrekturen und die Unterstützung in dieser Zeit.

Ganz besonderer Dank gilt meiner Frau Kathrin Panckow, die mich in dieser Zeit (besonders gegen Ende) mit Liebe und Gelassenheit ertragen hat und mir so immer Rückhalt unter Vernachlässigung eigener Bedürfnisse gegeben hat.



## Zusammenfassung

Schlagwörter: Diffuse Nährstoffeinträge, Emissionsmodellierung, EG-Wasserrahmenrichtlinie

Die Qualität der Gewässer hat einen erheblichen Einfluss auf den Mensch und seine Umwelt. Grundsätzlich sind zudem die besonderen Qualitäten von Kulturlandschaften und von wertvollen Siedlungsstrukturen zunehmend von Bedeutung, die in großem Ausmaß an Wasserläufen gewachsen sind und von diesen abhängen. Auch der Naherholungs- und Freizeitwert und nicht zuletzt die touristische und wirtschaftliche Bedeutung sind vom Zustand der Gewässer abhängig.

Trotz erheblicher Anstrengungen zur Verbesserung der Wassergüte der Fließgewässer in den letzten Jahrzehnten, insbesondere bei der Verringerung der Einleitung biologischer und chemischer Schadstoffe, verschlechtert sich die Wassergüte ständig infolge des zunehmenden Eintrags von Stickstoff- und Phosphorverbindungen, die aus dem gesamten Einzugsgebiet der Flüsse als sogenannte diffuse Einträge aus überwiegend ackerbaulich genutzten Flächen in die Gewässer gelangen.

Um der Verschlechterung Einhalt zu gebieten, setzt der Ordnungsrahmen der Europäischen Wasserrahmenrichtlinie das verbindliche Ziel, den „guten Zustand“ der Gewässer bis zum Jahre 2015 zu erreichen. Für diese Zielerreichung müssen die diffusen Einträge aus der Fläche vermindert werden. Das Hauptproblem ist dabei die Identifizierung der Flächen, die signifikante Belastungen durch diffuse Quellen verursachen. Erst daraufhin können Bewirtschaftungsmaßnahmen für Flusseinzugsgebiete abgeleitet werden.

Dieses Unterfangen kann wegen der Größe und Komplexität von Fließgewässereinzugsgebieten nur mit Unterstützung einer geeigneten Modelltechnik erfolgen. Wie vorhergehende Untersuchungen gezeigt haben, sind bisher verfügbare Modelle für die Erarbeitung dieser Zielerreichung jedoch nicht geeignet. Defizite dieser Modelle sind die unbefriedigende Fähigkeit zur Identifizierung von Belastungsschwerpunkten und zur Berechnung von Bewirtschaftungsmaßnahmen sowie die ungenaue Abbildung der verschiedenen Eintragungspfade für diffuse Nährstoffeinträge.

Ziel der vorliegenden Arbeit ist es, wesentliche Berechnungsansätze für die Entwicklung eines optimierten Bilanzierungsmodells zu erarbeiten, das gesamte Modell in einer anwendungsfreundlichen Datenbankanwendung zu realisieren und die automatisierte Berechnung zu programmieren.

Das in dieser Arbeit realisierte Bilanzierungsmodell wurde in zwei naturräumlich unterschiedlichen Einzugsgebieten angewandt. Es stellt ein Entscheidungsunterstützungssystem zur Analyse der Eintragungssituation und zum Verständnis von Ursache-Wirkungsbeziehungen in Einzugsgebieten dar. Dieses Modell wurde entwickelt um hinsichtlich der Anforderungen der Europäischen Wasserrahmenrichtlinie im Flussgebietsmanagement Hilfe bei der Erarbeitung von Lösungsstrategien und von Maßnahmenplanung durch Szenarienberechnung zu leisten.

Für diesen Zweck wurde in dieser Arbeit ein flexibles Szenarienmodul entwickelt, das es ermöglicht, neben der Abschätzung der Effizienz von Einzelmaßnahmen und der Wirksamkeit von verschiedenen Maßnahmenkombinationen, auch den zeitlichen Horizont einer Maßnahme zu berücksichtigen. Damit wird einer gezielten Einflussnahme im Einzugsgebiet eine modelltechnische Grundlage zur Seite gestellt.

Es konnte gezeigt werden, dass mit dem Modell eine technische Unterstützung für die Problematik der diffusen Einträge angeboten wird, um die besonderen Qualitäten der Flüsse und der Kulturlandschaften zu verbessern und zu erhalten.

## Summary

Keywords: diffuse pollution, nutrient emission modelling, Water Framework Directive

The quality of water has a major impact on the people and their environment. Furthermore the specific characteristics of cultural landscape and of valuable urban areas mainly developed along watersides and depending on the water courses play an increasing role. Also the recreational value and last but not least the touristic and economic importance rely on the water status.

In spite of great efforts to improve the water quality of rivers during the last decades, especially concerning the reduction of discharging biological and chemical pollutants, water quality deteriorates permanently in consequence of the increasing discharge of nitrogen and phosphorous compounds, which get into the water courses from all over the river basins as so-called diffuse pollution from mainly arable land.

To stop deterioration, the European Water Framework Directive sets the objective to achieve the „good status“ of all water bodies until 2015. Diffuse pollution has to be reduced to achieve this objective. In doing so, the main problem is to identify the acreage causing the significant impacts through diffuse sources. Only then, measures for river basins can be derived.

Due to the size and complexity of the river basins, this procedure can only be followed with the support of appropriate modelling so far. Previous investigations demonstrated, that the models available are not suitable for achieving this objective. The not satisfying ability to identify the main pressure and to assess measures, as well as the imprecise reproduction of the various paths for diffuse nutrient discharges are the deficits of these models.

The objective of this thesis is to investigate essential calculation approaches for the development of an optimised balance model to implement the entire model in a user-friendly database application and to programme the automated calculation.

The realised balance model in this thesis was implemented in two different natural geographic river basins. It describes a decision-support-system to analyse the discharge situation and to understand the cause-effect-relationship in river basins. This model was developed in order to support strategies covering the requirements of the river basin management within the European Water Framework Directive and the planning of measures by scenario evaluation.

For this purpose a flexible scenario module was developed in this thesis, which allows, besides the efficiency assessment of single measures and the effectiveness of different combination of measures, to take into account the time scale of a measure. Herewith, the selective exertion of influence in the river basin is completed by a model-based Instrument.

It could be demonstrated, that this model delivers a technical support for the problem of diffuse pollution in order to improve and preserve the (special) quality of rivers and the cultivated landscape.

## Inhaltsverzeichnis

|  |             |
|--|-------------|
| <b>Zusammenfassung</b>   | <b>I</b>    |
| <b>Summary</b>   | <b>II</b>   |
| <b>Bildverzeichnis</b>   | <b>VI</b>   |
| <b>Tabellenverzeichnis</b>   | <b>XI</b>   |
| <b>Anhangsverzeichnis</b>  | <b>XVI</b>  |
| <b>Abkürzungsverzeichnis</b>   | <b>XVII</b> |
| <b>1 Einleitung</b>  | <b>1</b>    |
| 1.1 Ausgangssituation  | 1           |
| 1.2 Zielsetzung und Aufbau der Arbeit  | 2           |
| <b>2 Grundlagen</b>  | <b>5</b>    |
| 2.1 Diffuse Nährstoffeinträge und ihre Bedeutung in<br>Fließgewässereinzugsgebieten  | 5           |
| 2.2 Anforderungen der Wasserrahmenrichtlinie hinsichtlich der mesoskaligen<br>Emissionsmodellierung diffuser Nährstoffeinträge   | 9           |
| 2.3 Modelltechnik als Werkzeug: Möglichkeiten und Grenzen von Modellen für<br>den Erkenntnis- und Verständnisprozess   | 11          |
| 2.4 Szenarienentwicklung: Was leisten Szenarien?   | 13          |
| 2.5 Defizitanalyse gängiger Bilanzierungsmodelle   | 14          |
| <b>3 Material und Methoden</b>   | <b>17</b>   |
| 3.1 Die Untersuchungsgebiete Fuhse und Oker  | 17          |
| 3.2 Bilanzgebiete  | 28          |
| 3.3 Nährstofffrachten  | 30          |
| 3.4 Modelltechnik: Struktureller und funktioneller Aufbau des Emissionsmodells   | 31          |
| 3.4.1 Eingangsdaten  | 35          |
| 3.5 Berechnungsansätze zur Ermittlung des Landschaftswasserhaushaltes und<br>pfad-nutzungsbezogene Abflussdifferenzierung  | 36          |
| 3.5.1 Gesamtabfluss  | 37          |
| 3.5.2 Differenzierung der Abflusspfade   | 40          |
| 3.5.3 Modellinterne Ausweisung von Drainageflächen und Ermittlung des<br>Dränageabflusses  | 42          |
| 3.5.4 Ableitung jährlicher Abflussanteile  | 43          |
| 3.5.5 Oberflächenabfluss   | 44          |
| 3.6 N-Bilanzüberschuss von Ackerflächen unter besonderer Berücksichtigung der<br>Standortansprüche der Kulturarten: die Notwendigkeit der kleinräumigen<br>Betrachtungsebene | 46          |

---

|          |  |            |
|----------|--|------------|
| 3.7      | Berechnungsansätze zur Ermittlung diffuser pfad-nutzungsbezogener N-Einträge   | 60         |
| 3.7.1    | N-Bilanzüberschuss von Grünlandflächen   | 60         |
| 3.7.2    | N-Bilanzüberschuss von Wäldern und sonstigen Flächen   | 61         |
| 3.7.3    | Berechnung der Denitrifikation im Oberboden  | 65         |
| 3.7.4    | Berechnung der Denitrifikation im Unterboden   | 69         |
| 3.7.5    | Denitrifikation im Grundwasser   | 69         |
| 3.7.5.1  | Langzeitbetrachtung: Einfluss hoher Grundwasserverweilzeiten auf das Eintragungsgeschehen  | 72         |
| 3.7.6    | Berechnung von diffusen N-Einträgen über Zwischenabfluss, Drainageabfluss, Grundwasserabfluss und Erosion                                  | 75         |
| 3.8      | Diffuse P-Eintragspfade  | 76         |
| 3.8.1    | Diffuse P-Einträge über Erosion  | 76         |
| 3.8.1.1  | Bodenabtrag nach der Allgemeinen Bodenabtragungsgleichung (ABAG)   | 76         |
| 3.8.1.2  | Modul Flächenanbindung   | 80         |
| 3.8.1.3  | Enrichment Ratio und P-Gehalt im Oberboden   | 80         |
| 3.8.1.4  | Berechnung der erosiven P-Einträge   | 81         |
| 3.8.2    | Diffuse P-Einträge über die unterirdischen Eintragspfade Grundwasser, Zwischen- und Drainageabfluss  | 82         |
| 3.9      | Diffuse Nährstoffeinträge über Abschwemmung  | 84         |
| 3.10     | Diffuse Nährstoffeinträge über Direkteinträge  | 85         |
| 3.11     | Kläranlagen und sonstige urban geprägte Eintragspfade  | 85         |
| 3.12     | Retention im Gewässersystem und Nährstofffrachten als Immissionen  | 89         |
| 3.13     | Auswerte- und Bewertungsroutinen als Werkzeug und Möglichkeiten der Ergebnisdarstellung  | 93         |
| 3.14     | Analyse von signifikanten Belastungen und die Ausweisung von Eintragungsschwerpunkten (Hot Spots) bei unterschiedlichen Betrachtungsebenen | 94         |
| 3.15     | Szenarien  | 96         |
| 3.15.1   | Flussgebietsmanagement von Fließgewässereinzugsgebieten durch die Entwicklung von Szenarien  | 97         |
| 3.15.2   | Kombination von Szenarien  | 99         |
| 3.15.3   | Pfadnutzungsspezifische Szenarien mit dem Fokus auf signifikanter Belastung (Hot Spots)  | 100        |
| 3.15.4   | Änderungen in der Landnutzung und den Anbaustrukturen  | 104        |
| <b>4</b> | <b>Darstellung und Interpretation der Ergebnisse der Einzugsgebiete der Fuhse und der Oker</b>   | <b>107</b> |
| 4.1      | Darstellung und Interpretation der Ergebnisse der Wasserbilanz in den Einzugsgebieten der Fuhse und der Oker                               | 108        |



---

|          |  |            |
|----------|--|------------|
| 4.2      | Darstellung und Interpretation der Ergebnisse der Stickstoffeinträge in den Einzugsgebieten der Fuhse und der Oker   | 114        |
| 4.3      | Darstellung und Interpretation der Ergebnisse der Phosphoreinträge in den Einzugsgebieten der Fuhse und der Oker   | 140        |
| 4.4      | Darstellung und Interpretation der Ergebnisse der Retentionsberechnung im Gewässersystem in den Einzugsgebieten der Fuhse und der Oker                                   | 157        |
| 4.5      | Ergebnisse der Auswerte- und Bewertungsroutinen im Einzugsgebiet der Fuhse und Oker  | 162        |
| 4.6      | Signifikanzanalyse: Analyse von signifikanten Belastungen bei unterschiedlichen Betrachtungsebenen als Kennwert für die Auswahl von Szenarien und Szenarienkombinationen | 165        |
| 4.7      | Bewertung der grundlegenden Modellergebnisse als Basis für nachfolgende Szenarienberechnungen  | 173        |
| 4.8      | Darstellung und Interpretation der Szenarienergebnisse hinsichtlich signifikanter Belastung in den Einzugsgebieten der Fuhse und der Oker                                | 181        |
| <b>5</b> | <b>Zusammenfassung und Ausblick</b>  | <b>203</b> |
| <b>6</b> | <b>Literatur</b>   | <b>209</b> |
| <b>7</b> | <b>Anhang</b>  | <b>221</b> |

## Bildverzeichnis

|  |    |
|--|----|
| Bild 1: Beispielhafte Landnutzungen, Eintragspfade und Umsatzprozesse im Modell .....  | 8  |
| Bild 2: Elemente des „guten Zustandes der Fließgewässer“ nach LAWA (2003).....   | 10 |
| Bild 3: Emissionsmodellierung als Instrument zur Umsetzung der EG-<br>Wasserrahmenrichtlinie aus SCHEER, PANCKOW et al. (2004) .....   | 10 |
| Bild 4: Die Lage der Einzugsgebiete der Fuhse und der Oker sowie der Kreise in<br>Niedersachsen .....  | 17 |
| Bild 5: Anteil der Landnutzungen in den Einzugsgebieten der Fuhse und der Oker nach<br>ATKIS, vergleiche auch Anhang 6 .....   | 18 |
| Bild 6: Landnutzung nach ATKIS in den Einzugsgebieten der Fuhse und der Oker.<br>Zusätzlich sind die Hauptflüsse dargestellt .....   | 19 |
| Bild 7: Detailliertes Gewässer- und Grabensystem in den Einzugsgebieten der Fuhse<br>und der Oker .....  | 20 |
| Bild 8: Durch Grundwasser beeinflusste Böden in den Einzugsgebieten der Fuhse und<br>der Oker .....  | 20 |
| Bild 9: Vom Modell ausgewiesene Drainageflächen bei Acker und Grünland in den<br>Einzugsgebieten der Fuhse und der Oker .....  | 21 |
| Bild 10: Distanz zum Gewässer in den Einzugsgebieten der Fuhse und der Oker. Links<br>die Distanz zu den Hauptflüssen, rechts zum Gewässernetz .....   | 22 |
| Bild 11: Links: Denitrifikationsbedingungen in den Einzugsgebieten der Fuhse und der<br>Oker. 1 = sehr gut... 4 = schlecht. Rechts: Festgestein in den beiden<br>Einzugsgebieten .....                                 | 22 |
| Bild 12: Bodenverbreitungsgebiete in den Einzugsgebieten der Fuhse und der Oker .....  | 23 |
| Bild 13: Bodentypen (oberer Horizont) in den Einzugsgebieten der Fuhse und der Oker,<br>nach Häufigkeit des Vorkommens absteigend sortiert.....  | 23 |
| Bild 14: Bodenarten (oberer Horizont) in den Einzugsgebieten der Fuhse und der Oker .....  | 24 |
| Bild 15: Ackerbauliches Ertragspotenzial in den Einzugsgebieten der Fuhse und der Oker .   | 25 |
| Bild 16: Links: Höhe der Geländeoberfläche [m] im Einzugsgebiet der Fuhse und der<br>Oker. Zusätzlich sind die Hauptflüsse dargestellt. Rechts: Hangneigung [°] in den<br>Einzugsgebieten der Fuhse und der Oker ..... | 25 |
| Bild 17: Links: Mittlere Jahrestemperatur [°C] in den Einzugsgebieten der Fuhse und der<br>Oker. Rechts: Mittlerer Jahresniederschlag [mm] in den Einzugsgebieten der<br>Fuhse und der Oker .....                      | 26 |
| Bild 18: Gemeinden mit Bezug zum Einzugsgebiet der Fuhse und der Oker in<br>Niedersachsen .....  | 27 |
| Bild 19: Lage der Kläranlagen in den Einzugsgebieten der Fuhse und der Oker .....  | 27 |
| Bild 20: Bilanzgebiete in den Einzugsgebieten der Fuhse und der Oker mit Hauptflüssen<br>und Pegeln .....  | 28 |
| Bild 21: Ableitung von Nährstofffrachten für mittlere Abflussbedingungen am Beispiel der<br>$N_{\text{anorg}}$ -Fracht im Einzugsgebiet der Fuhse (PANCKOW, SCHEER et al., 2007) .....                                 | 30 |
| Bild 22: Begriffe für Datenbanktabellen und beispielhaft das Ergebnis einer SQL-Abfrage ..   | 32 |
| Bild 23: Schema der Tabellenerstellung im GIS verändert nach STREIT & UHLENKÜKEN<br>(2000).....  | 33 |
| Bild 24: Modellstruktur des Front- und Backends .....  | 33 |

|   |     |
|---|-----|
| Bild 25: Datenfluss und Berechnungsschritte im Modell.....  | 34  |
| Bild 26: Benutzeroberfläche des Modells Frontend (Stand: März 2008) .....   | 35  |
| Bild 27: Schematische Darstellung der wesentlichen Berechnungsschritte zur Ermittlung<br>der N-Einträge über Grundwasser, Zwischen- und Drainageabfluss.....  | 47  |
| Bild 28: Schema der Standortzuweisung. Zum Bodenbedeckungs- und Bearbeitungsfaktor<br>C siehe auch Kapitel 3.8.1.1. ....  | 49  |
| Bild 29: Ackerbauliches Ertragspotenzial [dt/ha] in den Einzugsgebieten der Fuhse und<br>der Oker modellintern automatisch berechnet nach HENNINGS (1994) .....   | 51  |
| Bild 30: Ertrag von Winterweizen nach Bodengüteklassen als Mittelwert der Kreise in den<br>Einzugsgebieten der Fuhse und der Oker für die Jahre 1992-2006. Rechts:<br>Flächenverteilung des ackerbaulichen Ertragspotenzials in der Gemeinde<br>Braunschweig..... | 51  |
| Bild 31: Abgeschätzte Temperatursummen im Verhältnis zur Gebietshöhe in<br>Niedersachsen .....  | 52  |
| Bild 32: Schnittmenge der Anbaufläche für die Fruchtfolge Winterweizen-Winterweizen-<br>Zuckerrübe .....  | 53  |
| Bild 33: Vereinfachtes Schema der Fruchtfolgezuweisung auf Ackerflächen.....  | 54  |
| Bild 34: Kulturartenverteilung beispielhaft für Kulturart 1 und 2 für die gängige und die<br>optimierte Methode .....   | 55  |
| Bild 35: Regression der Erträge am Beispiel der Kulturart Winterweizen der Gemeinde<br>Braunschweig.....  | 56  |
| Bild 36: Beispiel der mittleren langjährigen Anbaufläche der Kulturarten in der Gemeinde<br>Braunschweig nach der Agrarstatistik.....   | 58  |
| Bild 37: Schema des Berechnungsansatzes für die N-Einträge von der Landnutzung Wald   | 62  |
| Bild 38: Schematische Darstellung des Berechnungsansatzes zur Denitrifikation im<br>Oberboden. ....   | 65  |
| Bild 39: Differenzierte N-Langzeitberechnung (Deni: Denitrifikation; O: Oberboden; U:<br>Unteroden; ZW: Zwischenabfluss; GW: Grundwasserabfluss; GWVZ:<br>Grundwasserverweilzeit).....  | 73  |
| Bild 40: Akkumulation des mittleren prozentualen Abbaus nach den Abstandsklassen<br>eines Grundwasserkörpers .....  | 75  |
| Bild 41: Schema des standortdifferenzierten Berechnungsansatzes für die unterirdischen<br>P-Einträge über die Abflusspfade Grundwasser, Zwischen- und Drainageabfluss<br>am Beispiel des Pfades Grundwasser .....   | 84  |
| Bild 42: Schematische Darstellung der 3 modellintern berücksichtigten Retentionsansätze.  | 91  |
| Bild 43: Die Tabelle BG_Verbindung und die Bilanzgebiete.....   | 93  |
| Bild 44: Belastungsschwerpunkte nach Signifikanzanalyse für die N-Konzentration .....   | 95  |
| Bild 45: Abfolge der Standardberechnung und der Szenarienberechnung im<br>Bilanzierungsmodell .....   | 98  |
| Bild 46: Zugriff auf das Szenario der Düngereduzierung .....  | 100 |
| Bild 47: Abflüsse [mm/a] in den Einzugsgebieten der Fuhse und der Oker. Grundwasser<br>und Zwischenabfluss sind gleich skaliert. ....   | 109 |
| Bild 48: Abflüsse über versiegelte Flächen [mm/a] in den Einzugsgebieten der Fuhse und<br>der Oker mit Zoom auf Braunschweig.....   | 111 |

|   |     |
|---|-----|
| Bild 49: Abgleich der modellierten zu den gemessenen Gesamtabflüssen [m <sup>3</sup> /s] der Bilanzgebiete .....  | 113 |
| Bild 50: N-Bilanzüberschuss [kg/ha*a] als Einzelwert pro Gemeinde in den Einzugsgebieten der Fuhse und der Oker nach bisheriger Methode.....  | 114 |
| Bild 51: Standortdifferenzierter N-Bilanzüberschuss [kg/ha*a] in den Einzugsgebieten der Fuhse und der Oker .....   | 115 |
| Bild 52: Abgleich der N-Bilanzüberschüsse in [%] mit Ergebnissen vom LBEG für das Jahr 2003 .....   | 117 |
| Bild 53: Denitrifikation im Oberboden [kg/ha*a] in den Einzugsgebieten der Fuhse und der Oker .....   | 119 |
| Bild 54: Abgleich der Modellergebnisse für N-Konzentrationen über Drainage für Acker und Grünland mit Literaturangaben (F & N UMWELTCONSULT, 2001; LAMMEL, 1990, FELDWISCH, 2004 und BEHRENDT, HUBER et al. (1999)..... | 121 |
| Bild 55: Abgleich der Modellergebnisse für N-Konzentration über Zwischenabfluss für Acker und Grünland mit Literaturangaben nach F & N UMWELTCONSULT (2001) und nach LAMMEL (1990) .....                                | 122 |
| Bild 56: Denitrifikation im Unterboden [kg/ha*a] in den Einzugsgebieten der Fuhse und der Oker .....  | 123 |
| Bild 57: N-Einträge über Zwischenabfluss [kg/ha*a] in den Einzugsgebieten der Fuhse und der Oker .....  | 124 |
| Bild 58: N-Einträge über Drainage [kg/ha*a] in den Einzugsgebieten der Fuhse und der Oker .....   | 126 |
| Bild 59: Denitrifikation im Grundwasser [kg/ha*a] in den Einzugsgebieten der Fuhse und der Oker .....   | 127 |
| Bild 60: N-Einträge über Grundwasser [kg/ha*a] in den Einzugsgebieten der Fuhse und der Oker .....  | 129 |
| Bild 61: Von der Langzeitbetrachtung im Grundwasser betroffene Flächen in den Einzugsgebieten der Fuhse und der Oker .....  | 130 |
| Bild 62: N-Konzentration [mg/l] im Grundwasser unter Ackerflächen und nach der Summation der Abbauverhältnisse auf dem Fließweg als vorfluterwirksame N-Konzentration.....  | 131 |
| Bild 63: N-Einträge über Abschwemmung [kg/ha*a] in den Einzugsgebieten der Fuhse und der Oker .....   | 132 |
| Bild 64: N-Direkteinträge [kg/ha*a] in den Einzugsgebieten der Fuhse und der Oker.....  | 134 |
| Bild 65: Summe diffuser N-Einträge [kg/ha*a] in den Einzugsgebieten der Fuhse und der Oker .....  | 138 |
| Bild 66: Bodenabtrag in [t/a] in den Einzugsgebieten der Fuhse und der Oker.....  | 141 |
| Bild 67: Anbindung erosiver Ackerflächen in [%] in den Einzugsgebieten der Fuhse und der Oker .....   | 142 |
| Bild 68: Erosiver P-Eintrag [kg/ha*a] in den Einzugsgebieten der Fuhse und der Oker.....  | 143 |
| Bild 69: Modellergebnisse für P-Erosion [kg/ha*a], Bodenabträge [t/a] und die Anbindung [Faktor].....   | 145 |
| Bild 70: P-Einträge über Abschwemmung [kg/ha*a] in den Einzugsgebieten der Fuhse und der Oker .....   | 146 |

|  |     |
|--|-----|
| Bild 71: P-Eintrag über Dränage [kg/ha*a] in den Einzugsgebieten der Fuhse und der Oker .....  | 149 |
| Bild 72: P-Einträge [kg/ha*a] über die unterirdischen Abflusspfade in den Einzugsgebieten Fuhse und Oker .....   | 150 |
| Bild 73: P-Direkteinträge [kg/ha*a] in den Einzugsgebieten der Fuhse und der Oker .....  | 152 |
| Bild 74: Summe der diffusen P-Einträge [kg/ha*a] in den Einzugsgebieten der Fuhse und der Oker .....   | 155 |
| Bild 75: Retentionsfaktoren für die Bilanzgebiete im Einzugsgebiet der Fuhse für $P_{Ges}$ .....   | 159 |
| Bild 76: Retentionsfaktoren für die Bilanzgebiete im Einzugsgebiet der Oker für DIN .....  | 159 |
| Bild 77: Retentionsfaktoren für die Bilanzgebiete im Einzugsgebiet der Oker für $P_{Ges}$ .....  | 160 |
| Bild 78: Anteil [%] signifikant belasteter Flächen im Einzugsgebiet der Fuhse auf Schlag- und Rasterebene .....  | 166 |
| Bild 79: Anteil [%] signifikant belasteter Flächen im Einzugsgebiet der Oker auf Schlag- und Rasterebene .....   | 167 |
| Bild 80: Signifikante Belastung für Stickstoff pro Bilanzgebiet in den Einzugsgebieten der Fuhse und der Oker .....  | 167 |
| Bild 81: Überhöhung der Belastung [%] für Stickstoff pro Bilanzgebiet in den Einzugsgebieten der Fuhse und der Oker .....  | 168 |
| Bild 82: Signifikante Belastung für Phosphor pro Bilanzgebiet in den Einzugsgebieten der Fuhse und der Oker .....  | 169 |
| Bild 83: Überhöhung der Belastung [%] für Phosphor pro Bilanzgebiet in den Einzugsgebieten der Fuhse und der Oker .....  | 169 |
| Bild 84: Links: Signifikante Belastung für Stickstoff pro Ackerschlag in den Einzugsgebieten der Fuhse und der Oker. Rechts: Überhöhung der Belastung [%] für Stickstoff pro Ackerschlag ..... | 171 |
| Bild 85: Links: Signifikante Belastung für Phosphor pro Ackerschlag in den Einzugsgebieten der Fuhse und der Oker. Rechts: Überhöhung der Belastung [%] für Phosphor pro Ackerschlag .....     | 171 |
| Bild 86: Signifikante Belastung für Stickstoff pro Raster in den Einzugsgebieten der Fuhse und der Oker .....  | 172 |
| Bild 87: Links: Signifikante Belastung für Phosphor pro Raster in den Einzugsgebieten der Fuhse und der Oker .....   | 172 |
| Bild 88: Abgleich der modellierten zu den gemessenen N-Immissionen [t/a] der Bilanzgebiete .....   | 180 |
| Bild 89: Abgleich der modellierten zu den gemessenen P-Immissionen [t/a] der Bilanzgebiete .....   | 180 |
| Bild 90: Zuweisung der Szenarien bei der Szenarienkombination 1 in den Einzugsgebieten der Fuhse und der Oker .....  | 184 |
| Bild 91: Szenarienzuweisung zu signifikant belasteten Flächen (P-Oberflächeneintrag und N-Zwischenabfluss) in den Einzugsgebieten der Fuhse und der Oker .....                                 | 184 |
| Bild 92: Eintragsverminderung für Stickstoff über diffuse Quellen [kg/ha*a] in den Einzugsgebieten der Fuhse und der Oker .....  | 186 |
| Bild 93: Eintragsverminderung für Stickstoff über Zwischenabfluss [kg/ha*a] in den Einzugsgebieten der Fuhse und der Oker .....  | 187 |

|  |     |
|--|-----|
| Bild 94: Eintragsverminderung über Grundwasser bei dem Szenario der<br>Düngerreduzierung im Einzugsgebiet der Fuhse (vergleiche Tabelle 82) .....      | 188 |
| Bild 95: Eintragsverminderung über Grundwasser bei dem Szenario der<br>Düngerreduzierung im Einzugsgebiet der Oker (vergleiche Tabelle 83).....        | 188 |
| Bild 96: Eintragsverminderung für Phosphor über Erosion [kg/ha*a] in den<br>Einzugsgebieten der Fuhse und der Oker .....                               | 191 |
| Bild 97: Zuweisung der Szenarien in den Einzugsgebieten der Fuhse und der Oker .....   | 194 |
| Bild 98: Szenarienzuweisung zu signifikant belasteten Flächen in den Einzugsgebieten<br>der Fuhse und der Oker nach den Kriterien aus Tabelle 87 ..... | 195 |
| Bild 99: Grundwasserverweilzeiten von mehr als einem Jahr in den Einzugsgebieten der<br>Fuhse und der Oker .....                                       | 196 |
| Bild 100: Zeitlicher Verlauf des N- Eintrags über Grundwasser nach dem Szenario der<br>Dränagerreduzierung .....                                       | 197 |

## Tabellenverzeichnis

|  |    |
|--|----|
| Tabelle 1: Gebietsparameter für die Einzugsgebiete der Fuhse und der Oker.....   | 26 |
| Tabelle 2: Bilanzgebiete im Einzugsgebiet der Fuhse und Parameter .....  | 29 |
| Tabelle 3: Bilanzgebiete im Einzugsgebiet der Oker und Parameter .....   | 29 |
| Tabelle 4: Datenbedarf: Amtliche digitale Karten.....  | 35 |
| Tabelle 5: Datenbedarf: Sonstige Grundlagendaten.....  | 36 |
| Tabelle 6: Modellintern generierte Eingangsdaten .....   | 36 |
| Tabelle 7: Landnutzungsspezifische Koeffizienten für die Verdunstungsberechnung nach<br>RENGER & WESSOLEK (1996).....  | 38 |
| Tabelle 8: Verminderung der Verdunstung durch versiegelte Flächen ( $V_{urb}$ ) in<br>Abhängigkeit von Versiegelungsgrad und Einwohner pro Gemeinde in [mm] ....   | 40 |
| Tabelle 9: Abflussquotienten zur Ableitung des Anteils an Grundwasserneubildung am<br>Gesamtabfluss im Lockergesteinsbereich nach RÖDER (1997) .....   | 41 |
| Tabelle 10: Abflussquotienten zur Ableitung des Anteils an Grundwasserneubildung am<br>Gesamtabfluss im Festgesteinsbereich nach hydraulischer<br>Leitfähigkeitsklasse, ergänzt nach BOGENA, KUNKEL et al. (2003)..... | 41 |
| Tabelle 11: Drainage- und Grundwasserabflussanteile verschiedener Bodentypen in<br>Abhängigkeit von der Landnutzung nach TETZLAFF (2006).....  | 43 |
| Tabelle 12: CN-Werte in Abhängigkeit von Bodengruppe und ATKIS-Bodennutzung in der<br>Bodenfeuchteklasse nach VOGES (1999) .....   | 45 |
| Tabelle 13: Gängige Bilanzterme des N-Bilanzüberschusses nach BACH & FREDE (2002)...   | 47 |
| Tabelle 14: Mögliche Verteilung der Fruchtfolge Winterweizen-Winterweizen-Zuckerrübe<br>auf einer Fläche.....  | 50 |
| Tabelle 15: Zeiträume der statistischen Erhebung bzw. der abgeleiteten und berechneten<br>Daten.....   | 59 |
| Tabelle 16: Zuordnung der atmosphärischen N-Deposition zu verschiedenen Waldtypen<br>nach NAGEL & GREGOR (1999) .....  | 62 |
| Tabelle 17: Bestimmung der Verwitterungsklasse .....   | 62 |
| Tabelle 18: Texturklasse und mittlerer Tonanteil nach NAGEL (1999) und NAGEL et al.<br>(2004).....   | 63 |
| Tabelle 19: Klassen der Verwitterungsrate in [ $eq/ha*a$ ] nach NAGEL & GREGOR (1999) .....  | 63 |
| Tabelle 20: Matrix zur Ableitung von Ertragsklassen aus den abiotischen Standortfaktoren<br>nach NAGEL & GREGOR (1999) .....   | 64 |
| Tabelle 21: Stickstoffnettoaufnahmeraten für Laub- und Nadelwald in [ $kg/ha*a$ ] nach<br>Ertragsklassen (NAGEL & GREGOR, 1999).....   | 64 |
| Tabelle 22: N-Immobilisation in Abhängigkeit von der Temperatur .....  | 64 |
| Tabelle 23: Maximale Denitrifikationsraten nach Bodentyp und Landnutzung in<br>[ $kg/ha*a$ ],ergänzt nach KÖHNE & WENDLAND (1992); GÄTH, ANTONY et al.<br>(1997) und MÜLLER & RAISSI (2002) .....                      | 66 |
| Tabelle 24: Referenzbereiche wesentlicher Parameter zur Differenzierung von reduzierten<br>und oxidierten Grundwässern nach WENDLAND & KUNKEL (1999) .....   | 70 |
| Tabelle 25: Klassifizierung von Grundwasserleitern hinsichtlich ihres<br>Nitratabbauvermögens (WENDLAND & KUNKEL, 1999), gültig für das<br>Elbeeinzugsgebiet.....  | 71 |

|   |     |
|---|-----|
| Tabelle 26: Modellintern zugeordnete Halbwertszeiten (Denitrifikationsbedingungen) in Abhängigkeit vom Nitratabbauvermögen der Grundwasserleiter nach SCHÄFER & WENDELAND (2005).....   | 71  |
| Tabelle 27: Beispiel für den mittleren prozentualen Abbau für Abstandseinheiten und akkumuliert nach Distanz für den Grundwasserkörper (GWK) Nr. 16 .....   | 74  |
| Tabelle 28: Kulturkalender: Kultur- und Entwicklungsperioden verschiedener Feldkulturen in Südniedersachsen nach Angaben der LWK Hannover, aus MOSIMANN & RÜTTIMANN (1996) .....  | 78  |
| Tabelle 29: Relativer Bodenabtrag der einzelnen Perioden für die verschiedenen Kulturpflanzen aus SCHWERTMANN, VOGEL et al. (1987).....   | 79  |
| Tabelle 30: Beispiel für die Ermittlung des C-Faktors für eine Fruchtfolge von drei Jahren, Erläuterung siehe Text .....  | 79  |
| Tabelle 31: P-Einträge von Mooren nach SCHEFFER & BLANKENBURG (2004) in [kg/ha*a]....   | 83  |
| Tabelle 32: Ausgangskonzentrationen und Korrekturfaktoren zur Ermittlung der diffusen Nährstoffeinträge über Abschwemmung nach Landnutzung .....  | 84  |
| Tabelle 33: Grunddaten zur Berechnung der Nährstoffeinträge von kommunalen Kläranlagen in den Einzugsgebieten der Fuhse und der Oker pro Bilanzgebiet (BG) in [t/a] und Zuordnung des verwendeten Retentionsansatzes RET (HF = RET für Hauptfluss, MW = mittlere RET, vergleiche Kapitel 3.12)..... | 86  |
| Tabelle 34: Koeffizienten für die Berechnung der Retention von $P_{Ges}$ und DIN im Gewässersystem für verschiedene Gebietsgrößen nach BEHRENDT & OPITZ (1999).....   | 91  |
| Tabelle 35: Möglichkeiten der Kombination mehrerer Szenarien* .....   | 99  |
| Tabelle 36: Dränageflächenerhebung der LWK Hannover (in LWK HANNOVER,1999).....   | 110 |
| Tabelle 37: Ergebnisse des Moduls Wasserbilanz für die Einzugsgebiete der Fuhse und der Oker für langjährige mittlere Klima- und Abflussbedingungen .....   | 112 |
| Tabelle 38: Kenndaten für die Denitrifikation im Oberboden für die Landnutzungen Acker, Grünland und Wald im Einzugsgebiet der Fuhse in [kg/ha*a].....  | 119 |
| Tabelle 39: Kenndaten für die Denitrifikation im Oberboden für die Landnutzungen Acker, Grünland und Wald im Einzugsgebiet der Oker in [kg/ha*a].....   | 120 |
| Tabelle 40: Kennwerte der N-Einträge über Zwischenabfluss nach Landnutzung in den Einzugsgebieten der Fuhse und der Oker bei mittleren Abflussbedingungen ..  | 124 |
| Tabelle 41: Kennwerte der N-Einträge über Dränageabfluss nach Landnutzung in den Einzugsgebieten der Fuhse und der Oker bei mittleren Abflussbedingungen ..   | 125 |
| Tabelle 42: Kennwerte der N-Einträge über Grundwasser nach Landnutzung in den Einzugsgebieten der Fuhse und der Oker .....  | 130 |
| Tabelle 43: Kennwerte der N-Einträge über Abschwemmung nach Landnutzung in den Einzugsgebieten der Fuhse und der Oker bei mittleren Abflussbedingungen ..   | 132 |
| Tabelle 44: N-Direkteinträge in den Einzugsgebieten der Fuhse und der Oker nach Pfaden.....   | 134 |
| Tabelle 45: N-Einträge von kommunalen Kläranlagen in den Einzugsgebieten der Fuhse und der Oker pro Bilanzgebiet (BG) in [t/a] und Zuordnung des verwendeten Retentionsansatzes RET (HF = RET für Hauptfluss, MW = mittlerer RET, vergleiche Kapitel 3.12).....                                     | 135 |



|  |     |
|--|-----|
| Tabelle 46: Summen der N-Einträge der sonstigen urban geprägten Eintragspfade bei mittleren Abflussbedingungen in den Einzugsgebieten der Fuhse und der Oker   | 136 |
| Tabelle 47: Summe der Stickstoffemissionen und Stickstoffemissionen pro Eintragspfad in den Einzugsgebieten der Fuhse und der Oker bei mittleren Abflussbedingungen.....   | 137 |
| Tabelle 48: Jährliche diffuse und punktuelle Stickstoffeinträge im Einzugsgebiet der Fuhse in [t/a].....   | 139 |
| Tabelle 49: Jährliche diffuse und punktuelle Stickstoffeinträge im Einzugsgebiet der Oker in [t/a].....  | 139 |
| Tabelle 50: P-Einträge über Erosion in den Einzugsgebieten der Fuhse und der Oker für verschiedene Bilanzzeiträume .....   | 144 |
| Tabelle 51: Kennwerte der P-Einträge über Abschwemmung nach Landnutzung in den Einzugsgebieten der Fuhse und der Oker bei mittleren Abflussbedingungen ..  | 146 |
| Tabelle 52: Kennwerte der P-Einträge über Grundwasserabfluss nach Landnutzung in den Einzugsgebieten der Fuhse und der Oker bei mittleren Abflussbedingungen ..  | 147 |
| Tabelle 53: Kennwerte der P-Einträge über Zwischenabfluss nach Landnutzung in den Einzugsgebieten der Fuhse und der Oker bei mittleren Abflussbedingungen ..   | 148 |
| Tabelle 54: Kennwerte der P-Einträge über Drainageabfluss nach Landnutzung in den Einzugsgebieten der Fuhse und der Oker bei mittleren Abflussbedingungen ..   | 149 |
| Tabelle 55: P-Direkteinträge in den Einzugsgebieten der Fuhse und der Oker nach Pfaden   | 151 |
| Tabelle 56: P-Einträge von kommunalen Kläranlagen in den Einzugsgebieten der Fuhse und der Oker pro Bilanzgebiet (BG) in [kg/a] und Zuordnung des verwendeten Retentionsansatzes RET (HF = RET für Hauptfluss, MW = mittlerer RET, vergleiche Kapitel 3.12)..... | 153 |
| Tabelle 57: Summen der P-Einträge der sonstigen urban geprägten Eintragspfade bei mittleren Abflussbedingungen in den Einzugsgebieten der Fuhse und der Oker   | 154 |
| Tabelle 58: Summe der Phosphoremissionen und Phosphoremissionen pro Eintragspfad in den Einzugsgebieten der Fuhse und der Oker bei mittleren Abflussbedingungen.....   | 155 |
| Tabelle 59: Jährliche diffuse und punktuelle Phosphoreinträge im Einzugsgebiet der Fuhse in [t/a].....   | 156 |
| Tabelle 60: Jährliche diffuse und punktuelle Phosphoreinträge im Einzugsgebiet der Oker in [t/a].....  | 157 |
| Tabelle 61: Retentionsfaktoren für die Bilanzgebiete und Retentionsbedingungen im Einzugsgebiet der Fuhse bei mittleren Abflussbedingungen für den gelösten anorganischen Stickstoff (DIN).....  | 158 |
| Tabelle 62: Retentionsfaktoren und Retentionsbedingungen der Nebenflüsse für die Bilanzgebiete im Einzugsgebiet der Fuhse bei niedrigen (2000), mittleren (MQ) und sehr hohen (2002) Abflussbedingungen für $P_{Ges}$ .....                                      | 160 |
| Tabelle 63: Denitrifikationsraten in Flüssen, Auswahl nach KRONVANG, HEZLAR et al. (2004).....   | 161 |
| Tabelle 64: Diffuse N-Einträge im Einzugsgebiet der Fuhse pro Gemeinde in [t/a].....   | 162 |
| Tabelle 65: Diffuse P-Einträge im Einzugsgebiet der Fuhse pro Gemeinde in [kg/a] .....   | 164 |
| Tabelle 66: Diffuse P-Einträge im Einzugsgebiet der Oker pro Bilanzgebiet in [kg/a] .....  | 165 |
| Tabelle 67: Diffuse N-Einträge im Einzugsgebiet der Oker pro Bilanzgebiet in [t/a].....  | 165 |

|  |     |
|--|-----|
| Tabelle 68: Belastungssituation der Bilanzgebiete nach Pfad und Nährstoff .....  | 170 |
| Tabelle 69: Mögliche Szenarien nach Auswertung der Signifikanzanalyse in den Einzugsgebieten der Fuhse und der Oker .....  | 170 |
| Tabelle 70: Kriterien für die Bewertung der Modellergebnisse der Nährstofffrachten und Grundwasserkonzentrationen nach SCHEER, PANCKOW et al. (2004) .....   | 174 |
| Tabelle 71: Bewertung der Modellergebnisse der NO <sub>3</sub> -N-Grundwasserkonzentrationen im Einzugsgebiet der Fuhse durch Abgleich mit abgeleiteten NO <sub>3</sub> -N-Konzentrationen pro Bilanzgebiet .....        | 175 |
| Tabelle 72: Bewertung der Modellergebnisse der NO <sub>3</sub> -N-Grundwasserkonzentrationen im Einzugsgebiet der Oker durch Abgleich mit abgeleiteten NO <sub>3</sub> -N-Konzentrationen für verschiedene Gebiete ..... | 175 |
| Tabelle 73: Abgleich der bilanzierten gesamten N-Emissionen und berechneten N-Immissionen mit Stickstofffrachten am Gebietsauslass bei mittleren Abflussbedingungen .....  | 177 |
| Tabelle 74: Abgleich der für einzelne Jahre bilanzierten gesamten N-Emissionen und berechneten N-Immissionen mit den Stickstofffrachten am Gebietsauslass für das Einzugsgebiet der Fuhse .....                          | 177 |
| Tabelle 75: Abgleich der für einzelne Jahre bilanzierten gesamten N-Emissionen und berechneten N-Immissionen mit den Stickstofffrachten am Gebietsauslass für das EZG Oker .....   | 178 |
| Tabelle 76: Abgleich der bilanzierten gesamten P-Emissionen und berechneten P-Immissionen mit Phosphorfrachten am Gebietsauslass bei mittleren Abflussbedingungen .....  | 178 |
| Tabelle 77: Abgleich der für einzelne Jahre bilanzierten gesamten P-Emissionen und berechneten P-Immissionen mit mittleren Phosphorfrachten am Gebietsauslass für das EZG Fuhse .....                                    | 179 |
| Tabelle 78: Abgleich der für einzelne Jahre bilanzierten gesamten P-Emissionen und berechneten P-Immissionen mit mittleren Phosphorfrachten am Gebietsauslass für das EZG Oker .....                                     | 179 |
| Tabelle 79: Auswertungen der Pegeldata in den Einzugsgebieten der Fuhse und der Oker bei mittleren Abflussbedingungen .....  | 182 |
| Tabelle 80: Ist- und Sollzustand der Belastung (diffus und punktuell) nach Modellberechnung in den Einzugsgebieten der Fuhse und der Oker .....  | 182 |
| Tabelle 81: Szenarienkombination 1 in den Einzugsgebieten der Fuhse und der Oker .....   | 183 |
| Tabelle 82: Stickstoff-Emissionen im Einzugsgebiet der Fuhse für die Szenarienkombination 1 .....  | 185 |
| Tabelle 83: Stickstoff-Emissionen im Einzugsgebiet der Oker für die Szenarienkombination 1 .....   | 185 |
| Tabelle 84: Phosphor-Emissionen im Einzugsgebiet der Fuhse für die Basisberechnung im Vergleich mit der Szenarienberechnung 1 .....  | 189 |
| Tabelle 85: Phosphor-Emissionen im Einzugsgebiet der Oker für die Basisberechnung im Vergleich mit der Szenarienberechnung 1 .....   | 190 |
| Tabelle 86: Abgleich der Szenarienberechnung zum Ist- und Sollzustand .....  | 191 |
| Tabelle 87: Szenarienkombination 2 in den Einzugsgebieten der Fuhse und der Oker .....   | 193 |
| Tabelle 88: Stickstoff-Emissionen im Bilanzgebiet 22 für die Szenarienkombination 2 .....  | 196 |

---

|   |     |
|---|-----|
| Tabelle 89: Stickstoff-Emissionen im Einzugsgebiet der Fuhse für das Einzelszenario 3...                            | 199 |
| Tabelle 90: Stickstoff-Emissionen im Einzugsgebiet der Oker für das Einzelszenario 3 .....                          | 199 |
| Tabelle 91: Phosphor-Emissionen im Einzugsgebiet der Fuhse für das Szenario der<br>veränderten Anbaustrukturen..... | 200 |
| Tabelle 92: Phosphor-Emissionen im Einzugsgebiet der Oker für das Szenario der<br>veränderten Anbaustrukturen.....  | 200 |

## Anhangsverzeichnis

|  |     |
|--|-----|
| Anhang 1: Zeitplan der EG-Wasserrahmenrichtlinie .....   | 221 |
| Anhang 2: Gemeinden im Einzugsgebiet der Fuhse (n=35).....   | 222 |
| Anhang 3: Gemeinden im Einzugsgebiet der Oker (n=76).....  | 223 |
| Anhang 4: Berücksichtigte Nutzungseinheiten der Kulturen im Modell .....   | 225 |
| Anhang 5: Berücksichtigte Vieharten im Modell .....  | 226 |
| Anhang 6: Anteil der Landnutzungen in den Einzugsgebieten der Fuhse und der Oker<br>nach ATKIS .....   | 226 |
| Anhang 7: Kläranlagen im Einzugsgebiet der Oker; Lage bezeichnet Haupt- (HF) und<br>Nebenfluss (NF) .....  | 227 |
| Anhang 8: Kläranlagen im Einzugsgebiet der Fuhse; Lage bezeichnet Haupt- (HF) und<br>Nebenfluss (NF) .....   | 227 |
| Anhang 9: Anpassung des Skriptes Gritmaker (ArcView 3.2) zur Erstellung eines<br>Vorlagerasters .....  | 228 |
| Anhang 10: Retentionsfaktoren und Retentionsbedingungen für die Bilanzgebiete im<br>Einzugsgebiet der Fuhse für $P_{Ges}$ bei mittleren Abflussbedingungen ..... | 229 |
| Anhang 11: Retentionsfaktoren und Retentionsbedingungen für die Bilanzgebiete im<br>Einzugsgebiet der Oker für DIN bei mittleren Abflussbedingungen .....        | 229 |
| Anhang 12: Retentionsfaktoren und Retentionsbedingungen für die Bilanzgebiete im<br>Einzugsgebiet der Oker für $P_{Ges}$ bei mittleren Abflussbedingungen .....  | 230 |

## Abkürzungsverzeichnis

|                    |  |
|--------------------|--|
| ABAG               | Allgemeine Bodenabtragsgleichung                                 |
| ATKIS              | Amtliches Topographisch-Kartographisches Informationssystem      |
| BA                 | Bodenabtrag  |
| BB                 | Bodenbearbeitung   |
| BC <sub>w</sub>    | Verwitterungsrate  |
| BG                 | Bilanzgebiete  |
| BÜK 50             | Bodenübersichtskarte 1:50.000                                    |
| C-Faktor           | Bodenbedeckungs- und Bearbeitungsfaktor der ABAG                 |
| CN                 | Curve-Number   |
| DE                 | Dungeinheit  |
| DGM                | Digitales Geländemodell  |
| DIN                | Dissolved Inorganic Nitrogen; gelöster, anorganischer Stickstoff |
| DLM                | Digitales Landschaftsmodell                                      |
| D <sub>max</sub>   | Maximale Denitrifikationsrate                                    |
| DSS                | Entscheidungsunterstützungssystem (Decision Support System)      |
| DWD                | Deutscher Wetterdienst   |
| ER                 | Enrichment Ratio; Anreicherungsverhältnis                        |
| EW                 | Einwohner  |
| EZG                | Einzugsgebiet  |
| GEOSUM             | Geographisches Informationssystem Umwelt                         |
| GIS                | Geographisches Informationssystem                                |
| GW                 | Grundwasser  |
| GWf                | Grundwasserflurabstand   |
| GWVZ               | Grundwasserverweilzeit   |
| HF                 | Hauptfluss; Retentionsansatz                                     |
| KA                 | Kläranlage   |
| K <sub>B</sub>     | Bodenartenabhängiger Anteil des K-Faktors der ABAG               |
| K <sub>D</sub>     | Wasserdurchlässigkeitsabhängiger Anteil des K-Faktors der ABAG   |
| k <sub>f</sub>     | Durchlässigkeitsbeiwert; Wasserdurchlässigkeit von Böden         |
| K-Faktor           | Bodenerodierbarkeitsfaktor der ABAG                              |
| K <sub>H</sub>     | Humusabhängiger Anteil des K-Faktors der ABAG                    |
| K <sub>S</sub>     | Steinbedeckungsabhängiger Anteil des K-Faktors der ABAG          |
| LAWA               | Länderarbeitsgemeinschaft Wasser                                 |
| LBEG               | Landesamt für Bergbau, Energie und Geologie                      |
| L-Faktor           | Hanglängenfaktor der ABAG  |
| LGN                | Landesvermessung und Geobasisinformation Niedersachsen           |
| LN                 | Landnutzung  |
| LNF                | Landwirtschaftliche Nutzfläche                                   |
| LWK                | Landwirtschaftskammer  |
| MQ                 | Mittlerer Abfluss  |
| MS                 | Microsoft  |
| MW                 | Mittelwert der Retentionsansätze                                 |
| N                  | Stickstoff, Stickstofffraktion                                   |
| N <sub>anorg</sub> | Anorganischer Stickstoff   |
| NF                 | Nebenfluss; Retentionsansatz                                     |
| nFKWe              | Nutzbare Feldkapazität im effektiven Wurzelraum                  |
| N <sub>Gel</sub>   | Gelöster Stickstoff  |
| N <sub>Ges</sub>   | Gesamt-Stickstoff  |

|                    |  |
|--------------------|--|
| NIBIS              | Niedersächsisches Bodeninformationssystem                          |
| NLWKN              | Nds. Landesbetrieb für Wasserwirtschaft, Küsten- und Naturschutz   |
| NO <sub>3</sub> -N | Nitrat-Stickstoff  |
| P                  | Phosphor, Phosphorfraktion   |
| P-Faktor           | Erosionsschutzfaktor der ABAG                                      |
| P <sub>Gel</sub>   | Gelöster Phosphor  |
| P <sub>Ges</sub>   | Gesamt-Phosphor  |
| PO <sub>4</sub> -P | Ortho-Phosphat   |
| Q                  | Abfluss  |
| Q <sub>Ober</sub>  | Oberflächenabfluss   |
| Ret                | Retentionsansatz   |
| R-Faktor           | Niederschlagsfaktor der ABAG                                       |
| S                  | Gebietsrückhalt, maximales Speichervermögen für Oberflächenabfluss |
| SB                 | Saatbett   |
| S-Faktor           | Hangneigungsabhängiger Anteil des Topographiefaktors der ABAG      |
| SQL                | Structured Query Language; relationale Datenbank-Abfragesprache    |
| SWR                | Sickerwasserrate   |
| TEZG               | Teileinzugsgebiet  |
| UG                 | Untersuchungsgebiet  |
| VG                 | Versiegelungsgrad  |
| WG                 | Wintergerste   |
| WK                 | Wasserkörper   |
| WRRL               | Wasserrahmenrichtlinie   |
| WW                 | Winterweizen   |
| ZR                 | Zuckerrübe   |
| ZW                 | Zwischenabfluss  |

# 1 Einleitung

## 1.1 Ausgangssituation

Die Qualität vieler europäischer Fließgewässer verschlechtert sich trotz erheblicher Anstrengungen ständig. Hauptursache sind die Stoffeinträge von Stickstoff- und Phosphorverbindungen als eutrophierungswirksame Pflanzennährstoffe, die punktuell und aus dem gesamten Einzugsgebiet in die Gewässer eindringen (NLWKN, 2003), sodass Mensch und Umwelt gefährdet werden und wertvolle Qualitäten von Kulturlandschaften verloren gehen. Fließgewässer sind großräumig verzweigte Systeme mit entsprechenden Einzugsbereichen, die sich nicht an politischen Grenzen orientieren. Um den Zustand eines Gewässersystems zu verbessern, ist es daher nötig, dieses im Kontext mit seiner beeinflussenden Fläche, dem Einzugsgebiet, zu betrachten. Die Verschmutzung in ihrem Ausmaß erkennend, wurde die Europäische Wasserrahmenrichtlinie im Jahr 2000 als Ordnungsrahmen geschaffen (EUROPÄISCHE KOMMISSION, 2000) und bis 2003 in nationales Recht umgesetzt. Das in der Richtlinie verankerte Ziel fordert das „Erreichen des guten ökologischen Zustandes bis zum Jahr 2015“. Der gute ökologische Zustand besteht aus biologischen, hydromorphologischen, chemischen und physikalisch-chemischen Qualitätskomponenten. Stoffe die zur Eutrophierung beitragen (insbesondere Nitrate und Phosphate) werden in diesem Zusammenhang der Kategorie der „Schadstoffe“ zugeordnet (EUROPÄISCHE KOMMISSION, 2000; Anhang VIII).

Damit ein solches Ziel erreicht werden kann, fordert die Wasserrahmenrichtlinie ein integriertes und großräumiges Flussgebietsmanagement. Mit der Bewirtschaftung von Wasserressourcen nach Flusseinzugsgebieten wird mit der Wasserrahmenrichtlinie ein Naturraum gleichzeitig ein politischer Handlungsraum (MOSS, APOLINARSKI et al., 2003). Dadurch ist die Möglichkeit gegeben, die Entwicklung von Kulturlandschaften von den hydrologischen Systemen her zu betrachten und in Bezug zu setzen zu sozioökonomischen und Gestaltungsaspekten (vergleiche VON SEGGERN, 2002).

Eine der Hauptschwierigkeiten der Umsetzung aus der Sicht der Gewässerqualität liegt darin, dass zwar die Punktquellen der Gewässerverschmutzung wie Kläranlagen leicht zu identifizieren und auch zu verbessern sind, aber die zunehmend bedeutsamen diffusen, flächenhaften Einträge insbesondere in ackerbaulich genutzten Gebieten bisher weder einfach zu erfassen noch zu beeinflussen sind (LAWA, 1997; VON SEGGERN, 2002). Um Letzteres zu erreichen und die Wasserrahmenrichtlinie erfolgreich umzusetzen, wurden in Niedersachsen für die jeweiligen Einzugsgebiete Gebietskooperationen eingerichtet, in denen die Wassernutzer mit Mitgliedern aus Landkreisen, Gemeinden, Unterhaltungsverbänden, Land- und Forstwirtschaft, Wasserversorgern, Industrievertretern, Umweltverbänden und Landesämtern zusammenarbeiten (NLWKN, 2008). In anderen Bundesländern wurden entsprechende Institutionen etabliert wie beispielsweise die Runden Tische in Nordrhein-Westfalen oder die Beteiligungsplattformen in Hessen.

Diese Gebietskooperationen haben abgesehen von den üblichen Schwierigkeiten der Abwägung und Verf(1)echtung vielfältiger sektoraler Einzelinteressen der beteiligten Akteure, ein grundsätzliches Problem:

Um die Reduzierung von Stoffeinträgen konzipieren und umsetzen zu können, sind detaillierte Kenntnisse zu den Eintragsquellen und -pfaden sowie zu den räumlichen Eintragungsschwerpunkten erforderlich (SCHEER, PANCKOW et al., 2004).

Grundsätzlich können diese Kenntnisse nur durch die Anwendung von Emissionsmodellen erlangt werden, das heißt aus der Sicht der nährstoff-emittierenden Fläche (DVWK, 1999). Mit solchen Bilanzierungsmodellen lassen sich Eintragungspotenziale lokalisieren und Herkunftsanalysen der Eintragungspfade vornehmen. Im Folgenden können dann entsprechend der Ergebnisse dieser Systemanalyse Bewirtschaftungsszenarien abgeleitet und berechnet werden, mit denen auch die Wirkungen von Maßnahmen deutlich werden.

Die bislang vorhandenen Modelle weisen hinsichtlich der oben genannten Anforderungen deutliche Defizite auf und können daher nicht uneingeschränkt für die Anwendung in der wasserwirtschaftlichen Praxis zur Umsetzung der Anforderungen der Europäische Wasser-rahmenrichtlinie empfohlen werden (SCHEER, PANCKOW et al., 2004).

Vor diesem Hintergrund wurde vom Umweltministerium Niedersachsen der Auftrag erteilt, die Modellierung diffuser Nährstoffeinträge durch die Entwicklung eines neuen praxisorientierten Bilanzmodells für die Anwendung in der wasserwirtschaftlichen Praxis hinsichtlich der Erfüllung der Anforderungen der Wasserrahmenrichtlinie voranzutreiben (PANCKOW, SCHEER et al., 2007). Vor diesem Hintergrund soll in vorliegender Arbeit ein solches entscheidungsunterstützendes Modell realisiert werden. Darüber hinausgehend wird ein flexibles Szenarienmodul auf der Basis einer pfadnutzungsbezogenen Signifikanzanalyse erarbeitet.

## **1.2 Zielsetzung und Aufbau der Arbeit**

Ziel der vorliegenden Arbeit ist es, die gesamte Modellanwendung anwenderfreundlich in einer Microsoft Access<sup>®</sup>-basierten Datenbankanwendung von Grund auf zu realisieren und die kompletten Berechnungsgrundlagen zu programmieren. Dieses Modell soll es ermöglichen, in Fließgewässereinzugsgebieten die Belastungssituation der unterschiedlichen Flächen, der Eintragungspfade und der Landnutzungen quantitativ und qualitativ zu erfassen.

Innerhalb dieser Arbeit sollen wesentliche Modellierungsansätze für die Entwicklung eines neuen, optimierten Bilanzierungsmodells unter Berücksichtigung der Defizitanalyse aktueller Modelle nach SCHEER, PANCKOW et al. (2004) erarbeitet werden. Fokus liegt hierbei auf den Stickstoffpfaden, die Auswahl und Erarbeitung weiterer Berechnungsansätze erfolgten in dem Projekt „Entwicklung eines optimierten Bilanzierungsmodells zur Quantifizierung diffuser Nährstoffeinträge als Instrument zur Umsetzung der EG-WRRL“ (PANCKOW, SCHEER et al., 2007) und wurden im Zuge der vorliegenden Arbeit im Gesamtmodell programmiert und deren Berechnung damit realisiert.

Das Modell soll mit der in dieser Arbeit programmierten Modellplattform in zwei naturräumlich unterschiedlichen Einzugsgebieten (812 und 1.470 km<sup>2</sup>) im Südosten von Niedersachsen angewendet werden. Im Blick liegt dabei der langjährige mittlere Zustand, es sollen aber auch einzelne Jahre berechnet werden.

In dieser Arbeit soll eine pfadnutzungsbezogene Signifikanzanalyse für das Modell programmiert werden, die die Möglichkeit bieten soll, für Szenarienberechnungen Flächen anzusprechen, auf denen vorrangig Bewirtschaftungsmaßnahmen zur Reduzierung der Ge-



---

wässerbelastung durchzuführen sind. Auf dieser Basis soll ein flexibles Szenarienmodul entwickelt werden, das es ermöglichen soll, neben der Effizienz von Einzelmaßnahmen auch die Wirksamkeit von verschiedenen Maßnahmenkombinationen standortdifferenziert zu prognostizieren und das zudem den zeitlichen Horizont einer Maßnahme berücksichtigt.

Die Innovation für die wasserwirtschaftlichen Praxis liegt in der Realisierung eines eigenständigen Werkzeuges, das Standortbedingungen auf der Grundlage verfügbarer Daten kleinräumiger als bisher berücksichtigt. Es soll zur Analyse der Eintragungssituation und zum Verständnis von Ursache-Wirkungsbeziehungen in Einzugsgebieten entwickelt werden, um als anwenderfreundliches Modell im Flussgebietsmanagement als Entscheidungsunterstützungssystem Hilfe bei der Erarbeitung von Lösungsstrategien und Maßnahmenplanung mittels zielgerichteter und variabler Szenarienberechnungen zu leisten.



## 2 Grundlagen

### 2.1 Diffuse Nährstoffeinträge und ihre Bedeutung in Fließgewässereinzugsgebieten

In den letzten Jahrzehnten ist eine zunehmende stoffliche Belastung der Grundwässer, Oberflächengewässer und letztlich auch der Meere vor allem durch die eutrophierenden Pflanzennährstoffe Stickstoff und Phosphor zu verzeichnen. Die Ursache liegt oftmals in der starken anthropogenen Nutzung der Böden und Gewässer.

Nährstoffeinträge in Gewässer sind aus ökologischer, aber auch aus ökonomischer Sicht von Bedeutung. Sie können zu einer Belastung der Wasserressourcen führen und in der Wasserkulturlandschaft die Versorgung mit Wasser gefährden, wenn aufwändige Reinigungsmaßnahmen vonnöten sind. Aber auch die Entsorgung wird vor zusätzliche Probleme gestellt, wenn beispielsweise die Einhaltung von Grenzwerten nicht mehr gewährleistet ist.

Nach STOKMAN (2007) wird in Zukunft der Grundsatz der energetisch möglichst günstigen Ver- und Entsorgung immer wichtiger werden. Dieser Aspekt wird auch bei BENEKE, VON SEGGERN et al. (2001) beschrieben. STOKMAN (2007) merkt an, dass die derzeitigen Wasserinfrastruktursysteme eine Raumentwicklung und einen Umgang mit Wasser befördert haben, die die zukünftige Wasserver- und entsorgung vor große Probleme stellen. Eine zusätzliche Belastung der Wasserinfrastruktursysteme gilt es demnach in der Nutzung und Gestaltung von Landschaften unbedingt zu vermeiden.

#### Nährstoffe

Die im Folgenden angesprochenen Nährstoffe beziehen sich, sofern nicht anders beschrieben, auf die pflanzenverfügbaren Nährstoffe der Stickstoff- und Phosphor-Fractionen (im Folgenden kurz N und P genannt). Diese stellen für alle photoautotrophen Organismen die essentielle Basis dar, die nach Liebig's „Gesetz des Minimums“ das Pflanzenwachstum limitieren kann (LAMPERT & SOMMER, 1999). In Bezug auf die Stöchiometrie der Faktoren wird für die Pflanzen als optimales Wachstumsverhältnis ein ungefähres N:P-Verhältnis von 16:1 angegeben (Redfield-Verhältnis). Allerdings können auch heterotrophe Mikroorganismen als Nahrungskonkurrenten bei den Nährstoffressourcen auftreten, wobei ein optimales Verhältnis von 5:1 für N:P angegeben wird (MUDRACK & KUNST, 1994).

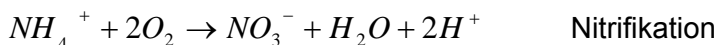
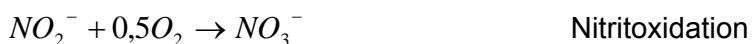
Die Zufuhr von Pflanzennährstoffen bewirkt im Gewässer einen Anstieg der Trophie (Primärproduktion) und nachfolgend einen Anstieg der Saprobie (heterotrophe Bioaktivität) unter Sauerstoffverbrauch. Die Auswirkungen bestehen unter anderem in einer Verschiebung des Floren- und Faunengefüges, zu bemerken an der Abnahme der Diversität (Anzahl der Arten) bei gleichzeitiger Zunahme der Abundanz (Häufigkeit einer Art). Auch in der Fläche können Nährstoffe, die eingetragen werden, zu Standortveränderungen oder zu direkter Kontamination von Organismen führen (KIRSCH-STRACKE, REICH et al., 2004).

Belastete Gewässer sind aus ökologischen Gesichtspunkten abzulehnen, toxische Stoffe nehmen überhand und die wichtige Ressource Wasser als Lebensmittel steht ohne aufwändige Reinigungsmaßnahmen dem Menschen nicht mehr zur Verfügung. Zudem wird die Erholungs- und Freizeitqualität eingeschränkt, was wiederum Auswirkungen auf den Tourismus und auf die Wirtschaft hat.

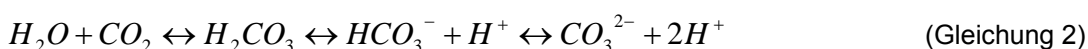
Als Phosphorkomponente wird von Pflanzen und Mikroorganismen überwiegend Phosphat ( $\text{PO}_4^{3-}$ ) aufgenommen. Auch können gelöste organische Phosphate verarbeitet werden, sofern durch den Metabolismus Phosphohydrolasen produziert werden (CROST, 1986). In unbelasteten Fließgewässern ist wegen der geringen Löslichkeit und der Adsorption an Bodenpartikeln (Tonminerale,  $\text{Al}^{3+}$ ,  $\text{Fe}^{3+}$ ,  $\text{Ca}^{2+}$ ) die natürliche Konzentration an Phosphat gering; sie beträgt nur wenige  $\mu\text{g/l}$ . In natürlichen Fließgewässern liegt das Verhältnis von  $\text{PO}_4\text{-P}$  zu  $\text{NO}_3\text{-N}$  zwischen 1:10 und 1:100. In abwasserbelasteten Flüssen liegen die Phosphatkonzentrationen um Größenordnungen höher (LANGE & LECHER, 1993). Nach MUDRAK & KUNST (1994) kann durch die Zufuhr von 1 mg P das Wachstum von 100 mg Algen-Trockenmasse stimuliert werden, welche unter Verbrauch von 140 mg  $\text{O}_2$  abgebaut wird (Sekundärbelastung). Anders als im See als geschlossenem System wird die Belastung in Fließgewässern flussabwärts verfrachtet und führt zu einer Verlagerung der Problematik in die Ästuare und die freie See (MUDRAK & KUNST, 1994).

Stickstoff gelangt in größeren Mengen ins Gewässer als Phosphat, das durch adsorbtive Eigenschaften im Boden weitgehend immobil vorliegt (WALTHER, 1999). Stickstoff wird bei Produzenten überwiegend als Nitrat und Ammonium aufgenommen, kann aber auch als Nitrit verwertet werden. In anthropogen unbelasteten Gewässern sind Ammonium- und Nitratkonzentrationen gering und durch die gute Belüftung beträgt das Verhältnis  $\text{NH}_4\text{-N}$  zu  $\text{NO}_3\text{-N}$  1:5 bis 1:100. In stark belasteten Gewässern kann das Verhältnis dagegen 10:1 betragen (LANGE & LECHER, 1993). Neben der Problematik der Eutrophierung (siehe oben), können Stickstofffraktionen direkte toxische Wirkungen hervorrufen und es kann zu einer Überlagerung von Effekten kommen.

In reduzierter Form kann Stickstoff als Ammonium im Gewässer zu einem Sauerstoffdefizit durch autotrophe Nitrifikanten führen. Der nicht unerhebliche Verbrauch beträgt nach MUDRAK & KUNST (1994) nach der Reaktionsgleichung für die Nitrifikation 4,6 g  $\text{O}_2/\text{g NH}_4\text{-N}$  (Gleichung 1).



Ammoniumquellen sind vor allem nicht oder unzureichend geklärte Abwässer oder Fischteiche. Bei hohen Ammoniumkonzentrationen und starker  $\text{CO}_2$ -Zehrung durch Primärproduzenten (durch Eutrophierung noch verstärkt) kann es bei unzureichend gepufferten Gewässersystemen zu einem pH-Anstieg und resultierender  $\text{NH}_4$ -Dissoziation zu Ammoniak kommen (Gleichung 2). Ammoniak wirkt besonders bei Vertebraten als starkes Zellgift und wird für plötzliches Massensterben von Fischen verantwortlich gemacht (LAMPERT & SOMMER, 1999).

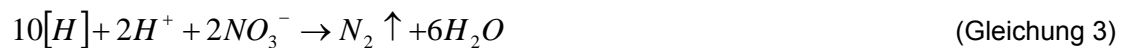


Nitrat ist die wichtigste Stickstoffquelle der Pflanzen und kann durch Mikroorganismen in Nitrit umgewandelt werden. Nitrit hemmt das für die Regeneration oxidierten Hämoglobins zuständige Enzym (Methämoglobin-Reduktase). Die Folge ist eine Verminderung der  $\text{O}_2$ -

Transportkapazität des Blutes besonders bei Säuglingen (Säuglingsblausucht). Zudem kann Nitrit mit Aminen zu sogenannten Nitrosaminen reagieren, Substanzen die als krebserregend gelten.

Ein wichtiger biologischer Prozess ist die Denitrifikation, die Umsetzung von Nitrat zu elementarem Stickstoff. Dadurch wird gebundener Stickstoff zu molekularem umgesetzt und kann aus dem Wasser-Bodenkörpersystem entweichen (Gleichung 3).

Als Denitrifikation wird die mikrobielle Reduktion von oxidierten N-Verbindungen (Nitrat, Nitrit) zu elementarem Stickstoff ( $N_2$ ) bezeichnet. Heterotrophe Mikroorganismen sind in der Lage bei Abwesenheit von gelöstem Sauerstoff auf die sogenannte Nitratatmung (Nitrat als terminaler Wasserstoffakzeptor) umzustellen. Die Umsetzung erfolgt unter Verfügbarkeit von organischen Kohlenstoffverbindungen (H-Donatoren) ausgehend von Nitrat ( $NO_3^-$ ) über Nitrit ( $NO_2^-$ ) und Distickstoffoxid (Lachgas:  $N_2O$ ) zu Stickstoff ( $N_2$ ). Zusammengefasst ist die stöchiometrische Gleichung dieser Reaktion nach SCHLEGEL (2007):



Die wesentlichen Einflussgrößen auf die Denitrifikation sind Temperatur, Substratangebot (Kohlenstoffquelle), Sauerstoff- und Nitratgehalt und pH-Wert (vergleiche hierzu auch DUINE, 2002 und KAYSER, 2003). Neben der heterotrophen Denitrifikation kann vor allem unter C-limitierten Bedingungen auch eine chemolithoautotrophe Denitrifikation beobachtet werden.

Durch Denitrifikation kann auch in einem Fließgewässer mit hohen Sauerstoffkonzentrationen Stickstoff entzogen werden. Bei diesen Prozessen spielen überwiegend Grenzbereiche eine Rolle, in denen sich anoxische Zonen ausbilden können, wie im Sediment oder in der Matrix der Steine (SCHÖNBORN, 1992).

### **Diffuse Einträge und Eintragspfade**

Allgemein findet eine Differenzierung zwischen punktförmigen und nicht punktförmigen Einträgen von Stoffen in ein Fließgewässer statt (PRASUHN, SPIESS et al., 1996). Letztere sind keiner bestimmten Eintragsquelle zuzuordnen. Sie werden wegen der Schwierigkeit ihrer Erfassung und flächenhaften Zuordnung als sogenannte „diffuse Einträge“ bezeichnet. Der Begriff „diffuse Einträge“ wird im Folgenden in Anlehnung an die Definitionen von WERNER, OLFS et al. (1991), LAWA (1997) und NOVOTNY & CHESTERS (1981) verwendet. Die LAWA (1997) definiert diffuse Einträge als Belastungen, die nicht einer bestimmten Quelle zugeordnet werden können, NOVOTNY & CHESTERS (1981) zählt daneben auch weitere niederschlagsabhängige Einträge dazu wie beispielsweise urbane Einträge.

Eine weitere Klassifizierung der diffusen Einträge erfolgt nach den Eintragspfaden und den Stoffen. Wegen der Koppelung der Abflusskomponenten an die Nährstoffe ist eine genaue Wasserbilanz zur Feststellung der diffusen Stoffeinträge unerlässlich (KUNKEL & WENDLAND, 1998).

In dieser Arbeit werden die diffusen Einträge folgenden Eintragspfaden zugeordnet (Bild 1):

- Abschwemmung,
- Erosion,
- Drainageabfluss,

- Zwischenabfluss,
- Grundwasser,
- niederschlagsbedingte Abflüsse über Kanalisation und
- Direkteinträge (atmosphärische Deposition, Waldstreu, Vieh, Mineraldünger).

Transportmedium für Abschwemmung (gelöste Nährstoffe) und Erosion (Bodenabtrag, partikuläre Nährstoffe) ist der Oberflächenabfluss. Ohne in den Boden eingedrungen zu sein, fließt er dem Vorfluter oberirdisch zu. Nach einem Niederschlagsereignis erreicht dieser Abfluss den Vorfluter relativ schnell, meist innerhalb weniger Stunden. Er wird in der Literatur auch als schneller Direktabfluss bezeichnet (PESCHKE, 1997).

Der Zwischenabfluss fließt dem Vorfluter mit einer Verzögerung von einigen Tagen zu, wenn oberhalb des eigentlichen Aquifers das vertikal eindringende Wasser auf eine weniger wasserundurchlässige Schicht stößt, gestaut wird und hangparallel abfließt. Dabei kommt es zu einer Dämpfung in der Abflusswelle, da durch die Zeitverzögerung ein späteres Ansteigen und ein langsames Abklingen der Abflussganglinien erfolgt. Teilweise wird eine Differenzierung dieser Abflusskomponente in eine schnelle und eine langsame Fraktion vorgenommen, wobei der schnellen höhere Volumenanteile zugeschrieben werden (BAUMGARTNER & LIEBSCHER, 1996).

Der Drainageabfluss ist eine künstliche Entwässerung dränbedürftiger landwirtschaftlicher Nutzflächen und fließt dem Vorfluter oft schneller zu als der Zwischenabfluss, da der laterale Abfluss über Dränagerohre einen höheren Durchfluss ermöglicht.

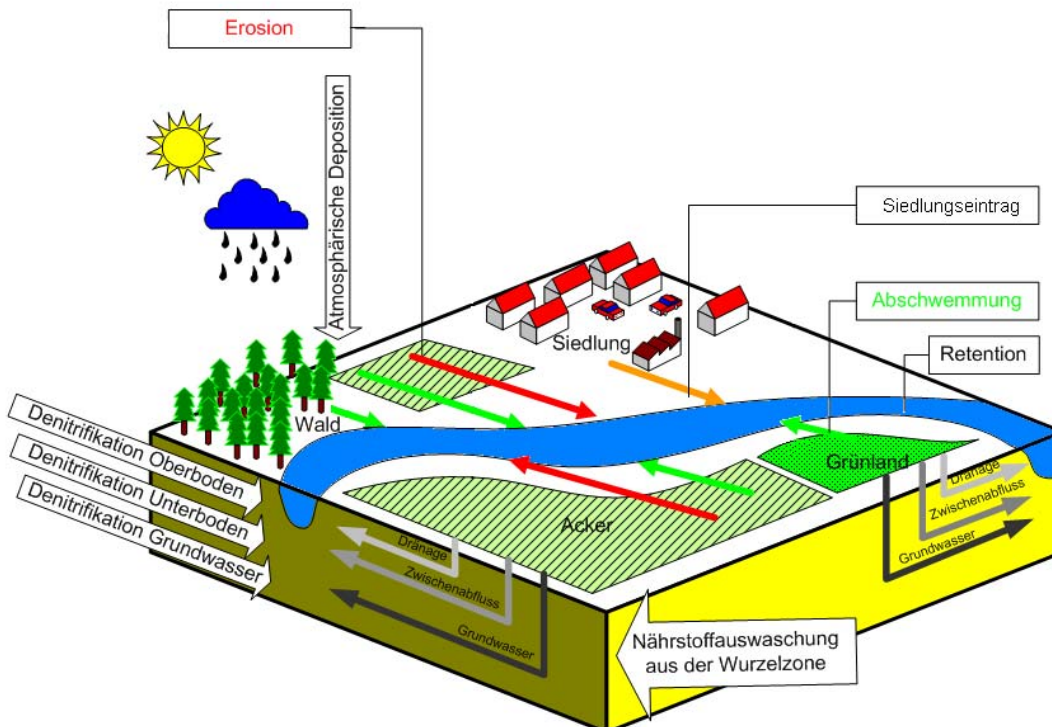


Bild 1: Beispielhafte Landnutzungen, Eintragspfade und Umsatzprozesse im Modell

Der Direktabfluss ist die Summe aus Oberflächenabfluss und Zwischenabfluss (und/oder Drainageabfluss) und damit derjenige Anteil der Wassermenge, der dem Vorfluter ohne große Zeitverzögerung zuströmt.

Der Basisabfluss entspricht im langjährigen Mittel dem mittleren Niedrigwasserabfluss (MNQ). Zum Basisabfluss gehören die Anteile, die nach Infiltration den Grundwasserraum erreichen und als grundwasserbürtiger Abfluss zusammen mit dem Kläranlagenabfluss dem Vorfluter zuströmen.

## 2.2 Anforderungen der Wasserrahmenrichtlinie hinsichtlich der mesoskaligen Emissionsmodellierung diffuser Nährstoffeinträge

Mit der Schaffung des Ordnungsrahmens der Europäischen Wasserrahmenrichtlinie (EG-WRRL) (EUROPÄISCHE KOMMISSION, 2000) wurde die Zielvorgabe gesetzt, den „guten ökologischen“ (siehe unten) Zustand von Gewässern bis zum Jahr 2015 verbindlich zu erreichen beziehungsweise zu halten. Wie bei SCHEER (2005) dargestellt, liegt nach Artikel 1 der Europäischen Wasserrahmenrichtlinie das Ziel in der Schaffung eines Ordnungsrahmens für den Schutz der Binnenoberflächengewässer, der Übergangsgewässer (Ästuare), der Küstengewässer und des Grundwassers (EUROPÄISCHE KOMMISSION, 2000).

Die Ziele der Wasserrahmenrichtlinie sind nach LAWA (2003):

- |  |  |
|--|--|
| ▪ Verhinderung einer Verschlechterung des Zustandes aller Oberflächen- und Grundwasserkörper   | Artikel 4.1(a)(i)<br>Artikel 4.1(b)(i)   |
| ▪ Schützen, Verbessern und Sanieren aller Oberflächen- und Grundwasserkörper mit dem Ziel, den guten Zustand bis 2015 zu erreichen   | Artikel 4.1(a)(ii)<br>Artikel 4.1(b)(ii) |
| ▪ Schützen, Verbessern und Sanieren aller künstlichen und erheblich veränderten Oberflächenwasserkörper mit dem Ziel, das gute ökologische Potenzial und einen guten chemischen Zustand bis 2015 zu erreichen                            | Artikel 4.1(a)(iii)                      |
| ▪ Maßnahmendurchführung mit dem Ziel, die Verschmutzung durch prioritäre Stoffe schrittweise zu reduzieren und die Einleitungen, Emissionen oder Verluste der prioritären, gefährlichen Stoffe zu beenden oder schrittweise einzustellen | Artikel 4.1(a)(iv)                       |
| ▪ Verhindern oder Begrenzen der Einleitungen von Schadstoffen in das Grundwasser   | Artikel 4.1(b)(i)                        |
| ▪ Umkehr aller signifikanten und anhaltenden Trends einer Steigerung der Konzentration von Schadstoffen im Grundwasser   | Artikel 4.1(b)(iii)                      |
| ▪ Erfüllen aller Ziele und Normen für Schutzgebiete bis spätestens 2015, einschließlich der Ziele für Gebiete, die nach Artikel 7 als Gewässer für die Entnahme von Trinkwasser ausgewiesen sind   | Artikel 4.1(c)(i)<br>Artikel 7           |

In diesem Zusammenhang werden Stoffe, die zur Eutrophierung beitragen (insbesondere Nitrate und Phosphate) der Kategorie der „Schadstoffe“ zugeordnet (EUROPÄISCHE KOMMISSION, 2000; Anhang VIII).

Der Ordnungsrahmen der Wasserrahmenrichtlinie gibt verbindlich vor, den guten Zustand der Oberflächengewässer bis zum Jahre 2015 zu erreichen. Es ist jedoch absehbar, dass in Deutschland für die überwiegende Mehrheit der Wasserkörper dieses Ziel, dessen Umsetzung in die Zuständigkeit der Länder fällt, nach KLAUER (2008) voraussichtlich nicht erreicht werden kann. Darüber hinaus bietet die Wasserrahmenrichtlinie mit der Ausweisung erheblich veränderter Wasserkörper (HMWB) die Möglichkeit, unter anderem an urbanen Gewässern vom Ziel des guten ökologischen Zustandes abzuweichen und stattdessen ein „gutes

ökologisches Potenzial“ anzustreben (MIETHANER, KÖNIG et al., 2008); vergleiche hierzu auch WEYLAND (2008). Der gute Zustand wird nach Artikel 2 Nr. 22 und 24 definiert als „der Zustand eines Oberflächengewässerkörpers, der sich in einem guten ökologischen und chemischen Zustand befindet“ (LAWA, 2003). Der gute Zustand setzt sich dabei aus Elementen von biologischen und stofflichen Qualitätskomponenten zusammen (Bild 2).

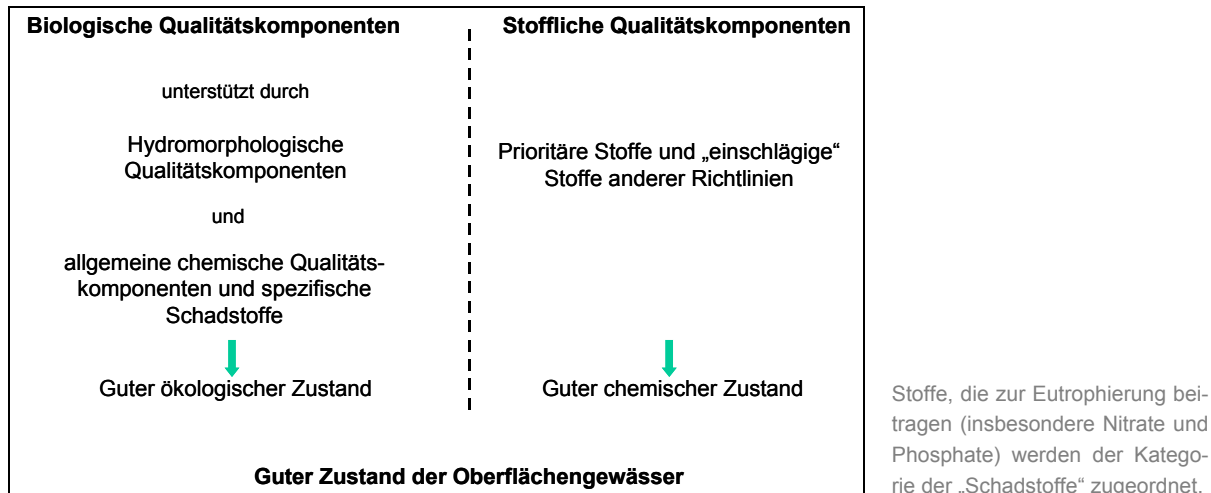


Bild 2: Elemente des „guten Zustandes der Fließgewässer“ nach LAWA (2003)

Der Bezug der Wasserrahmenrichtlinie zur mesoskaligen Emissionsmodellierung besteht darin, dass die Bestandsaufnahme der diffusen Belastungen der zur Eutrophierung beitragenden Pflanzennährstoffe Stickstoff und Phosphor gefordert wird (LAWA, 2003; Anhang VI-II). Grundvoraussetzung für die Reduzierung von Stoffeinträgen sind detaillierte Kenntnisse zu den Eintragsquellen und -pfaden und den räumlichen Eintragungsschwerpunkten (SCHEER, PANCKOW et al., 2004), hierzu ist es erforderlich die diffusen Nährstoffeinträge zuverlässig zu quantifizieren und ihrem Ausgangsort räumlich zuzuordnen. Die Erfassung signifikanter Belastungen ist vor allem für die Ableitung von Maßnahmen und ihrem zielgerichteten Einsatz unerlässlich (Bild 3). Grundsätzlich kann dies nur mit Emissionsmodellen erfolgen (Bild 3), das heißt mit Blick auf die nährstoff-emittierende Fläche (DVWK, 1999).

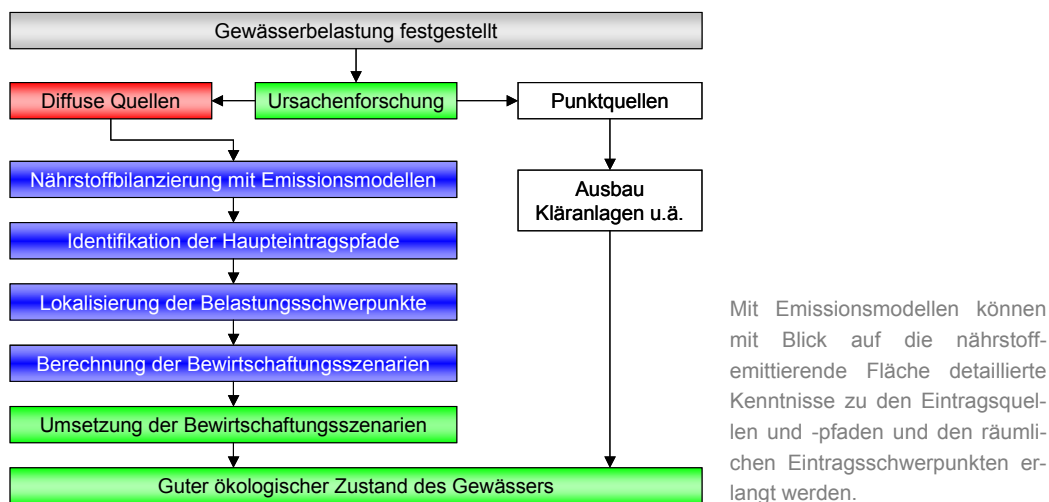


Bild 3: Emissionsmodellierung als Instrument zur Umsetzung der EG-Wasserrahmenrichtlinie aus SCHEER, PANCKOW et al. (2004)



Der Begriff Emission beschreibt die Abgabe von Stoffen und Energie in ein Gewässer (DIN 4049-2, 1990). Bei der gegensätzlichen Immissionsbetrachtung wird der Eintrag, der am Gewässerpegel im Gebietsauslass durch eine Messreihe repräsentiert wird, als Bezugspunkt genommen. Hierbei sind jedoch keine Rückschlüsse möglich, welche Flächen im Einzugsgebiet (EZG) in welcher Weise am Eintrag beteiligt sind. Bei der Emissionsmodellierung wird das Eintragungsgeschehen von jeder einzelnen Fläche ermittelt. Die Immissionsbetrachtung dient jedoch als sogenannter Pegelabgleich zur Überprüfung der Gesamtbilanz.

Für die Belastungsanalyse sowie für die Ableitung von Bewirtschaftungsmaßnahmen in Flusseinzugsgebieten ist die Identifizierung von Teilflächen, die signifikante anthropogene Belastungen durch diffuse Quellen verursachen (1.1.4.2 der LAWA-Arbeitshilfe zur Umsetzung der EG-WRRL), von herausragender Bedeutung.

Die Überprüfung aktueller Bilanzierungsmodelle für diffuse Einträge (SCHEER, PANCKOW et al., 2004) offenbarte für diese Fragestellung erhebliche Defizite, sodass derzeit kein Modell uneingeschränkt für die Anwendung in der wasserwirtschaftlichen Praxis empfohlen werden kann.

Das neue Bilanzierungsmodell wird basierend auf der Defizitanalyse (SCHEER, PANCKOW et al., 2004; SCHEER, 2005) als Entscheidungsunterstützungssystem zur Anwendung in der wasserwirtschaftlichen Praxis hinsichtlich der Anforderungen der Wasserrahmenrichtlinie entwickelt.

### **2.3 Modelltechnik als Werkzeug: Möglichkeiten und Grenzen von Modellen für den Erkenntnis- und Verständnisprozess**

STACHOWIAK (1973) nennt als die drei Hauptmerkmale des allgemeinen Modellbegriffs:

- das Abbildungsmerkmal Modelle sind stets Modelle von etwas, nämlich Abbildungen, Repräsentationen natürlicher oder künstlicher Originale, die selbst wieder Modelle sein können.
- das Verkürzungsmerkmal Modelle erfassen im allgemeinen nicht alle Attribute des durch sie repräsentierten Originals, sondern nur solche, die den jeweiligen Modellschaffern und/oder Modellnutzern relevant scheinen.
- das Pragmatische Merkmal Modelle sind ihren Originalen nicht per se eindeutig zugeordnet. Sie erfüllen ihre Ersetzungsfunktion
  1. für bestimmte - erkennende und/oder handelnde, modellbenutzende - Subjekte,
  2. innerhalb bestimmter Zeitintervalle und
  3. unter Einschränkung auf bestimmte gedankliche oder tatsächliche Operationen.

Diese Hauptmerkmale sind auch bei mathematischen Modellen zu finden. Nach LAMPERT & SOMMER (1999) versteht man unter mathematischen Modellen die Darstellung der Beziehungen zwischen definierten Einheiten in mathematischer Terminologie. Entsprechend dieser

Definition werden im englischen Sprachraum bereits einfache Formeln als Modell bezeichnet. Im Deutschen benutzt man den Begriff meistens nur für Systeme gekoppelter Gleichungen, die das Verhalten und die Interaktionen der einzelnen Komponenten des Systems beschreiben sollen.

Nach BEGON, TOWNSEND et al. (1998) tragen mathematische Modelle dazu bei, die reale Welt besser zu verstehen und Voraussagen zu ermöglichen. Die einzige perfekte Beschreibung der realen Welt ist jedoch nur die reale Welt selbst. Ein Modell ist so lange eine angemessene Beschreibung, wie es eine nützliche Funktion erfüllt.

Von daher ist immer wieder darauf hinzuweisen, dass ein Modell nicht die Wirklichkeit darstellt, soweit diese überhaupt erfassbar sein kann, sondern ein selektiertes Abbild liefert und einem bestimmten Anwendungszweck dient. Ein besonderes Augenmerk muss in diesem Zusammenhang auch der Güte der Eingangsdaten und dem Skalenniveau gewidmet werden, denn Modelle können nur so gut sein wie die Daten auf denen sie basieren (CAMPELL, 1997).

Nach LESER (1991) wird die komplexe Umwelt mithilfe der Systemanalyse betrachtet und liefert als Ergebnis einen „Auszug“ der Realität. Wird dieser „Auszug“ abgebildet, liegt ein Modell vor. Das bedeutet, Modelle können nicht die Wirklichkeit abbilden, sondern lediglich Vorstellungen darüber (LESER, 1991). Je umfangreicher ein betrachtetes System ist, desto mehr Generalisierungen sind erforderlich, um das Ganze auf einem sinnvollen Niveau zu beherrschen (SCHWOERBEL, 1999). Wird ein Modell als wahre Abbildung der Realität betrachtet ohne sie zu hinterfragen, so behandelt man es als „platonisches Modell“ (ALBERT, 1998), als ein Ideal, das immer wahr ist und dem sich die Realität fügen muss.

Trotz der mit der Modellierung einhergehenden Schwierigkeiten besteht nach LESER (1991) die Notwendigkeit zur Modellierung bei der Erfassung und Darstellung komplexer Systeme, bei der rationellen Speicherung von Einzelkenntnissen für weitere Aufarbeitung und zur Simulation des Systemverhaltens.

Diese Aussage betrifft in hohem Maße die mesoskalige (Einzugsgebiete von ca. 500 - 2.000 km<sup>2</sup>) Emissionsmodellierung diffuser Nährstoffeinträge: Innerhalb eines definierten Raumes, des dreidimensionalen Einzugsgebietes, erfolgt ein Eintrag, der am Gewässerpegel im Gebietsauslass durch eine Messreihe repräsentiert wird. Wie dieser Wert zustande kommt, das heißt, welche Flächen im Einzugsgebiet in welcher Weise daran beteiligt sind, ist auf der Basis dieser Immissionsbetrachtung (vergleiche Kapitel 2.2) nicht ersichtlich. Kenntnisse zu den Eintragsquellen und -pfaden sowie den räumlich-zeitlichen Eintragungsschwerpunkten können grundsätzlich nur aus der Sicht der nährstoff-emittierenden Fläche erfolgen, das heißt als Emissionsbetrachtung (DVWK, 1999). Bei der Emissionsmodellierung wird das Eintragungsgeschehen jeder einzelnen Fläche ermittelt. Diese Leistung wie auch eine Simulation des Systemverhaltens, beispielsweise bei Szenarienberechnungen, ist nur mit Hilfe der Modellierung durchzuführen.

Nach ROBRECHT, LEHMANN et al. (2007) sind verschiedene Modellansätze möglich:

- Empirische Modelle oder „Black-box-Modelle“ ziehen aus der statistischen Analyse von Messdaten indirekt Rückschlüsse auf Wirkungszusammenhänge in einem Ökosystem (ROBRECHT, LEHMANN et al., 2007).
- Physikalisch basierte Modelle (White-box-Modelle) versuchen eine möglichst exakte mathematische Nachbildung der Prozesse wiederzugeben.
- Konzeptionelle Modelle (Grey-box-Modelle) beinhalten nach ROBRECHT, LEHMANN et al. (2007) beide Modellansätze, indem sie versuchen, mit einfachen Gleichungen Prozesse abzubilden und zusätzlich empirische Elemente enthalten.

Physikalisch basierte Modelle sind nach ROBRECHT, LEHMANN et al. (2007) wegen des hohen Datenbedarfs nur für sehr kleine und gut untersuchte Gebiete von Nutzen und nicht für den Einsatz in der wasserwirtschaftlichen Praxis geeignet.

Während die Wissenschaft an der möglichst exakten Formulierung der Prozesse interessiert ist, muss nach ROBRECHT, LEHMANN et al. (2007) in der Praxis die Ergebnisorientiertheit und eine an die verfügbaren Daten angepasste Komplexität der Modelle sowie die Anwendbarkeit durch Nicht-Wissenschaftler gegeben sein. Für die Anwendbarkeit durch Letztere sollte sichergestellt werden, dass die Darstellung von Ergebnissen nicht durch vermeintlich flächenscharfe Aussagen zu Fehlinterpretationen führt. Wie bei HERRMANN (2001) erläutert, besteht die Gefahr, dass bei der Überführung aggregierter Raumeinheiten in Rasterzellen eine Genauigkeit vorgetäuscht wird, die sie aufgrund ihrer Eingangsdatenqualität nicht besitzen.

Ein Modell kann in jedem Fall nur ein Werkzeug sein, um einen bestimmten Teil der Wirklichkeit zu verstehen, beziehungsweise um Rückschlüsse auf Wirkungszusammenhänge zu ziehen und somit entscheidungsunterstützend zu wirken.

## **2.4 Szenarientwicklung: Was leisten Szenarien?**

Szenarien sind im Kontext der Emissionsmodellierung von Nährstoffeinträgen vor allem für die Erarbeitung von Bewirtschaftungsplänen und somit für die Gestaltung der Landschaft von Nutzen. Damit könnte es möglich sein, die Verbindung zwischen dem Entwerfen konkreter räumlicher Entwicklungsperspektiven und einer Modellierung ihrer jeweiligen Einflüsse auf die Gewässerqualität herzustellen.

Nach LESER (1991) erlaubt die mathematische Modellierung die Simulation des Systemverhaltens, ohne dass in der Realität des Umweltsystems ein 1:1-Experiment mit unklarem Ausgang durchgeführt werden muss. Die Simulation des Systemverhaltens wird als Szenario bezeichnet und stellt eine plausible Alternativberechnung zur Ausgangssituation dar.

Nach LAMPERT & SOMMER (1999) hat das Simulieren auf den ersten Blick viel mit einem Experiment gemeinsam; es werden bestimmte Eingangsparameter manipuliert, und man wartet auf das Resultat. Der fundamentale Unterschied liegt jedoch darin, dass die Simulation streng deduktiv ist und alle Ergebnisse bereits in Formeln und Parameterannahmen im Modell enthalten sind (LAMPERT & SOMMER, 1999). Szenarienberechnungen im Modell ermöglichen es daher, die Konsequenzen vorherzusagen, die sich aus bestimmten Annahmen ergeben (BEGON, TOWNSEND et al., 1998). Szenarien sind nach HÜNERMANN (1987) jedoch

keine Vorhersagen oder Prognosen im herkömmlichen Sinn, sondern mögliche „Zukünfte“, die ihren Ursprung in der Gegenwart haben, und damit in sich stimmige Bilder dessen, was sein könnte.

Mit Szenarien kann deutlich gemacht werden, welche Faktoren in welcher Weise in Wechselwirkungen mit anderen Faktoren stehen und in welchem Ausmaß ihre Veränderung die Gesamtentwicklung beeinflussen wird (HÜNERMANN, 1987).

Dabei folgen die im Zuge dieser Arbeit in das Modell implementierten Bewirtschaftungsszenarien dem übergeordneten Ziel, den wünschenswerten Sollzustand der Belastungsverminderung im Vorfluter zu erreichen, der aus einer Verringerung des flächenhaften Eintrages resultiert.

Zu den Bewirtschaftungsszenarien ist folgendes anzumerken: In der Praxis gibt es viele Möglichkeiten der Nährstoff- und Eintragsreduktion, die aber modelltechnisch nicht realisierbar sind. Andererseits können Szenarien auch „akademischen“ Charakter haben und in der Praxis völlig untauglich sein. Beispielhaft seien hier die Aufgabe sämtlicher Drainageflächen oder die unselektive Umnutzung von Acker zu Grünlandflächen genannt. Die im Modell implementierten Bewirtschaftungsszenarien beziehen sich daher überwiegend auf Maßnahmen, die sowohl in der Praxis als auch modelltechnisch als umsetzbar erachtet wurden (vergleiche Kapitel 3.15).

Die sozioökonomischen Auswirkungen der jeweiligen Maßnahme, wie beispielsweise Erwerbs- und Vermögensverluste des Flächeneigentümers sind nicht Bestandteil dieser Arbeit, aber zu bedenken, wenn es um die Akzeptanz von Maßnahmen bei den Betroffenen geht (vergleiche Kapitel 3.15).

## **2.5 Defizitanalyse gängiger Bilanzierungsmodelle**

In den letzten Jahren wurden weit verbreitete Modelle zur Quantifizierung diffuser Nährstoffeinträge umfangreich angewendet und bewertet (KUNST, SCHEER et al., 2002; SCHEER, PANCKOW et al., 2004; SCHEER, 2005; ROBRECHT, LEHMANN et al., 2007). Die Ergebnisse der Untersuchungen zeigen nicht nur erhebliche Unterschiede zwischen den Modellen, sondern vor allem auch deutliche Defizite bei den Berechnungsansätzen für die einzelnen Eintragspfade.

Zum Einsatz kamen die Modelle MOBINEG 2001 (F & N UMWELTCONSULT GMBH, 2001), STOFFBILANZ (Universität Dresden), MONERIS (UBA (HRSG.), 1994) und MODIFFUS (PRASUHN & BRAUN, 1994). Die mit diesen Modellen berechneten Untersuchungsgebiete waren die Einzugsgebiete Ilmenau (1.434 km<sup>2</sup>) in der Lüneburger Heide in Niedersachsen, Jahna (244 km<sup>2</sup>) im mittelsächsischen Lösshügelland, Uecker (2.401 km<sup>2</sup>) in Brandenburg und Mecklenburg-Vorpommern und Werre (596 km<sup>2</sup>) zwischen dem Teutoburger Wald und dem Weserbergland in Ostwestfalen.

Die Bewertung der vier betrachteten Modelle erfolgte durch eine im Rahmen des Projektes „Signifikante Nährstoffeinträge aus der Fläche“ (SCHEER, PANCKOW et al., 2004) konzipierten Bewertungsmatrix; sie ermöglicht es, die Modelle weit differenzierter zu bewerten als nur über den üblicherweise ausschließlich zum Vergleich verschiedener Emissionsmodelle herangezogenen Pegelabgleich.

Es wurden in Abstimmung mit der ATV-DVWK-AG „Diffuse Quellen“ (SCHEER, PANCKOW et al., 2004) folgende Bewertungskriterien berücksichtigt (prozentuale Wichtung beachten):

1. Plausibilität der Berechnungsansätze (40 %),
2. Pegelabgleich: Summe der kalkulierten diffusen und punktuellen Nährstoffeinträge, differenziert für N und P, inklusive Abgleich mit Messdaten am Pegel (10 %),
3. Herkunftsanalyse, Ableitung von Bewirtschaftungsmaßnahmen (25 %),
4. Datenverfügbarkeit (10 %),
5. Anwendung (15 %).

Als wesentliche Defizite wurden festgestellt:

- unzureichende kleinräumige Berücksichtigung prozessbestimmender (horizontbezogener) Bodeneigenschaften,
- mangelnde Auflösung maßgeblicher Eingangsdaten (besonders N-Bilanzüberschuss),
- ungenügende Berücksichtigung von Grundwasserverweilzeiten,
- unzureichende Abbildung des Sedimentrückhaltes beziehungsweise der Anbindung erosiver Flächen an das Gewässernetz,
- die unvollständige oder zu standortdifferenzierte Berücksichtigung der Denitrifikation,
- die fehlende Einbindung von differenzierten Szenarien und
- die mangelhafte Anwendbarkeit für eine Bearbeitung durch Dritte.

Als Folge dieser Defizite ist nicht nur die Zuverlässigkeit der erzielten Ergebnisse, sondern vor allem die Möglichkeit zur kleinräumigen Ausweisung von Belastungsschwerpunkten (Hot Spots) eingeschränkt. Hieraus folgt, dass es einer nicht unerheblichen Optimierung der mesoskaligen Emissionsmodellierung bedarf, um den Anforderungen der Wasserrahmenrichtlinie gerecht zu werden (SCHEER, PANCKOW et al., 2007).

Vor diesem Hintergrund wurde vom Umweltministerium Niedersachsen ein Forschungs- und Entwicklungsprojekt mit dem Ziel in Auftrag gegeben, die Modellierung diffuser Nährstoffeinträge durch die Entwicklung eines neuen Bilanzmodells für die Anwendung in der wasserwirtschaftlichen Praxis hinsichtlich der Erfüllung der Anforderungen der Wasserrahmenrichtlinie voranzutreiben.



## 3 Material und Methoden

### 3.1 Die Untersuchungsgebiete Fuhse und Oker

Im folgenden Kapitel werden die beiden Untersuchungsgebiete vorgestellt und dabei anhand von Grundlagedaten charakterisiert, die gleichzeitig Eingangsdaten für die Modellberechnung sind. Stellenweise handelt es sich jedoch um vom Modell abgeleitete Eingangsdaten und damit wiederum um Ergebnisse, die für die späteren Hauptberechnungen benötigt und im Modell automatisch berechnet werden, solange keine Daten vom Anwender mangels Verfügbarkeit oder Kosten vorgegeben sind. Die jeweiligen Methoden der Ableitung der Eingangsdaten werden in späteren Kapiteln detailliert erläutert.

Die Auswahl der Untersuchungsgebiete für die Modellentwicklung und die Nährstoffbilanzierung erfolgte in Abstimmung mit dem Niedersächsischen Landesbetrieb für Wasserwirtschaft, Küsten- und Naturschutz (NLWKN) Süd in Braunschweig. Anhand eines Kriterienkataloges (siehe unten) wurden verschiedene Anforderungen hinsichtlich einer optimalen Auswahl der Einzugsgebiete überprüft. Als Untersuchungsgebiete wurden die aneinander angrenzenden Einzugsgebiete der Fuhse und der Oker im südöstlichen Teil von Niedersachsen ausgewählt (Bild 4).

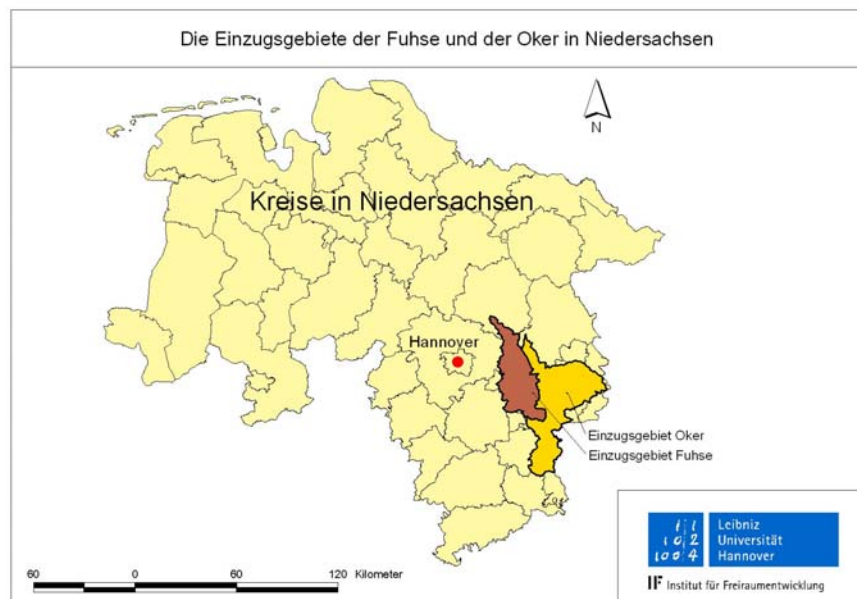


Bild 4: Die Lage der Einzugsgebiete der Fuhse und der Oker sowie der Kreise in Niedersachsen

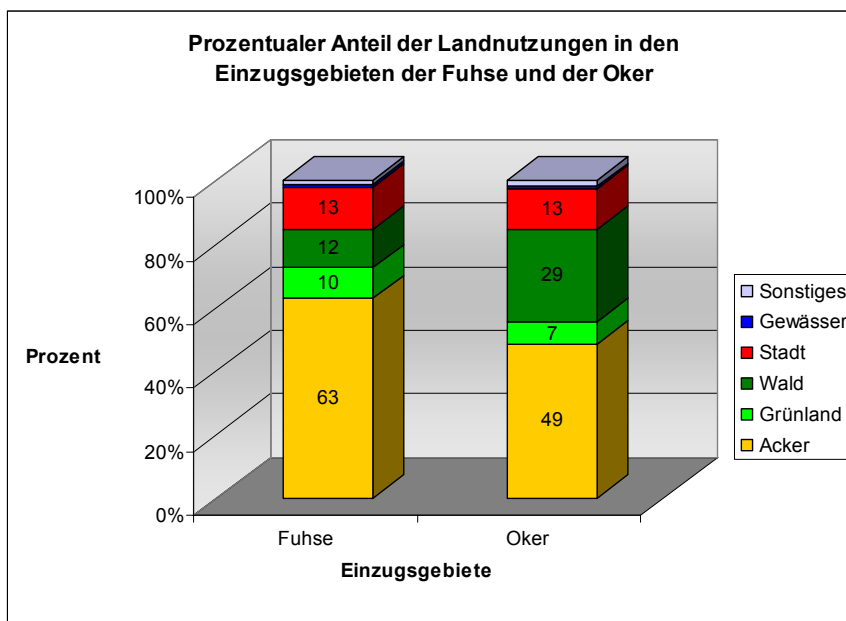
Diese Gebietsauswahl erfolgte unter Berücksichtigung der vorliegenden C-Berichte (NLFB & NLÖ, 2005). Der C-Bericht beinhaltet die Ergebnisse der landesinternen Bestandsaufnahme und Erstbewertung der Oberflächengewässer und des Grundwassers.

Bei der Auswahl wurden folgende Kriterien als besonders bedeutsam zugrunde gelegt:

- Datenverfügbarkeit,
- mesoskalige Einzugsgebiete (500 - 2.000 km<sup>2</sup>),
- Grundwasserkörper überwiegend deckungsgleich mit (Teil-)Einzugsgebiets-Grenzen,
- Abfluss- und Gütepegel unter anderem am Gebietsauslass vorhanden,

- Grundwasser-Gütemessstellen vorhanden,
- Dominanz landwirtschaftlicher Nutzflächen (diffuse Nährstoffbelastungen),
- unterschiedliche Gesteinseinheiten (Locker-, Übergangs-, Festgestein) und
- unterschiedliche Landschaftstypen in den Einzugsgebieten (Hügelland, Flachland).

Die beiden Einzugsgebiete sind stark durch landwirtschaftliche Nutzung geprägt, wobei Ackerflächen dominieren. Im Einzugsgebiet der Fuhse ist der Anteil landwirtschaftlicher Ackerfläche gegenüber dem der Oker nochmals deutlich höher, was auf die fruchtbaren Böden zurückzuführen ist. Grünland spielt in beiden Gebieten hingegen nur eine untergeordnete Rolle. Im Einzugsgebiet der Oker fällt zudem der hohe Waldanteil von knapp 30 % auf; diese Gebiete liegen überwiegend in den Höhenzügen von Harz und Elm (Bild 5 und Bild 6).



Im EZG der Fuhse ist der Ackeranteil mit 63 % am höchsten, im EZG der Oker beträgt er 49 %. Der Waldanteil beträgt in diesem Gebiet 29 %, bedingt durch die Waldgebiete in den Höhenlagen des Harzes und des Elms. Der Anteil an Siedlungsfläche ist mit etwa 13 % in beiden Einzugsgebieten annähernd gleich hoch.

Bild 5: Anteil der Landnutzungen in den Einzugsgebieten der Fuhse und der Oker nach ATKIS<sup>1</sup>, vergleiche auch Anhang 6

Größte Stadt im Einzugsgebiet der Oker ist Braunschweig. Der dem Einzugsgebiet namensgebende Fluss, die Oker, fließt direkt durch den Ortskern. Südlich von Braunschweig beginnen die fruchtbaren Felder der Hildesheimer Lößbörde. Das Einzugsgebiet der Fuhse mit gleichem Anteil an Siedlungsfläche weist hingegen deutlich verstreutere Siedlungsstrukturen auf. Größte Ortschaften sind hier Peine und Salzgitter (Bild 6).

<sup>1</sup> Amtliches Topographisch-Kartographisches Informationssystem ATKIS®



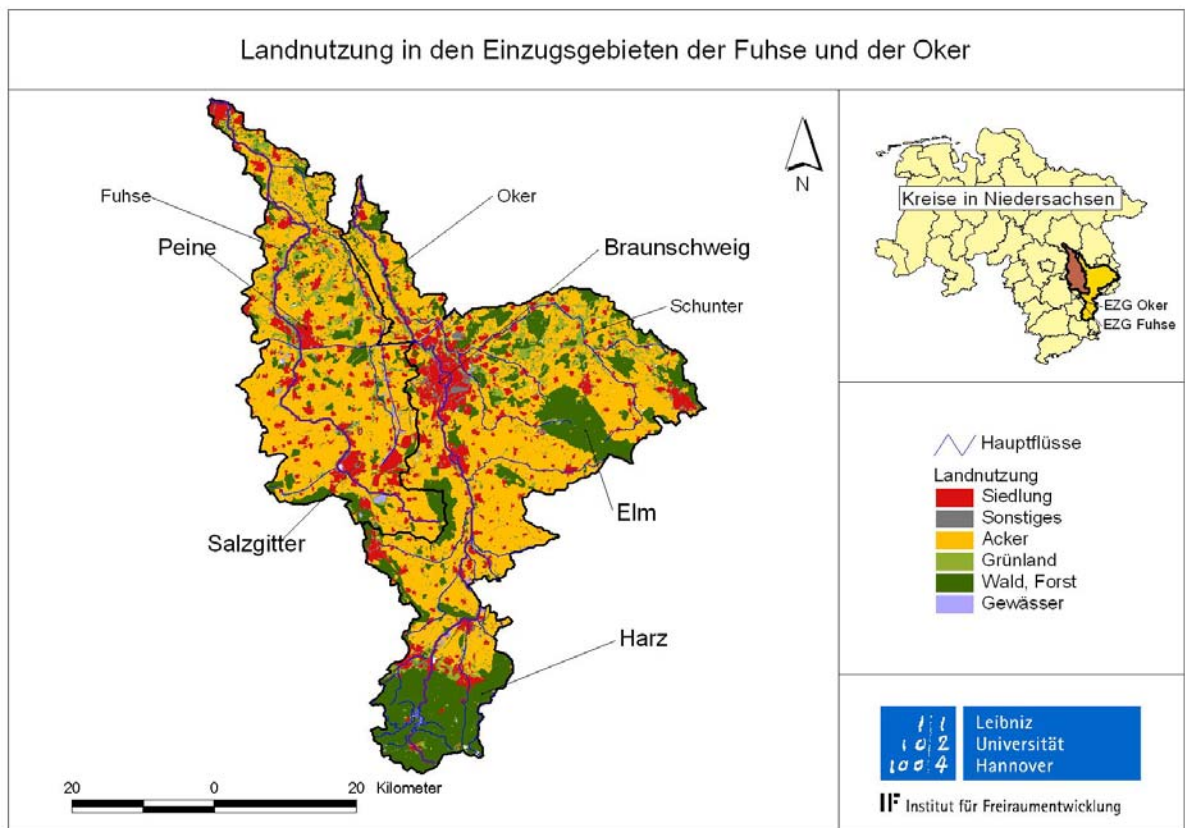


Bild 6: Landnutzung nach ATKIS in den Einzugsgebieten der Fuhse und der Oker. Zusätzlich sind die Hauptflüsse dargestellt

Das westlich gelegene Einzugsgebiet der Fuhse umfasst bis zum Auslasspegel Wathlingen im Norden des Gebietes ca. 812 km<sup>2</sup>. Es lässt durch seinen hohen Anteil an landwirtschaftlich genutzter Fläche einen hohen Eintrag über diffuse Quellen erwarten. Dieses spiegelt sich auch in dem Bericht zur Bestandsaufnahme zur Umsetzung der Europäischen Wasserrahmenrichtlinie, Oberflächengewässer, Bearbeitungsgebiet Fuhse/Wietze wider.

Eine Auswertung von Pegeldaten am Auslasspegel Wathlingen ergab eine chemische Gewässergüteklasse von II-III für P-Gesamt und III für N-Gesamt. Die Zielvorgabe der Europäischen Wasserrahmenrichtlinie (Klasse II) wird damit verfehlt.

Das östlich gelegene Einzugsgebiet der Oker bis zum Auslasspegel Groß Schwülper weist eine Fläche von insgesamt 1.734 km<sup>2</sup> auf, davon liegen etwa 1.470 km<sup>2</sup> in Niedersachsen.

Eine Auswertung von Pegeldaten am Auslasspegel Groß Schwülper ergab auch hier eine chemische Gewässergüteklasse von II-III für P-Gesamt und III für N-Gesamt. Damit wird die Zielvorgabe der Europäischen Wasserrahmenrichtlinie (Klasse II) ebenso verfehlt.

Neben den Hauptflüssen sind in den Einzugsgebieten auch sehr viele kleinere Flüsse und Gräben zu verzeichnen, gut an den feinen Verästelungen zu erkennen (Bild 7). Daneben fallen aber auch besonders im Einzugsgebiet der Fuhse Gewässerstrukturen aus dem Rahmen: hier handelt es sich um künstlich geschaffene Kanäle wie den Mittellandkanal. Auch wenn die beiden Einzugsgebiete der Fuhse und der Oker nach den hauptsächlich entwässernden Flüssen gekennzeichnet sind, so wird dennoch deutlich, dass zusätzlich sehr viele weitere Flüsse und Gräben das Einzugsgebiet prägen.

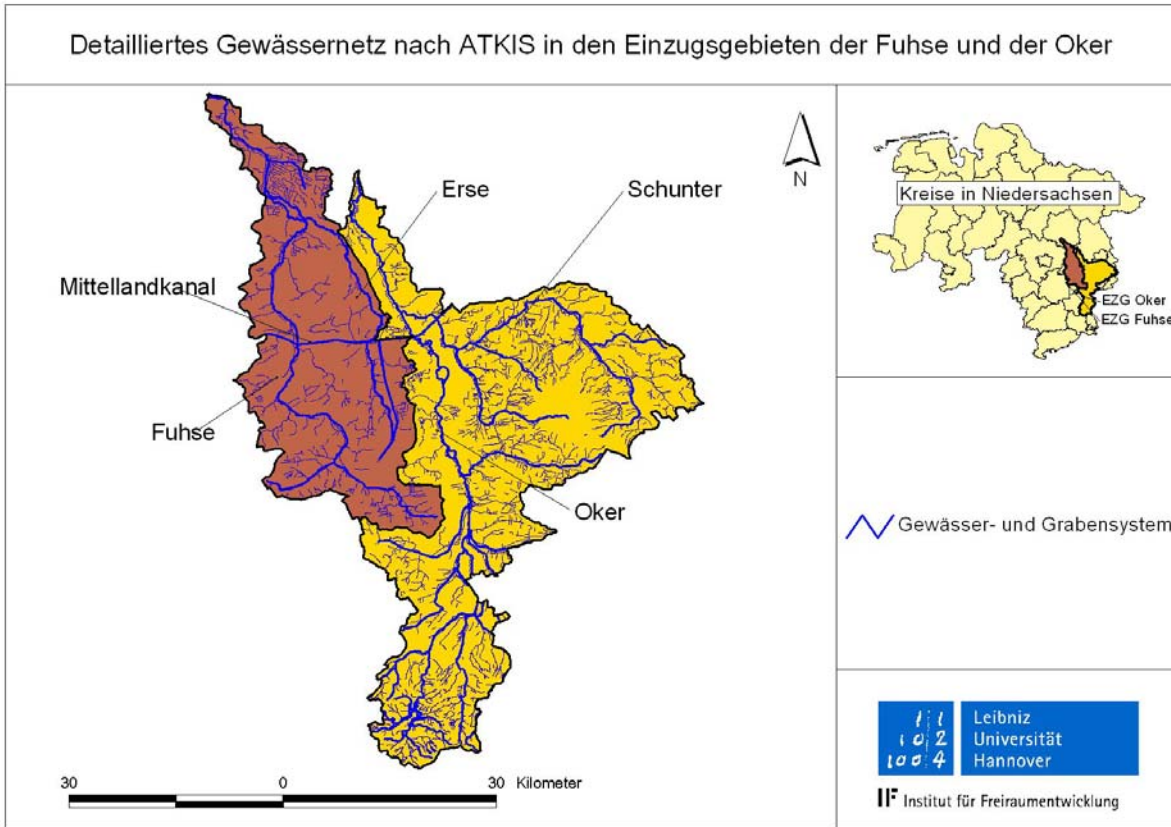
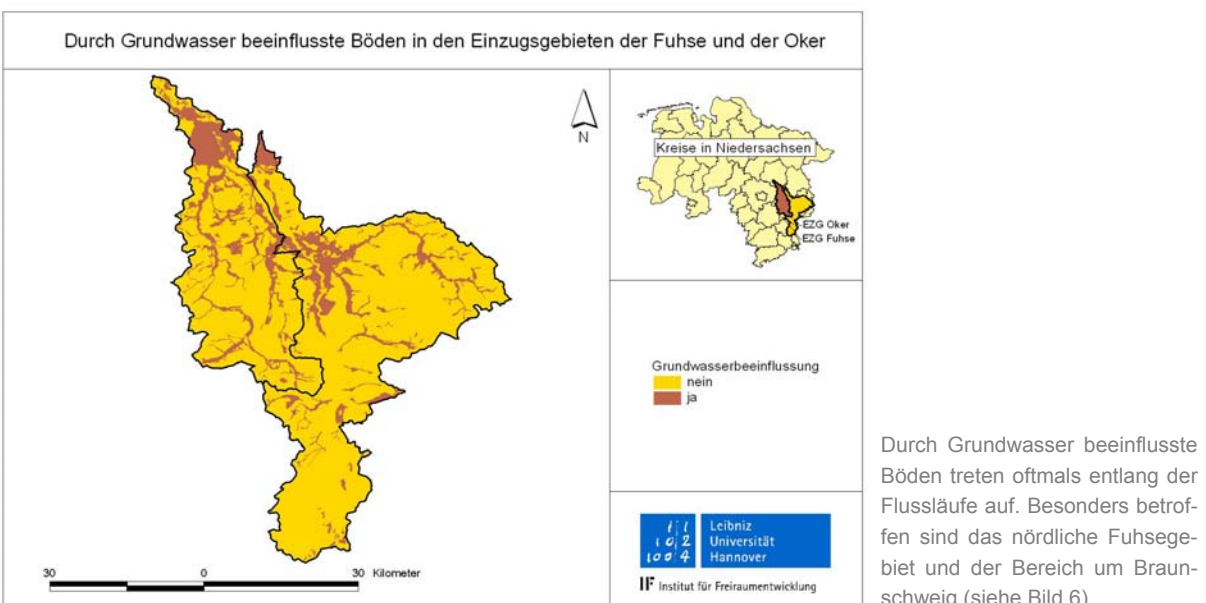


Bild 7: Detailliertes Gewässer- und Grabensystem in den Einzugsgebieten der Fuhse und der Oker

Im Einzugsgebiet der Oker sind folgende Gewässertypen vorhanden: „löß- und lehmgeprägte Tieflandbäche“, „sand- und lehmgeprägte Tieflandbäche“ und „silikatische Mittelgebirgsbäche“. Im Einzugsgebiet der Fuhse sind „sandgeprägte Tieflandbäche“, „sand- und lehmgeprägte Tieflandbäche“ und teilweise „kiesgeprägte Tieflandbäche“ im Oberlaufbereich vertreten.



Durch Grundwasser beeinflusste Böden treten oftmals entlang der Flussläufe auf. Besonders betroffen sind das nördliche Fuhsegebiet und der Bereich um Braunschweig (siehe Bild 6).

Bild 8: Durch Grundwasser beeinflusste Böden in den Einzugsgebieten der Fuhse und der Oker

In den Niederungen der Flussläufe findet eine erhöhte Beeinflussung der Flächen durch das Grundwasser statt (Bild 8). Beim Vergleich der grundwasserbeeinflussten Böden mit der Landnutzung ist festzustellen, dass die landwirtschaftliche Nutzung überwiegend zu Grünland tendiert; hier werden höhere Bodenfeuchten toleriert als bei dem Anbau von Ackerkulturen.

Die Dränage dient der Entwässerung landwirtschaftlicher Nutzflächen. Durch die geringen Verweilzeiten im System und durch die geringe Entfernung zum Düngegeschehen hat dieser Eintragspfad oftmals große Bedeutung für die unterirdischen Stickstoffeinträge. Die Zuweisung der Dränageflächen spielt daher eine große Rolle (Bild 9).

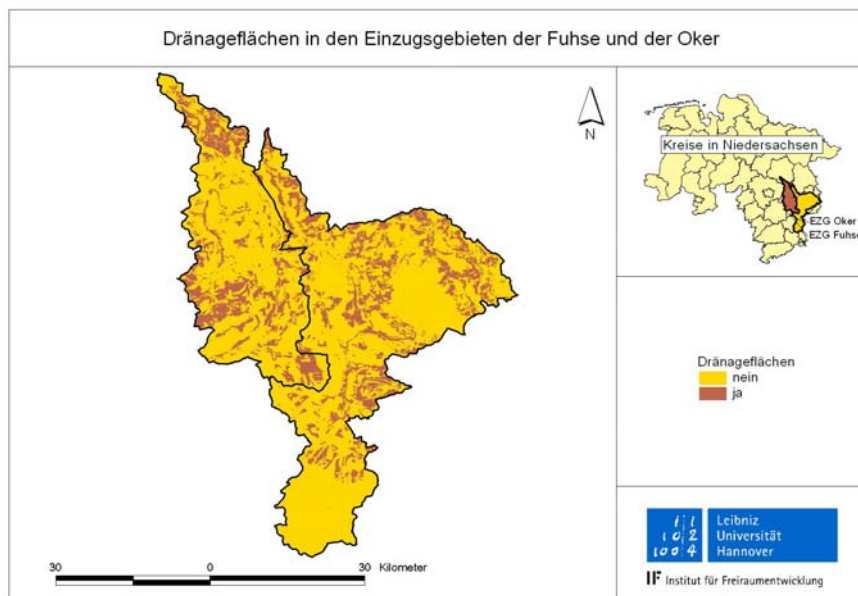


Bild 9: Vom Modell ausgewiesene Dränageflächen bei Acker und Grünland in den Einzugsgebieten der Fuhse und der Oker

Die Distanz zu den Gewässern ist für das Eintragungsgeschehen bestimmend, da Flächen mit sehr geringer Entfernung auch entsprechend höheren Einfluss auf den Fluss ausüben. Hierbei muss unterschieden werden zwischen:

- der Distanz einer Fläche zum nächstgelegenen Gewässer, das auch ein Graben oder ein sehr kleiner Fluss sein kann, und die daher für den Oberflächeneintrag relevant ist und
- und der Distanz einer Fläche zu Hauptflüssen, die auch in Trockenperioden einen Abfluss aufweisen, der als sogenannter Basisabfluss einen hohen Anteil an Grundwasserabfluss hat (Bild 10).

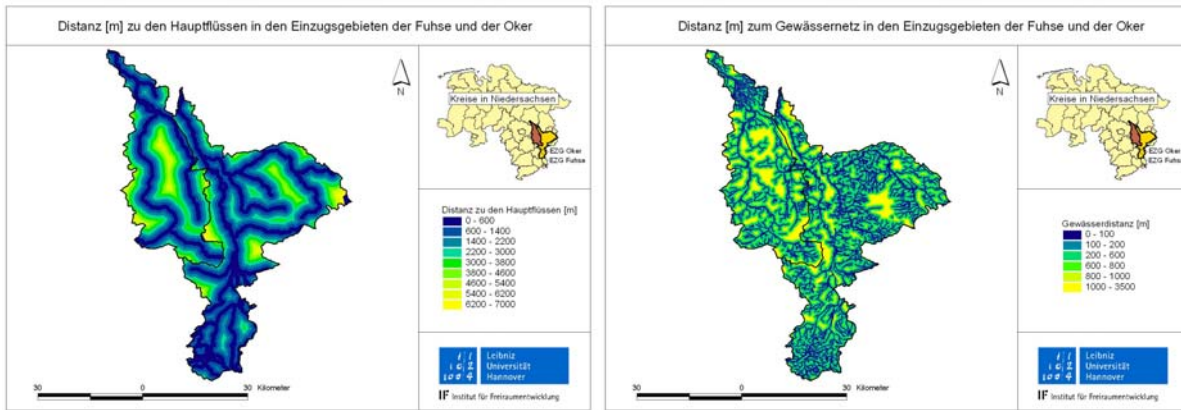


Bild 10: Distanz zum Gewässer in den Einzugsgebieten der Fuhse und der Oker. Links die Distanz zu den Hauptflüssen, rechts zum Gewässernetz

Abhängig unter anderem vom Denitrifikationspotenzial, also dem Vermögen der Bodenorganismen Nitrat zu elementarem Stickstoff abzubauen (siehe auch 2.1), und von der Verweilzeit des Grundwassers, ergeben sich für jede Fläche unterschiedliche Abbaubedingungen im Grundwasser, die in die spätere Berechnung eingehen. Die Denitrifikationsbedingungen in den Einzugsgebieten der Fuhse und der Oker zeigen, dass bei der Oker tendenziell schlechtere Abbaubedingungen vorliegen, in beiden Gebieten aber eine relativ große Differenzierung vorhanden ist (Bild 11). Im Unterschied zum Einzugsgebiet der Fuhse herrscht im Okergebiet im Bereich des Harzes in weiten Teilen Festgestein mit schlechteren Denitrifikationsbedingungen vor. Der Anteil von Lockergestein liegt insgesamt bei 68 %.

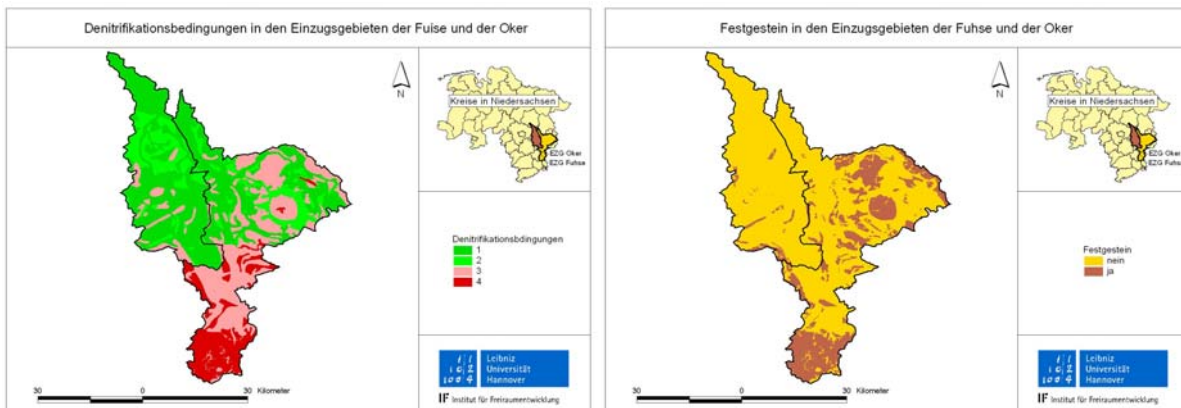


Bild 11: Links: Denitrifikationsbedingungen in den Einzugsgebieten der Fuhse und der Oker. 1 = sehr gut... 4 = schlecht. Rechts: Festgestein in den beiden Einzugsgebieten

Die Naturräume des Einzugsgebietes der Fuhse sind dem Weser-Aller-Flachland mit nördlich liegender Moorgeest sowie der Hildesheimer Lößbörde zuzuordnen. Das Gebiet ist bis auf wenige Anteile als Lockergesteinsbereich (über 95 %) ausgewiesen. Das Einzugsgebiet der Oker ist dem Weser-Aller-Flachland und der Hildesheimer Lößbörde südlich von Braunschweig zugeordnet. Weiterhin befinden sich hier die Naturräume des Bergvorlandes und des Mittelgebirges Harz (Bild 12).

Sowohl die Geest als auch die Börde sind mit insgesamt 62 % Ackernutzung stark durch landwirtschaftliche Nutzung geprägt.



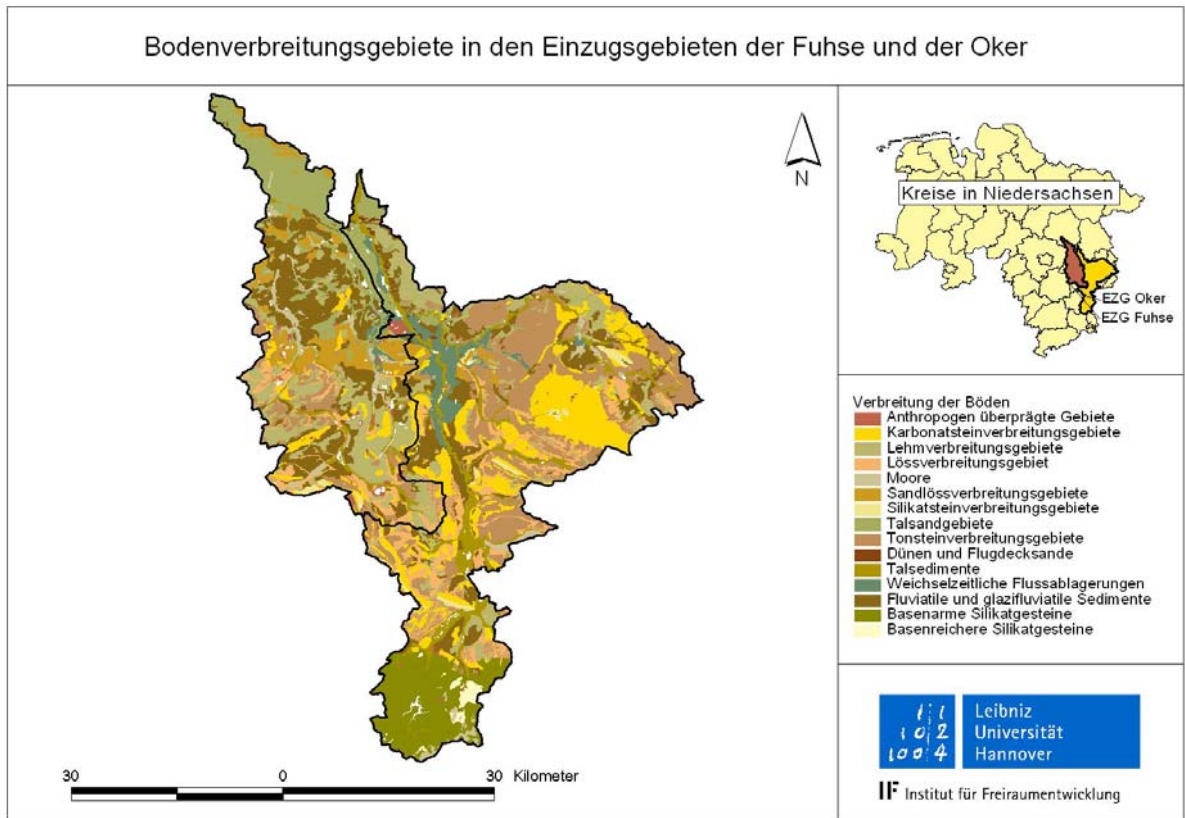


Bild 12: Bodenverbreitungsgebiete in den Einzugsgebieten der Fuhse und der Oker

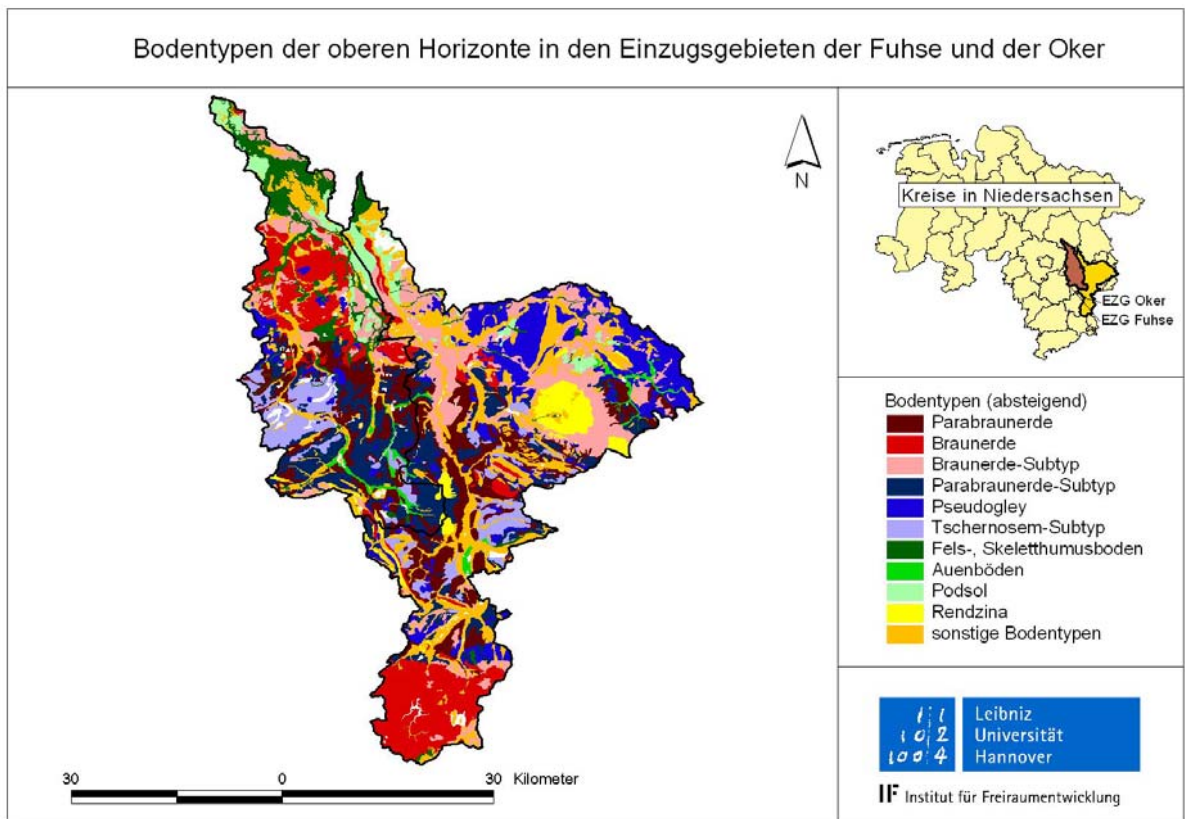
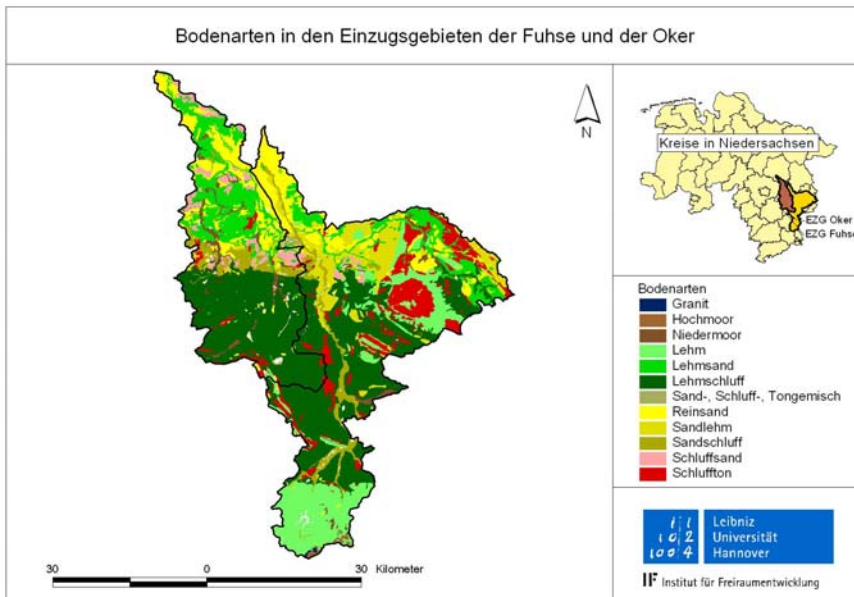


Bild 13: Bodentypen (oberer Horizont) in den Einzugsgebieten der Fuhse und der Oker, nach Häufigkeit des Vorkommens absteigend sortiert

Die Verteilung der Bodentypen (unterschiedliche Erscheinungsformen von Böden, die in der Folge der Prozesse der Pedogenese einen ähnlichen Entwicklungsstand aufweisen) zeigt ein differenziertes Bild in den Einzugsgebieten.

Gut zu erkennen ist im Einzugsgebiet der Fuhse der Übergang vom Braunerdegebiet zum Bördegebiet mit Parabraunerde, Parabraunerde-Subtypen und Tschernosem-Subtypen (Schwarzerde) (Bild 13). Die Bodenarten in den Einzugsgebieten der Fuhse und der Oker zeigen eine deutliche Abgrenzung der Lehmschluffe (Bild 14, dunkelgrün) der Börde zu den nördlicheren leichteren Böden mit Sand-, Schluff- und Tongemisch und Lehmsanden.



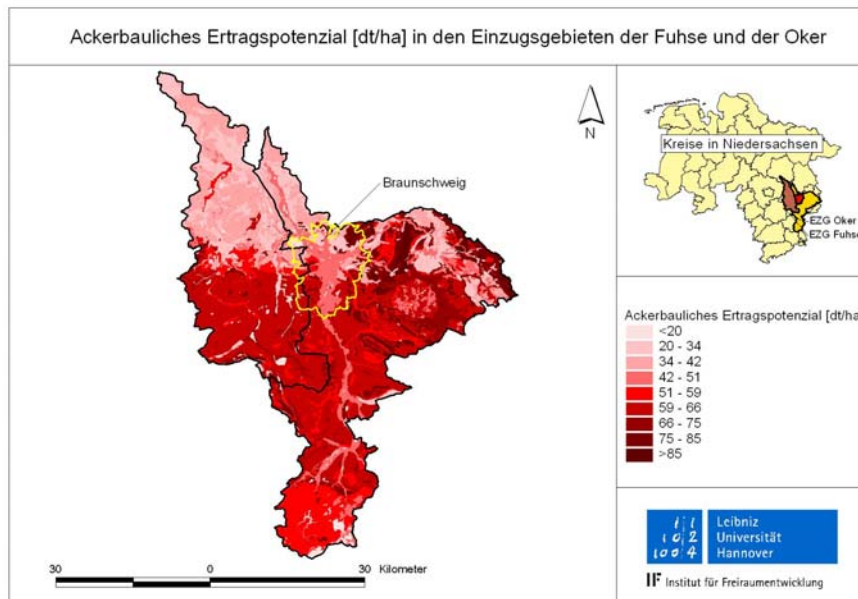
Die Bodenarten des oberen Horizontes zeigen einen deutlichen Übergang von den leichten Böden nördlich von Peine und Braunschweig und der Hildesheimer Lössbörde mit Lehmschluffen (dunkelgrün).

Bild 14: Bodenarten (oberer Horizont) in den Einzugsgebieten der Fuhse und der Oker

Die guten Böden der Börde eignen sich hervorragend für den Ackerbau. In diesen Gebieten wird intensive Landwirtschaft betrieben. Hauptanbaukulturen sind dabei Winterweizen und Zuckerrüben.

Die Darstellung des ackerbaulichen Ertragspotenzials verdeutlicht dies. Bei dem hier abgebildeten ackerbaulichen Ertragspotenzial (Bild 15) handelt es sich um vom Modell generierte (abgeleitete) Eingangsdaten. Die Ableitung erfolgt automatisch, solange keine Daten vom Anwender vorgegeben werden. Die verwendete Methode wird in Kapitel 3.6 erläutert.

Das ackerbauliche Ertragspotenzial berücksichtigt für sich genommen jedoch noch nicht die für den Feldanbau wichtige Hangneigung sowie die lokalen klimatischen Gegebenheiten, die großen Einfluss auf das Pflanzenwachstum haben können. Klimatische Einflüsse beruhen unter anderem auf Niederschlag und Verdunstung und sind auch durch die Gebietshöhe und die Ausrichtung der Geländeoberfläche bestimmt. So spielt der Anbau von Winterweizen in den Höhenlagen des Harzes nach der Agrarstatistik eher eine geringe Rolle, während Winterweizen in den Niederungen der Börde die dominante Kulturart darstellt.



Deutlich ist der Übergang von den leichten Böden nördlich von Peine und Braunschweig und der Hildesheimer Lößbörde mit guten ackerbaulichen Ertragspotenzialen zu erkennen. Zu sehen ist auch, dass viele Siedlungen, wie beispielsweise Randbezirke der Stadt Braunschweig auf guten Böden liegen (siehe Bild 6).

Bild 15: Ackerbauliches Ertragspotenzial in den Einzugsgebieten der Fuhse und der Oker

In dem relativ flachen Gebiet der Fuhse liegt die mittlere Gebietshöhe bei 79 m, die mittlere Hangneigung bei nur 0,6°.

Bedingt durch die Höhenlagen des Harzes liegt die mittlere Gebietshöhe im Einzugsgebiet der Oker bei 171 m und die mittlere Hangneigung bei 2,5°. Wie in Bild 16 zu sehen, folgen die Flussläufe dem vorhandenen Relief. Die Ausrichtung der Geländeoberfläche, Hangneigung und Gebietshöhe haben neben der eigentlichen Bodengüte teilweise großen Einfluss auf die Möglichkeiten und die Ökonomie der Bewirtschaftung.

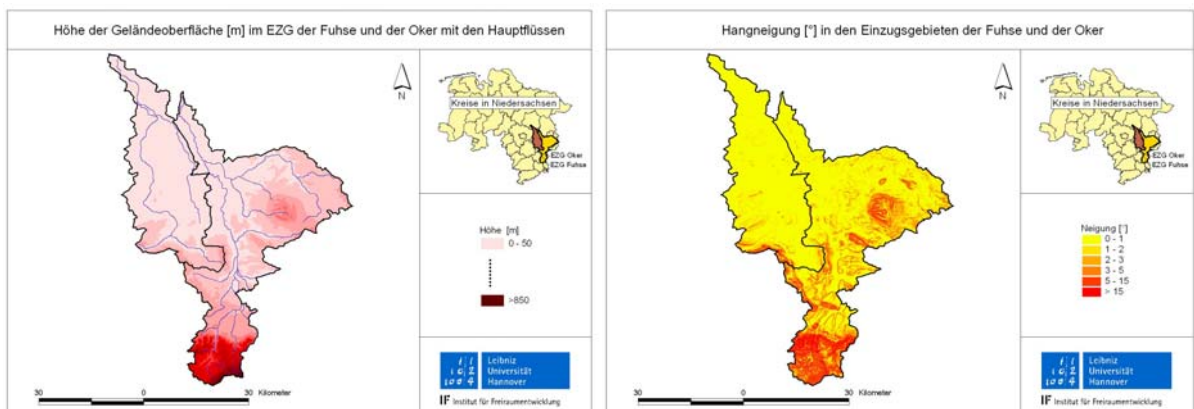


Bild 16: Links: Höhe der Geländeoberfläche [m] im Einzugsgebiet der Fuhse und der Oker. Zusätzlich sind die Hauptflüsse dargestellt. Rechts: Hangneigung [°] in den Einzugsgebieten der Fuhse und der Oker

Die Darstellung der Gebietshöhe weist Ähnlichkeiten mit der Hangneigung auf. Letztere nimmt mit steigender Höhe des Gebietes zu (Bild 16). Jedoch ist im Süden des Einzugsgebietes der Fuhse eine höhere Hangneigung zu verzeichnen, was in der Darstellung der Gebietshöhe nicht in diesem Maße deutlich wird.

Die mittlere Jahrestemperatur ist unter anderem prinzipiell abhängig von der Höhe, der Hangneigung und zusätzlich der Ausrichtung der Geländeoberfläche. Bei der hier dargestell-

ten mittleren Jahrestemperatur (Bild 17) handelt es sich um vom Modell generierte Eingangsdaten, die abgeleitet werden, wenn keine detaillierten Daten hierzu vorliegen. Die Methode wird später in Kapitel 3.6 erläutert.

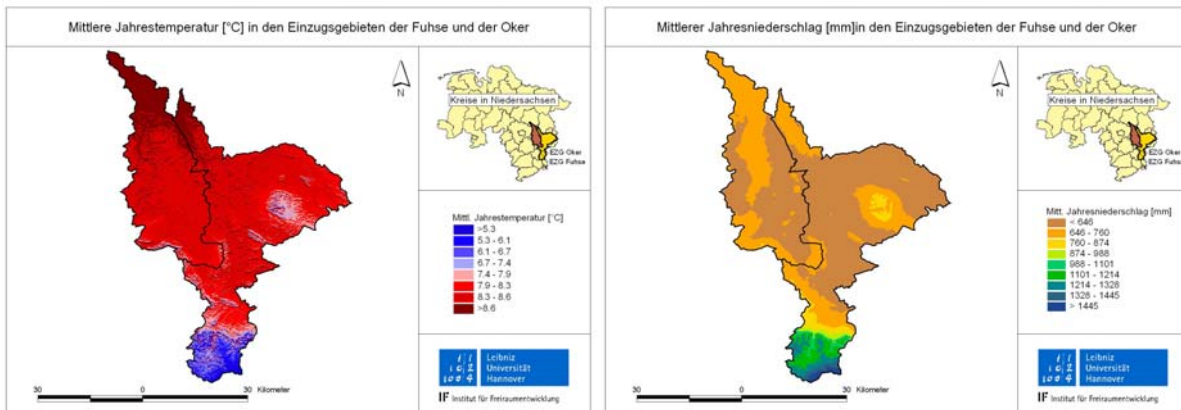


Bild 17: Links: Mittlere Jahrestemperatur [°C] in den Einzugsgebieten der Fuhse und der Oker.

Rechts: Mittlerer Jahresniederschlag [mm] in den Einzugsgebieten der Fuhse und der Oker

Wegen der klimatisch gemäßigteren Bedingungen im Einzugsgebiet der Fuhse weisen der langjährige Niederschlag und die Verdunstung eine geringere Spannweite auf als im Einzugsgebiet der Oker (Bild 17 sowie Tabelle 1). Besonders im Harz ist der mittlere Niederschlag mit über 1.400 mm/a sehr hoch.

Tabelle 1: Gebietsparameter für die Einzugsgebiete der Fuhse und der Oker

| Parameter         | Fuhse   |         |            | Oker    |         |            |
|-------------------|---------|---------|------------|---------|---------|------------|
|                   | Minimum | Maximum | Mittelwert | Minimum | Maximum | Mittelwert |
| Höhe [m]          | 38      | 252     | 79         | 48      | 921     | 171        |
| Hangneigung [°]   | 0       | 15,8    | 0,6        | 0       | 35      | 2,5        |
| Niederschlag [mm] | 570     | 799     | 648        | 545     | 1586    | 708        |
| Verdunstung [mm]  | 470     | 566     | 542        | 157     | 576     | 517        |

Zwar folgen die Ausdehnung und die Form eines Einzugsgebietes ursprünglich der natürlichen Landschaft und ihren Bedingungen, jedoch haben diese natürlichen Grenzen wenig gemeinsam mit denen der administrativen Verwaltung.

Da wesentliche Eingangsdaten für das Modell auf der Ebene dieser Verwaltung (Kreise, Gemeinden, Bezirke) vorliegen, sind in Bild 18 die natürlichen Grenzen der Einzugsgebiete der Fuhse und der Oker mit den Gemeinden dargestellt. Insgesamt haben im Einzugsgebiet der Oker 76 Gemeinden mit unterschiedlichem Flächenanteil einen Einfluss auf das Einzugsgebiet; im Einzugsgebiet der Fuhse sind dies 35 Gemeinden (siehe Anhang 2 und Anhang 3). Bei der Berücksichtigung von Gemeindedaten in Hinblick auf Einzugsgebiete, ist beispielsweise der unterschiedliche Landnutzungsanteil der Gemeinde im Einzugsgebiet von großer Wichtigkeit.



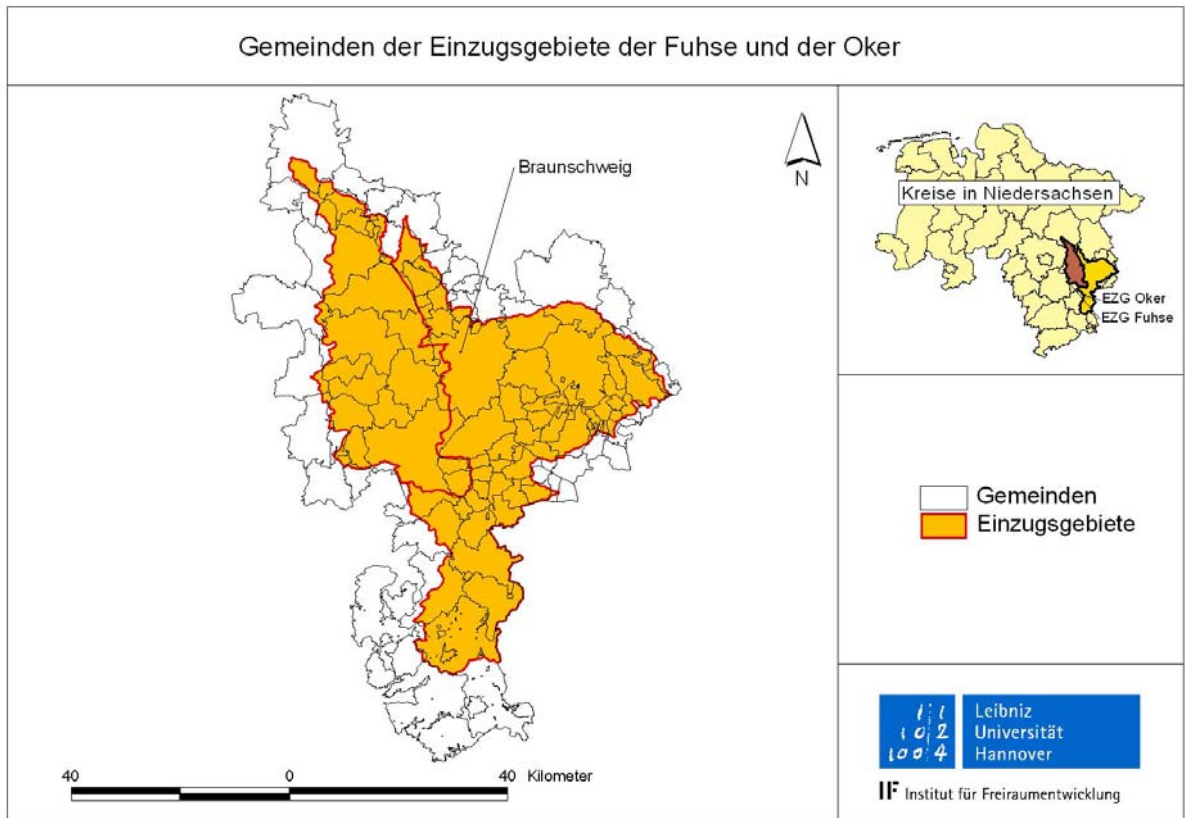


Bild 18: Gemeinden mit Bezug zum Einzugsgebiet der Fuhse und der Oker in Niedersachsen

Nicht zu den diffusen Eintragsquellen gehörend, aber für die Gesamtbilanz wichtig, werden auch die Kläranlagen im Gebiet berücksichtigt. Die Lage der wichtigsten Kläranlagen ist in Bild 19 dargestellt (Vergleiche auch Anhang 7 und Anhang 8).

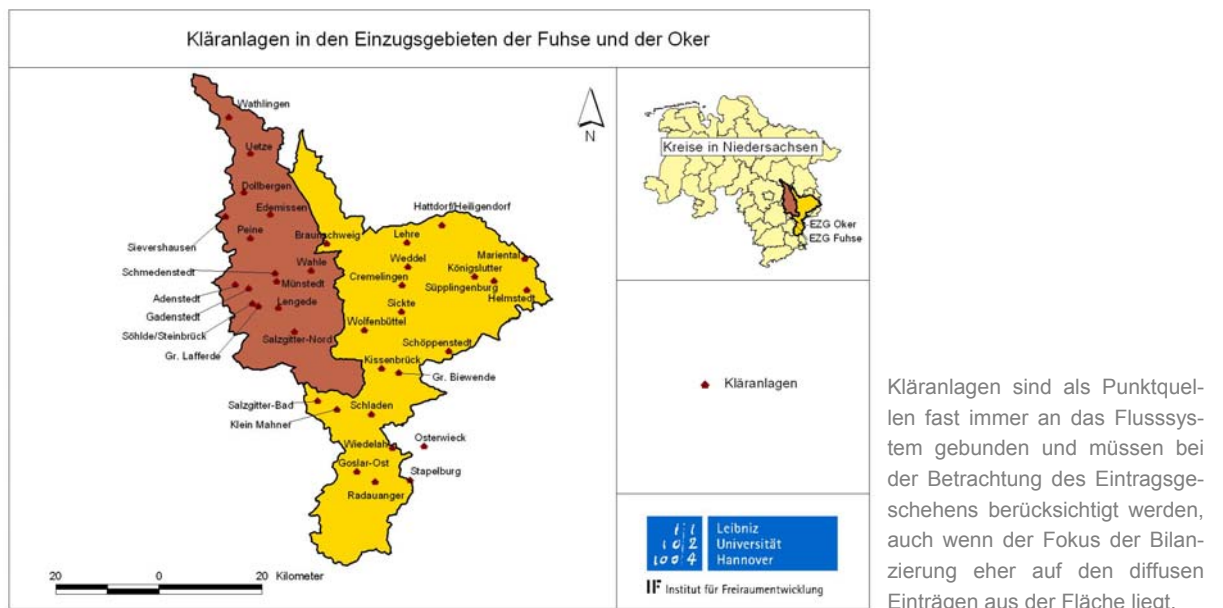


Bild 19: Lage der Kläranlagen in den Einzugsgebieten der Fuhse und der Oker

Für das Einzugsgebiet der Fuhse ist anzumerken, dass die Einträge durch die Kläranlage Wathlingen für den Abgleich mit dem Endpegel unberücksichtigt bleiben: Diese Kläranlage

liegt zwar innerhalb des Einzugsgebiet der Fuhse, jedoch unterhalb des Bilanzendpegels Wathlingen und ist somit für die Bilanzierung nicht relevant.

Im Einzugsgebiet der Oker wird das Abwasser von der Kläranlage Braunschweig zu etwa 80 % landwirtschaftlich verregnet und erreicht somit nicht direkt den Vorfluter. Dieser Sonderfall wird bei der Bilanzierung in der Form berücksichtigt, dass nur 20 % der Emissionen der Kläranlage Braunschweig angerechnet werden (vergleiche Kapitel 3.11).

Nicht alle Flächen innerhalb der Einzugsgebiete sind auch pegelwirksam, sie entwässern nicht in das abfließende Gewässersystem und werden demnach am Endpegel auch nicht erfasst. Dies betrifft Bereiche der Kanäle, aber auch Flächen, die flussabwärts vom Auslasspegel liegen. Auf diese Besonderheit wird detailliert in dem folgenden Kapitel eingegangen.

### 3.2 Bilanzgebiete

Nachfolgend wird die Unterteilung der Einzugsgebiete in weitere Einheiten, in Bilanzgebiete (BG), dargestellt. Bilanzgebiete sind Gebietseinheiten innerhalb der Einzugsgebiete (EZG) und stellen Teileinzugsgebiete (TEZG) dar, die durch einen Auslasspegel mit Abfluss- und Gütedaten charakterisiert sind. Benötigt werden sie zum Abgleich der berechneten Modellergebnisse mit den Frachten der Bilanzgebietspegel, dem Abgleich mit dem Endpegel am Gebietsauslass und für die Berechnung der Retention (vergleiche Kapitel 3.12). Die Bilanzgebiete wurden unter Berücksichtigung der Lage der Teileinzugsgebiete und der Pegel erstellt.

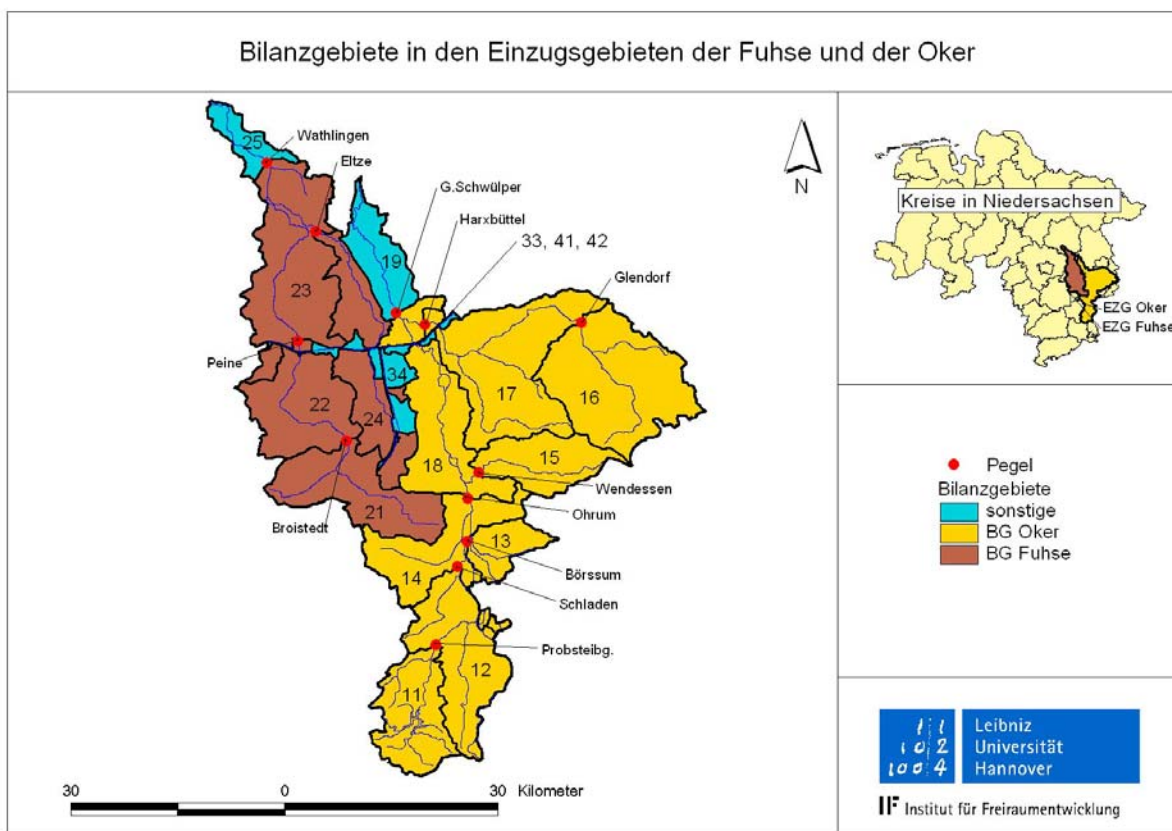


Bild 20: Bilanzgebiete in den Einzugsgebieten der Fuhse und der Oker mit Hauptflüssen und Pegeln

Das Einzugsgebiet der Fuhse wurde in 7 Bilanzgebiete unterteilt, das Einzugsgebiet der Oker in 11 Bilanzgebiete.

Die Bilanzgebiete sind einem bestimmten Pegel am jeweiligen Gebietsauslass zugeordnet. Zusätzlich sind auch Bilanzgebiete ohne zugehörige Pegel im Einzugsgebiet vorhanden. Diese gehören zwar zum Einzugsgebiet und werden auch bilanziert, gehen bei dem Pegelabgleich mit dem Endpegel aber nicht in die Bilanz ein. In Bild 20 sind die Bilanzgebiete 33 und 34 im Einzugsgebiet der Fuhse, dem Mittellandkanal und dem Stichkanal nach Salzgitter zugeordnet und gehen deshalb nicht in den Pegelabgleich ein. Bilanzgebiet 25 liegt hinter dem Auslasspegel des Einzugsgebietes und wird deshalb beim Abgleich mit dem Endpegel ebenfalls nicht berücksichtigt. Die Klassifizierung der Bilanzgebiete in den Typus Quelle, Mitte und Ende (Tabelle 2) bezeichnet die Lage der Bilanzgebiete und wird unter anderem für die Berechnung der Retention benötigt (siehe Kapitel Retention 3.12). Bei der Berechnung der Retention wird zusätzlich die Lage der Bilanzgebiete zueinander berücksichtigt, das heißt für jedes Bilanzgebiet die Information, woher der Stoffstrom empfangen wird und ebenso wohin er weitergegeben wird.

Tabelle 2: Bilanzgebiete im Einzugsgebiet der Fuhse und Parameter

| BGNR | Pegel       | Fluss    | BG [km <sup>2</sup> ] | MQ BG [m <sup>3</sup> /s] | Typ    |
|------|-------------|----------|-----------------------|---------------------------|--------|
| 21   | Broistedt   | Fuhse    | 182                   | 0,91                      | Quelle |
| 22   | Peine       | Fuhse    | 178                   | 0,78                      | Mitte  |
| 23   | Wathlingen  | Fuhse    | 281                   | 1,50                      | Ende   |
| 24   | Eltze       | Erse/Aue | 178                   | 0,97                      | Quelle |
| 25   | Restflächen | Fuhse    | -                     | -                         | -      |
| 33   | -           | Kanal    | -                     | -                         | -      |
| 34   | -           | Kanal    | -                     | -                         | -      |

In Tabelle 3 sind die Bilanzgebiete im Einzugsgebiet der Oker aufgeführt. Die Bilanzgebiete 19, 41 und 42 sind Kanälen beziehungsweise Flächen zugeordnet, die hinter dem Auslasspegel des Einzugsgebietes liegen. Diese Bilanzgebiete werden beim Abgleich mit dem Endpegel deshalb nicht berücksichtigt.

Tabelle 3: Bilanzgebiete im Einzugsgebiet der Oker und Parameter

| BGNR | Pegel          | Fluss    | BG [km <sup>2</sup> ] | MQ BG [m <sup>3</sup> /s] | Typ    |
|------|----------------|----------|-----------------------|---------------------------|--------|
| 11   | Probsteiburg   | Oker     | 143                   | 2,86                      | Quelle |
| 12   | Schladen       | Oker     | 191                   | 1,22                      | Mitte  |
| 13   | Börssum/l.     | Ilse     | 65                    | 1,15                      | Quelle |
| 14   | Ohrum          | Oker     | 159                   | 0,97                      | Mitte  |
| 15   | Wendessen      | Altenau  | 118                   | 0,494                     | Quelle |
| 16   | Glendorf       | Schunter | 291                   | 1,59                      | Quelle |
| 17   | Harxbüttel     | Schunter | 296                   | 1,71                      | Mitte  |
| 18   | Groß Schwülper | Oker     | 208                   | 1,606                     | Ende   |
| 19   | Restflächen    | Oker     | -                     | -                         | -      |
| 41   | -              | Kanal    | -                     | -                         | -      |
| 42   | -              | Kanal    | -                     | -                         | -      |

### 3.3 Nährstofffrachten

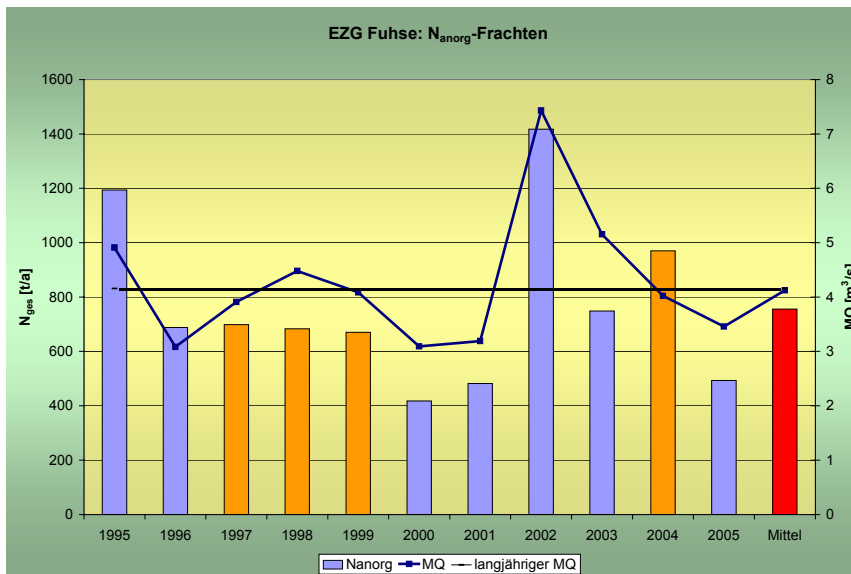
Zur Bestimmung der Nährstofffrachten am Gebietsauslass anhand von Messwerten (Nährstoffkonzentrationen und Abfluss) wurde für beide Untersuchungsgebiete auf eine Methodik nach OSPAR (1996) zurückgegriffen:

$$L_{J,N,P} = \frac{Q_{TGL}}{Q_{ME\beta}} \cdot \left( \frac{1}{J} \cdot \sum_{n=1}^J CT_{N,P} \cdot Q_t \cdot U_f \right) \quad (\text{Gleichung 4})$$

Mit:

- $L_{J,N,P}$  = jährliche Nährstofffracht [g/s],
- $Q_{TGL}$  = mittlerer jährlicher Abfluss täglicher Durchflussmessungen [ $m^3/s$ ],
- $Q_{ME\beta}$  = mittlerer jährlicher Abfluss für die Tage der Gütemessungen im Untersuchungszeitraum [ $m^3/s$ ],
- $n$  = Anzahl der Messwerte pro Jahr  $J$ ,
- $CT_{N,P}$  = Nährstoffkonzentration zum Messzeitpunkt  $t$  [mg/l],
- $Q_t$  = Abfluss zum Messzeitpunkt  $t$  [ $m^3/s$ ] und
- $U_f$  = Umrechnungsfaktor vom Durchfluss- zum Gütepegel.

Diese Methode war bei einer Untersuchung von LITTLEWOOD (1995) die einzige, die weitgehend zuverlässige Ergebnisse lieferte. Diesen positiven Befund bestätigen auch BEHRENDT & OPITZ (1999). Das Vorgehen zur Ermittlung der Frachten bei mittleren Abflussbedingungen wird im Folgenden am Beispiel der mittleren  $N_{anorg}$ -Frachten im Einzugsgebiet der Fuhse vorgestellt (vergleiche Bild 21).



Für die mittleren Referenzfrachten dienen die Jahre 1997, 1998, 1999 und 2004. Hier liegt der mittlere jährliche Abfluss (MQ) dicht am langjährigen mittleren Abfluss.

Bild 21: Ableitung von Nährstofffrachten für mittlere Abflussbedingungen am Beispiel der  $N_{anorg}$ -Fracht im Einzugsgebiet der Fuhse (PANCKOW, SCHEER et al., 2007)

Zuerst werden die Jahre ausgewählt, in denen der Jahresabfluss näherungsweise dem langjährigen mittleren Abfluss entspricht. Für die Fuhse sind dies die Jahre 1997, 1998, 1999 und 2004 (orange dargestellt in Bild 21). Die mittlere Fracht dieser Jahre repräsentiert die gesuchte mittlere Fracht bei mittleren Abflussbedingungen (rot dargestellt in Bild 21). Sie beträgt 755 t, der mittlere Abfluss der betrachteten Jahre von  $4,124 m^3/s$  trifft den langjährigen mittleren Abfluss von  $4,156 m^3/s$  sehr gut.

### 3.4 Modelltechnik: Struktureller und funktioneller Aufbau des Emissionsmodells

Ein wesentlicher Teil der vorliegenden Arbeit betrifft die technische Realisierung des Modells, die in diesem Kapitel jedoch nur kurz umrissen wird.

Zur Verdeutlichung des technischen Aufwandes ist folgendes anzumerken: Es wurden über 30.000 Zeilen Code geschrieben, die mehr als 600 DIN A 4-Seiten entsprechen. Eine komplette Modellberechnung und jeweils auch jede Szenarienberechnung für ein Einzugsgebiet von 150.000 ha dauert ohne Auswertungsroutinen bei einem Rechner mit 2,2 GHz und 2 GB Arbeitsspeicher wegen der kleinräumigen Berücksichtigung von Standorteigenschaften und der großen Komplexität etwa 4 Stunden.

Das nachfolgende Kapitel erläutert den technischen Aufbau des in dieser Arbeit entwickelten Emissionsmodells, die Datenverarbeitung, die Form der Dateneingabe und die Anbindung an das GIS (Geoinformationssystem).

Die Modellanforderungen wurden nach Anwendung und Auswertung gängiger Bilanzmodelle erarbeitet (KUNST, SCHEER et al., 2002; SCHEER, PANCKOW et al., 2004; SCHEER, 2005; PANCKOW, SCHEER et al., 2007).

In vorliegender Arbeit wird ein konzeptionelles Modell (vergleiche Kapitel 2.3) als eigenständiges Werkzeug realisiert, das Standortbedingungen auf der Grundlage verfügbarer Daten kleinräumiger als bisher berücksichtigt. Die Realisierung der Modellanwendung erfolgt benutzerfreundlich in der Datenbank-Applikation MICROSOFT ACCESS<sup>®</sup>, da diese den sehr hohen Datendurchsatz sicher bewältigen kann, schnelle Berechnungen gewährleistet und diese Anwendung weit verbreitet ist.

Die Datenbankanwendung ACCESS bietet außerdem die wesentliche Voraussetzung für die Verarbeitung horizontbezogener Daten. Die Realisierung der Berechnung im Modell ist für horizontbezogene Auswertungen (wie sie beispielsweise für die Denitrifikation in den drei Kompartimenten Oberboden, Unterboden und Grundwasser nötig ist, vergleiche Kapitel 3.7.3) relativ aufwändig. Hier kommen die Vorteile einer relationalen Datenbank als Modellgrundlage deutlich zum Vorschein. Eine Realisierung der Berechnung in einer Tabellenkalkulation wie beispielsweise MICROSOFT EXCEL<sup>®</sup> erscheint äußerst unwahrscheinlich.

Es wurde bei der Programmierung darauf geachtet, dass die verwendete Auflösung von einem Hektar modelltechnisch ohne Einschränkungen für mesoskalige Einzugsgebiete umsetzbar ist. Bei dem Programm STOFFBILANZ beispielsweise ist die Anzahl der zu verarbeitenden Raster (Polygone) limitiert, was dazu führt, dass bei Berechnungen ab mittlerer Gebietsgröße entweder die Rasterfläche künstlich vergrößert werden muss, was großen Einfluss auf das Ergebnis hat, oder das Einzugsgebiet geteilt werden muss, um so die Anzahl der Raster zu verringern (HARTMANN & SCHOPPE, 2003; SCHEER, PANCKOW et al., 2004).

Die schnellen Berechnungen sind eine Folge der Abfragesprache SQL (Structured Query Language), mit der Tabellen abgefragt werden. Eine Tabelle beschreibt Objekte der realen Welt, die Tabellenspalten (Felder) nehmen die einzelnen Eigenschaften (Attribute) dieses Objektes auf. Eine Tabelle besteht aus beliebig vielen Zeilen (Datensätzen), die in einer Tabelle normalerweise ungeordnet vorliegen (DOBERENZ & GEWINNUS, 2007) (Bild 22).

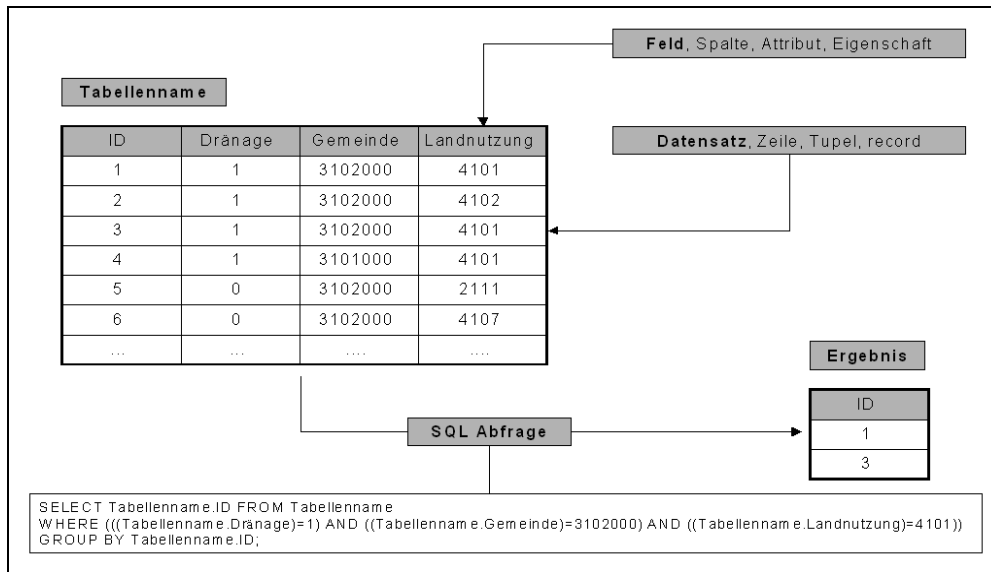


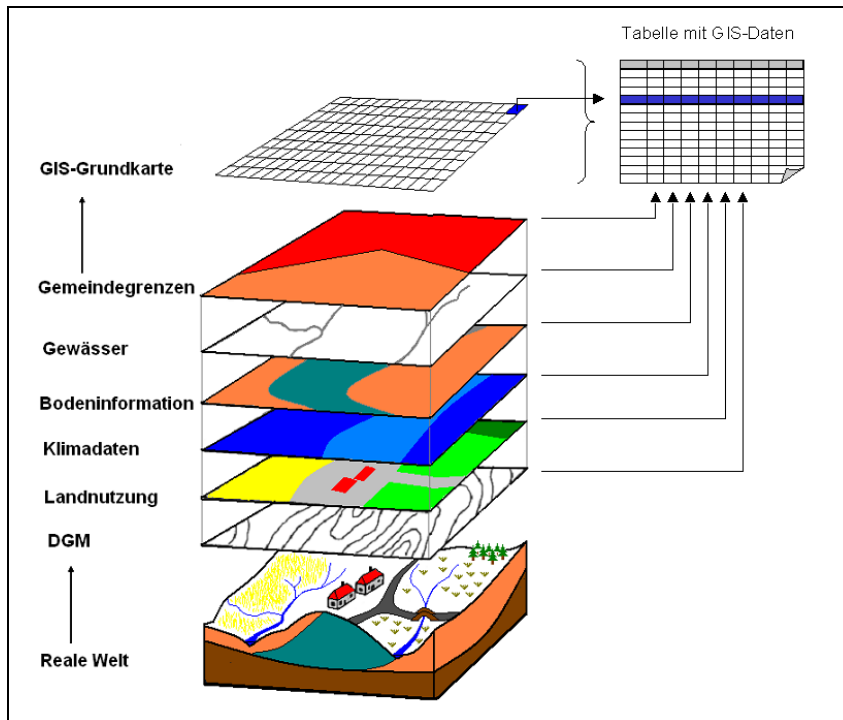
Bild 22: Begriffe für Datenbanktabellen und beispielhaft das Ergebnis einer SQL-Abfrage

Im Gegensatz zum bewegungsorientierten Verfahren, bei dem bei der Berechnung nur jeweils einzelne Datensätze bearbeitet werden, werden bei SQL Datensätze als Gruppen angesprochen und bearbeitet. Soweit programmiertechnisch möglich, wurde deshalb bei der Modellentwicklung diese Abfragesprache genutzt. Der Zugriff mit SQL ist im allgemeinen wesentlich effizienter und schneller als mit dem bewegungsorientierten Verfahren (ALBRECHT & NICOL, 2000).

In Bild 22 ist das Schema einer Datenbanktabelle dargestellt. Das Feld ID (englisch für identification) bezeichnet eine unverwechselbare Zugehörigkeit des Datensatzes, um ihn einer Fläche im Einzugsgebiet zuzuordnen. Jeder Datensatz repräsentiert in dieser Tabelle für das Modell ein Raster mit der Fläche von einem Hektar (siehe auch Bild 23). Die beispielhafte SQL-Abfrage liefert aufsteigend sortiert die ID-Nummern zurück, bei denen das geforderte Attribut von Dränage, Gemeindenummer und Landnutzung zutrifft.

Das Bilanzmodell arbeitet auf Rasterbasis. Daher ist es erforderlich, dass alle räumlichen Eingangsdaten in entsprechender Form zuvor in GIS aufbereitet werden. Die Aufgaben des GIS liegen in der digitalen Erfassung, Verwaltung, Analyse und Präsentation raumbezogener Daten. Hierfür ist ein Vorlageraster zu erstellen, das das gesamte Untersuchungsgebiet abbildet. Die Auflösung eines Rasters beträgt 1 ha (100m x 100m), um der Auflösung wesentlicher Eingangsdaten gerecht zu werden. Das Vorlageraster wird mit einer Skriptanweisung (Anhang 9) direkt in der GIS-Anwendung ArcView™ der Firma ESRI™ erstellt.

Mit Hilfe des Vorlagerasters werden die üblicherweise als sogenannte Shapefiles vorliegenden GIS-Daten in Rasterdaten umgewandelt. In dieser Form können sie in das Bilanzmodell importiert werden, das heißt in die Haupteingangstabelle, in der jeder Datensatz (jede Zeile) ein Raster repräsentiert (Bild 23). Bei einer Gebietsgröße von 100.000 ha entspricht diese Zahl der Anzahl der Datensätze (Zeilen). Die Felder (Spalten) dieser Tabelle beinhalten die Informationen zu der jeweiligen Rasterzelle, wie Höhe, Landnutzung, Hangneigung, Gemeindenummer und weitere, die bei der Berechnung entsprechend abgearbeitet werden.

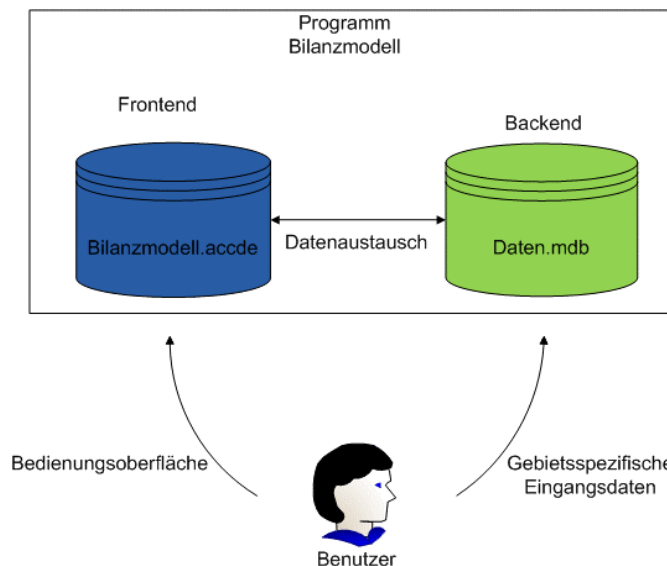


In einem Geo-Informationssystem wird ein Abbild der realen Welt in thematischen Karten (Layern) dargestellt. Eine gerasterte GIS-Grundkarte beinhaltet die Informationen der thematischen Karten in Form einer Tabelle. Ein Raster repräsentiert in der Datenbanktabelle einen Datensatz (Zeile), die Attribute der thematischen Karten sind den Feldern (Spalten) zugeordnet.

Bild 23: Schema der Tabellenerstellung im GIS verändert nach STREIT & UHLENKÜKEN (2000)

Die grundlegende Struktur des in dieser Arbeit entwickelten Bilanzmodells besteht aus zwei ACCESS-Datenbanken. Hierbei handelt es sich um:

- Die eigentliche Anwendung mit dem Namen „Bilanzmodell“, in der die Berechnung durchgeführt wird (auch Frontend genannt) und die
- Datenbank „Daten“ mit den erforderlichen Eingangsdaten (auch Backend genannt).



Die Modellanwendung besteht aus zwei Datenbanken. Das Frontend beinhaltet die Benutzeroberfläche und die Programmcodes für die Berechnung, sowie modellinterne Tabellen. Das Backend enthält Tabellen auf die der Benutzer Zugriff hat wie beispielsweise Eingangsdaten.

Bild 24: Modellstruktur des Front- und Backends

Das Frontend „Bilanzmodell“ ist die eigentliche Modellanwendung. Das Frontend greift zur Berechnung auf die im Backend hinterlegten Daten zu. Das Backend ist vom Benutzer mit den erforderlichen Eingangsdaten zu füllen, das Frontend aktualisiert beim Start der Anwendung automatisch Verknüpfungen zum Backend. Über das Backend können alternative Pro-



jekte (andere Bilanzzeiträume oder Einzugsgebiete) komfortabel verwaltet und bearbeitet werden.

Das Programm Bilanzmodell wird als sogenannte „Runtime-Version“ mit sämtlichen programmspezifischen Verweisen und Hilfsdateien über eine Installationsroutine installiert.

Eine Runtime-Version ermöglicht es, ACCESS-Anwendungen auszuführen, auch wenn keine Vollversion von ACCESS auf dem Rechner installiert ist. Die gebietsspezifischen Eingangsdaten des Modells liegen in der Datei Daten.mdb (siehe Bild 24).

Die Eingangsdaten gliedern sich in:

- Daten mit Flächeninformationen (GIS-Daten) und
- sonstige Daten wie z. B. agrarstatistische Daten.

Daten mit Flächeninformationen (GIS-Daten) müssen vom Benutzer so aufbereitet werden, dass alle erforderlichen Flächeninformationen im GIS vorhanden sind und in bestimmter Form in das Modell importiert werden können.

Die Berechnungsschritte im Bilanzmodell gliedern sich in die beiden Bereiche Preprocessing und Processing. Der Begriff Preprocessing ist der modelltechnische Ausdruck für die vorbereitenden Berechnungsschritte vor der eigentlichen Hauptberechnung (Processing).

Durch das Preprocessing erfolgt die Ableitung wichtiger Eingangsdaten automatisch. Es besteht die Möglichkeit, nach einer erfolgten kompletten Berechnung, bei einem erneuten Modelldurchlauf auf das Preprocessing zu verzichten, wenn sich die Basiseingabedaten nicht geändert haben und damit nur die Schritte des Processings nötig sind.

Das Processing ermittelt die diffusen Nährstoffeinträge landnutzungsspezifisch für alle Eintragspfade pro Raster (Bild 25).

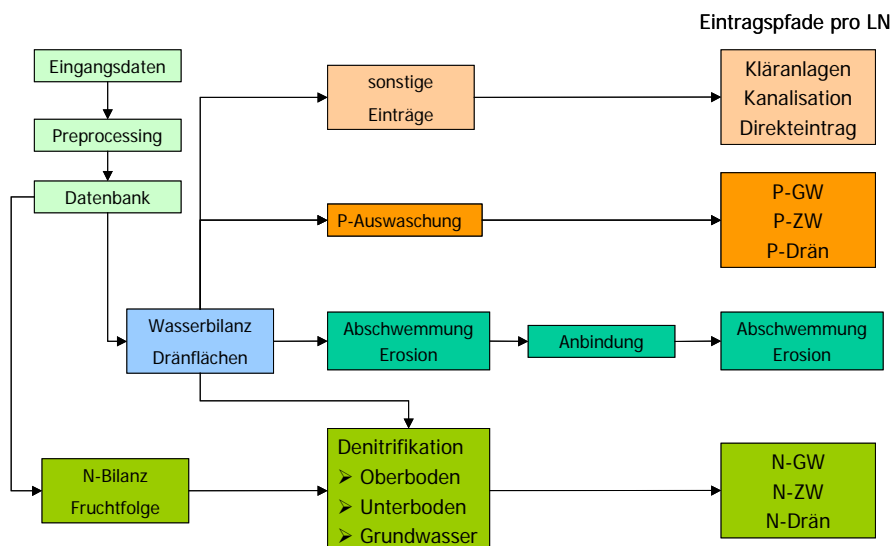


Bild 25: Datenfluss und Berechnungsschritte im Modell

Nach erfolgter Berechnung ist die Ausgabetable mit Ergebnissen für jedes Raster gefüllt und kann weiter ausgewertet oder über GIS visualisiert werden. Für diese Endauswertung der Ergebnisse wurden verschiedene Auswerteroutinen sowie Signifikanzanalysen im Modell implementiert (Kapitel 3.13).



Über die Benutzeroberfläche sind alle relevanten Informationen schnell zu erfassen, Ergebnisse auszuwerten, und der Zugriff auf Tabellen ist möglich.

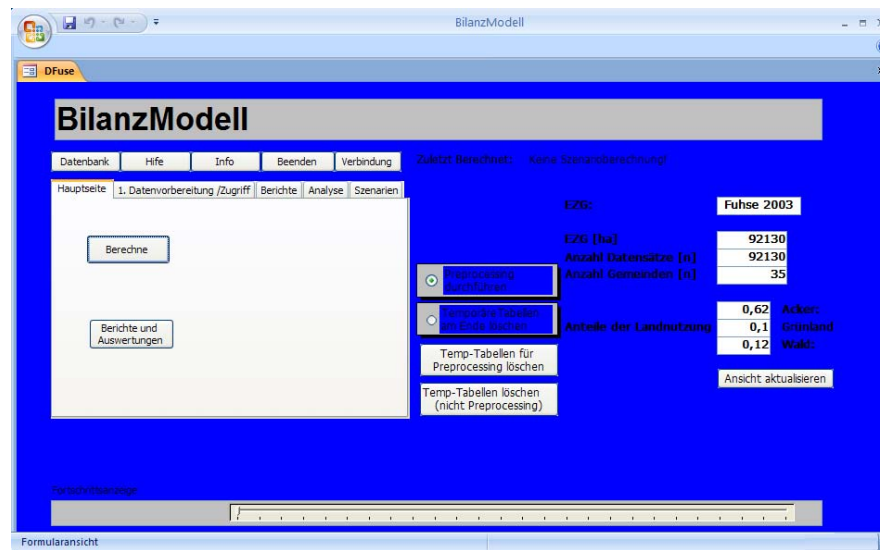


Bild 26: Benutzeroberfläche des Modells Frontend (Stand: März 2008)

### 3.4.1 Eingangsdaten

Im Folgenden werden die benötigten Eingangsdaten für die Modellanwendung tabellarisch aufgezeigt. Zum Teil handelt es sich auch um Daten, die für den Abgleich der Modellergebnisse erforderlich sind wie die Gütemessdaten aller Pegel für Nährstoffparameter und Temperatur in Tabelle 5.

Die Modellanwendung erfordert amtliche Eingangsdaten in Form von digitalen Karten (Tabelle 4) sowie tabellarische Daten (Tabelle 5).

Tabelle 4: Datenbedarf: Amtliche digitale Karten

| Digitale Karten   | Datenquelle |
|---|-------------|
| Bodenkundliche Übersichtskarte (BÜK 50n)  | LBEG        |
| Amtliches Topographisch-Kartographisches Informationssystem (ATKIS Version 3.2) | LGN         |
| Digitales Geländemodell (DGM 50)  | LBEG        |
| Mittlerer Winterniederschlag [mm] (regionalisierte Rasterdaten des NIBIS)       | NIBIS       |
| Mittlerer Sommerniederschlag [mm] (regionalisierte Rasterdaten des NIBIS)       | NIBIS       |
| potenzielle Verdunstung nach Haude [mm] (regionalisierte Rasterdaten des NIBIS) | NIBIS       |
| Nutzbare Feldkapazität im effektiven Wurzelraum (nFKWe) [mm]                    | LBEG        |
| Hydrologische Einzugsgebiete  | GEOSUM      |
| Kreisgrenzen  | GEOSUM      |
| Gemeindegrenzen   | GEOSUM      |
| Lage der Kläranlagen  | GEOSUM      |
| Hydrogeologische Gesteinseinheiten  | LBEG        |
| Grundwasserkörpergrenzen  | NLWKN       |

Die digitalen Karten liegen bei den angegebenen Einrichtungen vor:

LBEG: Landesamt für Bergbau, Energie und Geologie

LGN: Landesvermessung und Geobasisinformation Niedersachsen

NIBIS: Niedersächsisches Bodeninformationssystem

GEOSUM: Geographisches Informationssystem Umwelt

NLWKN: Nds. Landesbetrieb für Wasserwirtschaft, Küsten- und Naturschutz

Tabelle 5: Datenbedarf: Sonstige Grundlagendaten

| Daten   |
|---|
| Tägliche Abflussdaten aller Pegel [m <sup>3</sup> /s]                       |
| Gütemessdaten aller Pegel für Nährstoffparameter [mg/l] und Temperatur [°C] |
| Gütedaten der Grundwasser-Messstellen [mg/l]                                |
| Anbaufläche der Kulturarten pro Gemeinde [ha]                               |
| Ertrag der Kulturarten [dt/a]   |
| Viehzahlen pro Gemeinde   |
| Abflussmengen und Konzentrationen der Kläranlagen                           |
| Kanalnetzlänge [km] pro Gemeinde  |
| Anteil Mischkanalisation pro Kreis oder Gemeinde [%]                        |
| Ausbaugrad der Regenwasserbehandlung [%]                                    |
| Ausbaugrad der Mischkanalisation [%]  |
| Ausbaugrad der Trennkanalisation [%]  |

Bei den sonstigen Grundlagendaten ist die Verfügbarkeit der Daten zu den Kanalnetzen eingeschränkt. Hier müssen gegebenenfalls Experten befragt werden.

Tabelle 6: Modellintern generierte Eingangsdaten

| Modellintern generierte (Eingangs)daten          |
|--|
| Dränierte Flächen                                |
| Standorttypische Fruchtfolge                     |
| Ackerbauliches Ertragspotenzial                  |
| N-Bilanzüberschuss                               |
| Pflanzenverfügbares Bodenwasser                  |
| Effektive Durchwurzelungstiefe                   |
| Wassergesättigte Leitfähigkeit der oberen 50 cm  |
| Wassergesättigte Leitfähigkeit der oberen 200 cm |
| Maximale Denitrifikationsrate im Oberboden       |
| P-Bindungsvermögen im Boden                      |
| P-Gehalt Oberboden                               |

Neben den weitgehend verfügbaren amtlichen Daten sind für die Anwendung des Bilanzmodells noch weitere Eingangsdaten erforderlich, die entweder vom Anwender aus den oben genannten amtlichen Daten im GIS abgeleitet werden müssen (zum Beispiel Hangneigung, Exposition oder Entfernung zum Vorfluter), oder die im Modell wiederum auf Basis der amtlichen Daten generiert werden.

### 3.5 Berechnungsansätze zur Ermittlung des Landschaftswasserhaushaltes und pfad-nutzungsbezogene Abflussdifferenzierung

Die nachfolgend beschriebene Methode zur Wasserbilanz wurde übernommen und ergänzt nach dem Projektbericht „Entwicklung eines optimierten Bilanzierungsmodells zur Quantifizierung diffuser Nährstoffeinträge als Instrument zur Umsetzung der EG-WRRL“ (PANCKOW, SCHEER et al., 2007). Sie wurde im Zuge der vorliegenden Arbeit im Gesamtmodell in einer Microsoft Access®-basierten Datenbankanwendung programmiert und realisiert.

Die Abbildung des Wasserhaushaltes auf Einzugsgebietsebene stellt eine wesentliche Voraussetzung für die Ermittlung der diffusen Nährstoffeinträge dar. Begründet ist dies darin, dass das Wasser als Transportmedium für gelöste Nährstoffe maßgeblich das Eintragsverhalten bestimmt.

Der Gebietsabfluss kann sich je nach standörtlichen Bedingungen aus verschiedenen Komponenten zusammensetzen, die im Folgenden kurz charakterisiert werden (vergleiche Kapitel 2.1):

- Oberflächenabfluss: Abflussanteil, der nicht in den Boden eindringt und nach einem Niederschlagsereignis sehr schnell (innerhalb von Minuten bis wenigen Stunden) oberflächlich abfließend den Vorfluter erreicht,
- Zwischenabfluss: Abflussanteil, der den Vorfluter unterirdisch mit nur geringer Verzögerung erreicht; die Fließzeit liegt meist zwischen einem Tag und wenigen Tagen,
- Drainageabfluss: schnell abfließender Abflussanteil auf künstlich entwässerten landwirtschaftlichen Nutzflächen und
- Grundwasserabfluss: Abflussanteil, der in den Boden infiltriert und der den Grundwasserraum erreicht, Fließzeit bis zu mehreren Jahrzehnten.

Das Ziel lag darin, auf Basis bestehender Verfahren die Verfahrensansätze auszuwählen und in das Bilanzmodell zu integrieren, die es erlauben, neben dem Gesamtabfluss auch die oben genannten Abflusskomponenten auf Grundlage verfügbarer Daten hinreichend genau abzubilden.

Die im neuen Bilanzmodell integrierte Wasserbilanz wird in den folgenden Kapiteln vorgestellt.

### 3.5.1 Gesamtabfluss

Der Ausgangspunkt für die Wasserbilanz ist die langjährige Wasserbilanzgleichung, aus der sich der Gesamtabfluss einer Gebietseinheit aus der Differenz von Jahresniederschlag und realer Verdunstung ableiten lässt:

$$Q_{Ges} = N - V_{real} \quad (\text{Gleichung 5})$$

Mit:

$Q_{Ges}$  = Gesamtabfluss [mm]

$N$  = Jahresniederschlag [mm]

$V_{real}$  = jährliche reale Verdunstung [mm]

Angaben zum mittleren Niederschlag liegen räumlich differenziert als Rasterdatensatz vor (Niedersächsisches Bodeninformationssystem NIBIS). Die reale Verdunstung lässt sich nach einem Verfahren von RENGER & WESSOLEK (1996) berechnen, dessen Zuverlässigkeit vielfach bestätigt wurde:

$$V_{real} = a \cdot N_{Wi} + b \cdot N_{So} + c \cdot \log(W_{pfl}) + d \cdot ET_{pot} + e \quad (\text{Gleichung 6})$$

Mit:

$V_{real}$  = reale Verdunstung [mm]

$W_{pfl}$  = pflanzenverfügbares Bodenwasser [mm]

$N_{Wi}$  = Winterniederschlag [mm]

$ET_{pot}$  = jährliche potenzielle Verdunstung (Haude) [mm]

$N_{So}$  = Sommerniederschlag [mm]

a bis e: Koeffizienten nach Bodenbedeckung beziehungsweise Landnutzung

Der Einfluss der verschiedenen Bodenbedeckungen beziehungsweise Landnutzungen wird über die Koeffizienten a...e berücksichtigt, für die RENGER & WESSOLEK (1996) die in Tabelle 7 aufgeführten Werte angeben.

Tabelle 7: Landnutzungsspezifische Koeffizienten für die Verdunstungsberechnung nach RENGER & WESSOLEK (1996)

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

Die Höhe des pflanzenverfügbaren Bodenwassers entspricht auf nicht grundwasserbeeinflussten Böden der nutzbaren Feldkapazität im effektiven Wurzelraum; die entsprechenden nFKWe-Werte liegen räumlich differenziert vor. Auf grundwasserbeeinflussten Böden setzt sich die Menge an maximal pflanzenverfügbarem Bodenwasser aus der Summe von nFKWe und mittlerem kapillaren Aufstieg zusammen. Letzterer wird modellintern nach MÜLLER (2004) und HENNINGS (1994) berechnet.

Dieses Verfahren gilt für ebene, grundwasserferne und unversiegelte Standorte. Für alle anderen Bedingungen, also in reliefiertem Gelände sowie für grundwasserbeeinflusste oder versiegelte Standorte, bei denen andere Verdunstungsbedingungen vorliegen, muss das Verfahren modifiziert werden. Die im Modell verwendeten Modifikationen für diese Standorte werden im Folgenden vorgestellt.

In reliefiertem Gelände beeinflussen die Hangneigung und die Hangexposition die reale Verdunstungshöhe. Zunehmende Hangneigung führt an südexponierten Hängen zu einer Erhöhung und an nordexponierten Hängen zu einer Verringerung der Verdunstung. KUNKEL & WENDLAND (1998) haben einen Korrekturfaktor  $f_h$  für Mittelgebirgsregionen (GOLF, 1981) ermittelt, der diesen Sachverhalt berücksichtigt und unverändert in das Modell übernommen wurde:

$$f_h(\alpha, \varphi) = \left[ 1,605 \cdot 10^{-2} \cdot \sin(\alpha - 90) - 2,25 \cdot 10^{-4} \right] \cdot \varphi + 1 \quad (\text{Gleichung 7})$$

Mit:

$\alpha$  = Hangexposition gegenüber Nord in [°]

$\varphi$  = mittlere Hangneigung in [°]

Die reale Verdunstung in reliefiertem Gelände  $V_{\text{real, Hang}}$  ergibt sich folglich aus:

$$V_{\text{real, Hang}} = f_h(\alpha, \varphi) \cdot V_{\text{real}}$$

Bei grundwasserbeeinflussten Standorten wird die reale Verdunstung nach dem oben genannten Ansatz von RENGER & WESSOLEK (1996) unterschätzt, da durch kapillaren Aufstieg ständig Wasser für den Verdunstungsprozess zur Verfügung steht.

Für Bedingungen dieser Art ist davon auszugehen, dass die reale Verdunstung grundwassernahe Standorte ( $V_{\text{real,gw}}$ ) der maximalen Verdunstung  $V_{\text{max}}$  entspricht. Es gilt:

$$V_{\text{real,gw}} = V_{\text{max}} \quad (\text{Gleichung 8})$$

Die maximale Verdunstung stellt eine Modifikation der potenziellen Verdunstung dar, die den Grundwassereinfluss auf die Verdunstungshöhe in Abhängigkeit unter anderem von der Landnutzungskategorie, dem Volumenanteil des Wassers im Boden bei nutzbarer Feldkapazität und von der mittleren Bewuchshöhe des Pflanzenstandes beziehungsweise des mittleren Umtriebsalters des Pflanzenbestandes abschätzt. Die genannten Einflüsse werden nach ATV-DVWK (2002) berücksichtigt und durch den Faktor  $f$  ausgedrückt (BOGENA, KUNKEL et al., 2003).

Zusätzlich wird auch hier der Einfluss von Hangneigung und -exposition über den Faktor  $f_h$  berücksichtigt, sodass sich die maximale Verdunstung von grundwasserbeeinflussten Standorten folgendermaßen berechnet:

$$V_{\text{max}} = f_h \cdot f \cdot ET_{\text{pot}} \quad (\text{Gleichung 9})$$

Mit:

$V_{\text{max}}$  = maximale Verdunstung auf grundwasserbeeinflussten Standorten [mm]

$f_h$  = Korrekturfaktor für reliefiertes Gelände nach GOLF (1981)

$f$  = Faktor für Vegetationsart und -höhe, Bezug: Gras, 12 cm nach ATV-DVWK (2002)

Auf versiegelten Flächen ist die Verdunstung reduziert, das heißt der Gesamtabfluss erhöht sich. Diesen Einfluss haben (KUNKEL & WENDLAND, 1998) wie folgt berücksichtigt:

$$V_{\text{versiegelt}} = V_{\text{real}} - f_v \cdot G \quad (\text{Gleichung 10})$$

Mit:

$V_{\text{real}}$  = reale Verdunstung [mm]

$f_v$  = Korrekturfaktor

$G$  = Versiegelungsgrad in [%]

Dieser Zusammenhang wird für das neue Bilanzmodell berücksichtigt, allerdings in modifizierter Form. Den Landnutzungskategorien nach ATKIS wurden zunächst unterschiedliche Versiegelungsgrade zugeordnet. Ferner wird davon ausgegangen, dass der jeweilige Versiegelungsgrad der Landnutzungskategorie in Abhängigkeit von der Einwohnerzahl der Gemeinden variiert: er ist demnach in Gemeinden mit geringer Einwohnerzahl kleiner als in Gemeinden mit vielen Einwohnern. Modellintern wird dies durch eine Variation des Korrekturfaktors  $f_v$  berücksichtigt. Er beträgt für Gemeinden mit mehr als 40.000 Einwohnern 3, für Gemeinden mit 10.000 bis 40.000 Einwohnern 2,4, für Gemeinden mit 3.000 bis 10.000 Einwohner 1,8 und für Gemeinden mit weniger als 3.000 Einwohnern 1,2. Die jeweils pro Landnutzungskategorie resultierende Verminderung der Verdunstung ist Tabelle 8 zu entnehmen.

Tabelle 8: Verminderung der Verdunstung durch versiegelte Flächen ( $V_{urb}$ ) in Abhängigkeit von Versiegelungsgrad und Einwohner pro Gemeinde in [mm]

| Landnutzung | Versiegelungsgrad [%] | $V_{urb1}$ | $V_{urb2}$ | $V_{urb3}$ | $V_{urb3}$ |
|-------------|-----------------------|------------|------------|------------|------------|
| 2111        | 65                    | 195        | 156        | 117        | 78         |
| 2112        | 75                    | 225        | 180        | 135        | 90         |
| 2113        | 25                    | 75         | 60         | 45         | 30         |
| 2114        | 40                    | 120        | 96         | 72         | 48         |
| 2121        | 20                    | 60         | 48         | 36         | 24         |
| 2122        | 20                    | 60         | 48         | 36         | 24         |
| 2123        | 60                    | 180        | 144        | 108        | 72         |
| 2126        | 60                    | 180        | 144        | 108        | 72         |
| 2127        | 20                    | 60         | 48         | 36         | 24         |
| 2129        | 50                    | 150        | 120        | 90         | 60         |
| 2132        | 20                    | 60         | 48         | 36         | 24         |
| 2133        | 50                    | 150        | 120        | 90         | 60         |
| 2134        | 40                    | 120        | 96         | 72         | 48         |
| 2201        | 5                     | 15         | 12         | 9          | 6          |
| 2202        | 5                     | 15         | 12         | 9          | 6          |
| 2221        | 40                    | 120        | 96         | 72         | 48         |
| 2227        | 2                     | 6          | 4,8        | 3,6        | 2,4        |
| 2230        | 2                     | 6          | 4,8        | 3,6        | 2,4        |
| 2314        | 50                    | 150        | 120        | 90         | 60         |
| 3103        | 80                    | 240        | 192        | 144        | 96         |
| 3301        | 30                    | 90         | 72         | 54         | 36         |
| 3302        | 50                    | 150        | 120        | 90         | 60         |
| 3304        | 20                    | 60         | 48         | 36         | 24         |
| 3401        | 50                    | 150        | 120        | 90         | 60         |
| 3501        | 15                    | 45         | 36         | 27         | 18         |
| 3502        | 60                    | 180        | 144        | 108        | 72         |
| 3514        | 80                    | 240        | 192        | 144        | 96         |
| 4109        | 20                    | 60         | 48         | 36         | 24         |
| 5103        | 2                     | 6          | 4,8        | 3,6        | 2,4        |
| 5303        | 10                    | 30         | 24         | 18         | 12         |
| 5304        | 10                    | 30         | 24         | 18         | 12         |
| 7403        | 5                     | 15         | 12         | 9          | 6          |

Eine Überprüfung der Wasserbilanz kann anhand eines Pegelabgleiches erfolgen. Dabei werden die gemessenen Abflüsse mit den berechneten Abflüsse verglichen (Kapitel 4.1). Im folgenden Kapitel wird die Differenzierung des Gesamtabflusses in die Abflusspfade dargestellt.

### 3.5.2 Differenzierung der Abflusspfade

Der Gesamtabfluss setzt sich je nach Standorteinflüssen nur aus Grundwasserabfluss oder aus mehreren Abflusskomponenten zusammen (Grundwasser-, Zwischen-, Oberflächen- und /oder Drainageabfluss).

Eine Differenzierung des Gesamtabflusses in Direktabfluss (schnell abfließende Anteile, also Oberflächen- und Zwischenabfluss) und Grundwasserneubildung kann für den Lockergesteinsbereich in Abhängigkeit des Bodenprofils (Bodentyp), des Hydromorphiegrades, des

Grundwasserflurabstandes sowie der Hangneigung erfolgen (DÖRHÖFER & JOSOPAIT, 1980; HENNINGS, 1994; RÖDER, 1997; KUNKEL & WENDLAND, 1998).

Modellintern erfolgt diese Differenzierung für den Lockergesteinsbereich anhand von Abflussquotienten nach RÖDER (1997), die die genannten Einflussfaktoren berücksichtigen (Tabelle 9).

Tabelle 9: Abflussquotienten zur Ableitung des Anteils an Grundwasserneubildung am Gesamtabfluss im Lockergesteinsbereich nach RÖDER (1997)

| Hydromorphiegrad | Hangneigung |         |       |        |         |      | GWF [dm]  | Bodentypen   |
|------------------|-------------|---------|-------|--------|---------|------|-----------|--|
|                  | 0-0,5°      | >0,5-3° | >3-7° | >7-12° | >12-25° | >25° |           |  |
| Terrestrisch     | 1,0         | 0,83    | 0,67  | 0,59   | 0,50    | 0,43 | > 1,5     | Ranker, Rendzina, (Para-) Braunerde, Fahlerde, Rosterde, Schwarzerde, Griserde |
| Halbhydromorph   | 0,50        | 0,50    | 0,50  | 0,50   | 0,43    | 0,43 | 0,8 - 1,5 | Braunstaugley, Braungley (Vega)  |
| Hydromorph       | 0,40        | 0,40    | 0,40  | 0,40   | 0,40    | 0,40 | < 0,8     | Gley, Staugley, Amphigley, Anmoor, Moor  |

Für den Festgesteinsbereich können die in Tabelle 9 aufgeführten Abflussquotienten nicht verwendet werden, da hier nicht die Bodeneigenschaften, sondern die geologischen Untergrundverhältnisse maßgeblich für die Abflusseparierung sind (GABRIEL & ZIEGLER, 1989; SCHWARZE, HERRMANN et al., 1991; KUNKEL & WENDLAND, 1998).

In Anlehnung an BOGENA, KUNKEL et al. (2003) wurden die Abflussquotienten zur Ableitung des Anteils an Grundwasserneubildung am Gesamtabfluss im Festgesteinsbereich anhand der hydraulischen Leitfähigkeitsklasse des Untergrundes festgelegt (Tabelle 10).

Tabelle 10: Abflussquotienten zur Ableitung des Anteils an Grundwasserneubildung am Gesamtabfluss im Festgesteinsbereich nach hydraulischer Leitfähigkeitsklasse, ergänzt nach BOGENA, KUNKEL et al. (2003)

| Klasse | $k_f$ -Wert [m/s]     | Abflussquotient |
|--------|-----------------------|-----------------|
| 1      | $> 10^{-2}$           | 0,12            |
| 2      | $> 10^{-3} - 10^{-2}$ | 0,18            |
| 3      | $> 10^{-4} - 10^{-3}$ | 0,29            |
| 4      | $> 10^{-5} - 10^{-4}$ | 0,3             |
| 5      | $> 10^{-7} - 10^{-5}$ | 0,57            |
| 6      | $> 10^{-9} - 10^{-7}$ | 0,6             |
| 7      | $< 10^{-9}$           | 0,9             |
| 8      | $> 10^{-3}$           | 0,15            |
| 9      | $> 10^{-5} - 10^{-3}$ | 0,295           |
| 10     | $< 10^{-5}$           | 0,6             |
| 11     | stark variabel        | 0,4             |
| 12     | $> 10^{-6} - 10^{-4}$ | 0,48            |

Die Abflussquotienten definieren den Anteil am unterirdischen Gesamtabfluss, der dem Zwischenabfluss zugesprochen wird. Liegt der Abflussquotient bei 0,3, sind folglich 30 % des unterirdischen Gesamtabflusses Zwischenabfluss, die restlichen 70 % Grundwasserabfluss.

Zu beachten ist hierbei, dass auf künstlich entwässerten, also dränierten Böden kein Zwischenabfluss zugelassen wird. Auf diesen Flächen wird der unterirdische Abfluss in die Pfade Dränageabfluss und Grundwasserabfluss separiert. Details hierzu sowie zum Modul zur modellinternen Ausweisung von Dränageflächen sind dem folgenden Kapitel 3.5.3 zu entnehmen.

### **3.5.3 Modellinterne Ausweisung von Dränageflächen und Ermittlung des Dränageabflusses**

Eine flächendifferenzierte Berechnung des Dränageabflusses sowie der Nährstoffeinträge über Dränagen setzt zuerst voraus, dass die Lage dräniertes Flächen räumlich zugeordnet werden kann.

Da in aller Regel, und so auch für die beiden Untersuchungsgebiete Fuhse und Oker, keine flächendeckenden Unterlagen über die Lage von dränierten Flächen vorliegen, war es erforderlich, ein Modul zu entwickeln, das eine räumlich differenzierte Ableitung künstlich entwässerter Flächen erlaubt.

Hierfür wurden Parameter identifiziert, die es ermöglichen, auf die Dränbedürftigkeit zu schließen. Als dränbedürftig gelten Flächen, die landwirtschaftlich genutzt werden und deren Grund-, Stau- oder Haftvernässung einer frühen Befahrbarkeit und ertragsorientierten Nutzung entgegenstehen.

Folgende verfügbare Daten werden modellintern als Parameter zur Abschätzung der Dränbedürftigkeit berücksichtigt:

- Landwirtschaftliche Nutzfläche nach ATKIS,
- Bodentyp nach BÜK 50,
- Grundwasserflurabstand nach BÜK 50,
- Lage grundwasserbeeinflusster beziehungsweise -stauender Horizonte nach BÜK 50 differenziert nach Acker- und Grünlandnutzung und
- bodenkundliche Feuchtestufe nach BÜK 50.

Zudem wurde in Anlehnung an SCHMID & PRASUHN (2000) festgelegt, dass landwirtschaftliche Nutzflächen mit einer Hangneigung  $> 2^\circ$  nicht dräniert sind.

Gilt eine Fläche nach den oben genannten Bedingungen als dränbedürftig, wird sie noch nicht automatisch als gedränte Fläche ausgewiesen. Eine weitere Bedingung hierfür ist, dass eine Vorflut vorhanden ist, die das ablaufende Dränagewasser aufnehmen kann. Diese Bedingung wird anhand der Distanz der landwirtschaftlichen Nutzfläche zum Gewässersystem nach ATKIS DLM 25 überprüft.

#### **Ermittlung des Dränageabflusses**

Die Dränperiode liegt in Norddeutschland für mittlere Verhältnisse weitgehend im hydrologischen Winterhalbjahr. Nach KRETZSCHMAR (1977) liegt der Abfluss über Dränage während dieses Zeitraumes bei mindestens 50 % des Niederschlags.



Nach TETZLAFF (2006) hängt der Drainageabflussanteil am Gesamtabfluss von der Landnutzung, vom Bodentyp und von bodenhydrologischen Parametern ab, unter anderem vom Grundwasserstand und von Staunässestufe. Die von ihm abgeleiteten Drainageabflussanteile sind Tabelle 11 zu entnehmen.

Tabelle 11: Drainage- und Grundwasserabflussanteile verschiedener Bodentypen in Abhängigkeit von der Landnutzung nach TETZLAFF (2006)

| Bodentyp                   | Landnutzung                    | Abflussanteil [%] |             |
|----------------------------|--------------------------------|-------------------|-------------|
|                            |                                | Drainage          | Grundwasser |
| Auenböden                  | landwirtschaftliche Nutzfläche | 70                | 30          |
| Gleye                      | Acker                          | 70                | 30          |
| Gleye                      | Grünland                       | 70                | 30          |
| vergleyte Böden            | landwirtschaftliche Nutzfläche | 70                | 30          |
| Hochmoore                  | Grünland                       | 70                | 30          |
| Sanddeckkulturen           | landwirtschaftliche Nutzfläche | 70                | 30          |
| Sandmischkulturen          | landwirtschaftliche Nutzfläche | 20                | 80          |
| Niedermoore                | landwirtschaftliche Nutzfläche | 70                | 30          |
| Niedermoor über Gley       | landwirtschaftliche Nutzfläche | 70                | 30          |
| Niedermoor über Pseudogley | landwirtschaftliche Nutzfläche | 70                | 30          |
| Plaggenesche               | Acker                          | 70                | 30          |
| Pseudogleye                | Acker                          | 60                | 40          |
| Pseudogleye                | Grünland                       | 40                | 60          |
| pseudovergleyte Böden      | Acker                          | 60                | 40          |
| pseudovergleyte Böden      | Grünland                       | 40                | 60          |
| Umgebrochene Mineralböden  | landwirtschaftliche Nutzfläche | 70                | 30          |

Im Bilanzmodell wurden die Ansätze von KRETZSCHMAR (1977) und TETZLAFF (2006) kombiniert. Im ersten Schritt erfolgt eine Separierung des Abflusses auf drainierten landwirtschaftlichen Nutzflächen in Drainage- und Grundwasserabflussanteile nach TETZLAFF (2006), vergleiche Tabelle 11. Hierdurch wird vor allem sichergestellt, dass der Grundwasserabflussanteil standortgerecht berücksichtigt wird. Für den Drainageabfluss hingegen gilt: Ist der nach Schritt 1 ermittelte Drainageabfluss kleiner als 50 % des Winterniederschlages, kommt der Ansatz von KRETZSCHMAR (1977) zur Anwendung, ansonsten der nach TETZLAFF (2006) ermittelte Abfluss.

Eine Bewertung des Moduls zur Ableitung drainierter landwirtschaftlicher Nutzflächen durch einen Abgleich der Modellergebnisse mit den Ergebnissen einer Erhebung der Landwirtschaftskammer Hannover, erfolgt in Kapitel 4.1.

### 3.5.4 Ableitung jährlicher Abflussanteile

Das Bilanzmodell berechnet auf Basis der mittleren langjährigen klimatischen Eingangsdaten zunächst eine mittlere Wasserbilanz für das Untersuchungsgebiet. Die hierbei erzielten Ergebnisse eignen sich zum Abgleich mit dem langjährigen MQ am Bilanzpegel und bieten so die Möglichkeit zur Kontrolle der Modellberechnungen.

Bei der Berechnung jährlicher Abflüsse wird wie folgt vorgegangen:

Pro Bilanzgebiet wird das Verhältnis vom langjährigen MQ zum mittleren Jahresabfluss ermittelt. Anhand des resultierenden Faktors wird der pro Bilanzgebiet und pro Raster berechnete mittlere Gesamtabfluss korrigiert.

Berücksichtigt wird dabei, dass sich die Jahresabweichungen des Gesamtabflusses zum mittleren Gesamtabfluss nicht gleichförmig auf alle Abflusspfade auswirken. Betroffen hiervon ist vor allem der Direktabfluss. Modellintern wird daher sichergestellt, dass die Jahresabweichung des Gesamtabflusses überproportional dem Direktabfluss zugewiesen wird.

Für die Berechnung des Bodenabtrages mit der Allgemeinen Bodenabtragungsgleichung ABAG wird der niederschlagsmengenabhängige R-Faktor benötigt (vergleiche Kapitel 3.8.1.1). Um auch hier den Einfluss der jeweiligen jährlichen Klimabedingungen berücksichtigen zu können, wird modellintern anhand des Jahresabflusses der Jahresniederschlag näherungsweise abgeschätzt.

### 3.5.5 Oberflächenabfluss

Die Entstehung beziehungsweise die Höhe des Oberflächenabflusses  $Q_{\text{Ober}}$  wird maßgeblich beeinflusst von:

- der Niederschlagshöhe und -dauer,
- dem Feuchtezustand und dem Versickerungs- beziehungsweise Infiltrationsvermögen der Böden,
- der Landnutzung und
- der Hangneigung.

$Q_{\text{Ober}}$  entsteht folglich, wenn die Niederschlagsrate die Infiltrationsrate des Bodens übersteigt.

Ein weit verbreitetes Verfahren, das die maßgeblichen Einflussparameter auf den Oberflächenabfluss berücksichtigt, ist das empirische Curve-Number-Verfahren (USDA-SCS, 1972).

Bei diesem Verfahren werden den Böden sogenannte CN-Werte zugeordnet. Der CN-Wert ist hierbei ein Maß für das maximale Speichervermögen  $S$  des Bodens in Abhängigkeit von verschiedenen Bodeneigenschaften, von der Bodennutzung und dem Vorregen.

Der Einfluss der Vorbodenfeuchte auf die Entstehung von Oberflächenabfluss kann durch drei Bodenfeuchteklassen berücksichtigt werden. Verwendung findet die Bodenfeuchteklasse II, was einem Vorregen von 30-50 mm innerhalb und 15-30 mm außerhalb der Vegetationsperiode entspricht (DVWK, 1984; MANIAK, 1988; HAVERKAMP, 2000).

Tabelle 12 zeigt die modellintern verwendeten CN-Werte, differenziert nach Bodennutzung und Bodengruppe nach VOGES (1999), wobei die Zuordnung der Bodengruppe standortdifferenziert in Abhängigkeit vom  $k_f$ -Wert des obersten Horizontes erfolgt. Der Durchlässigkeitsbeiwert  $k_f$  ist der hydraulische Widerstand und beschreibt die Wasserdurchlässigkeit des Bodens. Die in Tabelle 12 dargestellten CN-Werte gelten für mittlere Bodenfeuchteverhältnisse und eine Hangneigung von  $2,25^\circ$ .

Der Oberflächenabfluss  $Q_{\text{Ober}}$  wird mit einem modifizierten CN-Verfahren berechnet. Hierbei wird  $Q_{\text{Ober}}$  auf Grundlage der mittleren Menge eines Starkniederschlagsereignisses  $N_{\text{mean}}$  unter Berücksichtigung des Anfangsverlustes  $I_A$  und des Gebietsrückhaltes  $S$  ermittelt:

$$Q_{\text{Ober}} = \frac{(N_{\text{mean}} - I_A)^2}{N_{\text{mean}} - I_A + S} \quad (\text{Gleichung 11})$$

Mit:

$Q_{\text{Ober}}$  = Oberflächenabfluss [mm]

$N_{\text{mean}}$  = mittlere Starkniederschlagshöhe [mm]

$I_A$  = Anfangsverlust des Niederschlages [mm]

$S$  = Gebietsrückhalt [mm]

Tabelle 12: CN-Werte in Abhängigkeit von Bodengruppe und ATKIS-Bodennutzung in der Bodenfeuchteklasse nach VOGES (1999)

| Bodennutzung, Objektart aus ATKIS | CN-Wert     |     |     |     |
|-----------------------------------|-------------|-----|-----|-----|
|                                   | Bodengruppe |     |     |     |
|                                   | A           | B   | C   | D   |
| Ackerland                         | 67          | 78  | 86  | 89  |
| Getreide                          | 64          | 76  | 84  | 88  |
| Zuckerrübe, Hackfrucht            | 70          | 80  | 87  | 90  |
| Bewuchsfreie Fläche               | 77          | 86  | 91  | 94  |
| Grünland                          | 39          | 61  | 74  | 80  |
| Wald, Forst                       | 36          | 60  | 73  | 79  |
| Strom, Fluss, Bach                | 100         | 100 | 100 | 100 |
| Gehölz                            | 45          | 66  | 77  | 83  |
| Heide                             | 50          | 58  | 71  | 78  |
| Moor                              | 45          | 48  | 61  | 68  |
| Binnensee, Stausee, Teich         | 1           | 1   | 1   | 1   |
| Fläche gemischter Nutzung         | 59          | 74  | 82  | 86  |
| Gartenland                        | 50          | 58  | 71  | 78  |
| Sonderkultur                      | 55          | 60  | 73  | 79  |
| Wohnbaufläche                     | 80          | 87  | 91  | 93  |
| Campingplatz                      | 50          | 58  | 71  | 68  |
| Sportanlage                       | 82          | 89  | 93  | 94  |
| Fläche z.Zt. unbestimmbar         | 80          | 80  | 80  | 80  |
| Undurchlässige Fläche             | 100         | 100 | 100 | 100 |

Gruppe A: Böden mit großem Versickerungsvermögen, auch nach starker Vorbefeuchtung, zum Beispiel tiefgründige Sand- und Kiesböden;

Gruppe B: Böden mit mittlerem Versickerungsvermögen, tief- bis mäßig tiefgründige Böden mit mäßig feiner bis mäßig grober Textur, zum Beispiel Sandböden, Löß, (schwach-) lehmiger Sand;

Gruppe C: Böden mit geringem Versickerungsvermögen, tief- bis mäßig feiner Textur oder mit wasserstauer Schicht, zum Beispiel flachgründige Sandböden, sandiger Lehm;

Gruppe D: Böden mit sehr geringem Versickerungsvermögen, Tonböden, sehr flache Böden über nahezu undurchlässigem Material, Böden mit dauernd sehr hohem Grundwasserspiegel.

Zur Berechnung des Gebietsrückhaltes  $S$  wird zunächst der nach Tabelle 12 jedem Boden zugeordnete CN-Wert in Abhängigkeit der standörtlichen Hangneigung modifiziert (HALBFAß, 2005):

$$CN_{slp} = \frac{\left( (CN \cdot e^{(0,00673 \cdot (100 - CN))}) - CN \right) \cdot (1 - 2 \cdot e^{(-13,86 \cdot slp)}) + CN}{3} \quad (\text{Gleichung 12})$$

Mit:

$CN_{slp}$  = nach standörtlicher Hangneigung korrigierter CN-Wert

CN = CN-Wert nach Tabelle 12

slp = Hangneigung in [°] geteilt durch 45

Mit Hilfe von  $CN_{slp}$  lässt sich der Gebietsrückhalt S standortdifferenziert wie folgt ermitteln:

$$S = \left( \frac{1000}{CN_{slp}} - 10 \right) \cdot 25,4 \quad (\text{Gleichung 13})$$

Unter Berücksichtigung von S ergibt sich der Anfangsverlust des Niederschlages  $I_A$  aus:

$$I_a = 0,03 \cdot S \quad (\text{Gleichung 14})$$

Abweichend vom ursprünglichen Ansatz des (USDA-SCS, 1972) wird hier nach RODE (1995) der Faktor 0,03 anstelle von 0,2 verwendet, da ein verringerter Anfangsverlust für die Niederschlagsbedingungen in Deutschland bessere Ergebnisse liefert (MANIAK, 1988).

Die mittlere Starkniederschlagshöhe wird von einem nach VOGES (1999) im Niedersächsischen Leinebergland abgeleiteten Ansatz in Abhängigkeit der Höhenlage h berechnet:

$$N_{mean} = 0,0366 \cdot h + 25,999 \quad (\text{Gleichung 15})$$

### 3.6 N-Bilanzüberschuss von Ackerflächen unter besonderer Berücksichtigung der Standortansprüche der Kulturarten: die Notwendigkeit der kleinräumigen Betrachtungsebene

In den folgenden Kapiteln werden die in das Bilanzmodell implementierten Berechnungsansätze für die dominierenden diffusen N-Eintragspfade Grundwasser, Zwischen- und Dränageabfluss vorgestellt.

Wesentliche Grundlagen zur Ermittlung der diffusen N-Einträge über diese Pfade stellen der N-Bilanzüberschuss sowie die Denitrifikation im Oberboden, für den Pfad Grundwasser zusätzlich die Denitrifikation im Unterboden und vor allem im Grundwasser dar. Dieser Zusammenhang ist schematisch aus Bild 27 zu entnehmen.

Aufgrund der erheblichen Bedeutung des N-Bilanzüberschusses und der verschiedenen Denitrifikationszonen für die zu quantifizierenden diffusen N-Einträge, werden im Folgenden die weitgehend neu entwickelten Berechnungsansätze dieser wesentlichen Einflussfaktoren auf die Höhe der N-Einträge vorgestellt.

Die Dokumentation der weiteren N-Eintragspfade Abschwemmung und Direkteinträge folgt in den Kapiteln 3.9 und 3.10. Die N-Einträge über Erosion werden analog zu den entsprechenden P-Einträgen ermittelt, die Methodik ist ab Kapitel 3.8.1 dargestellt.

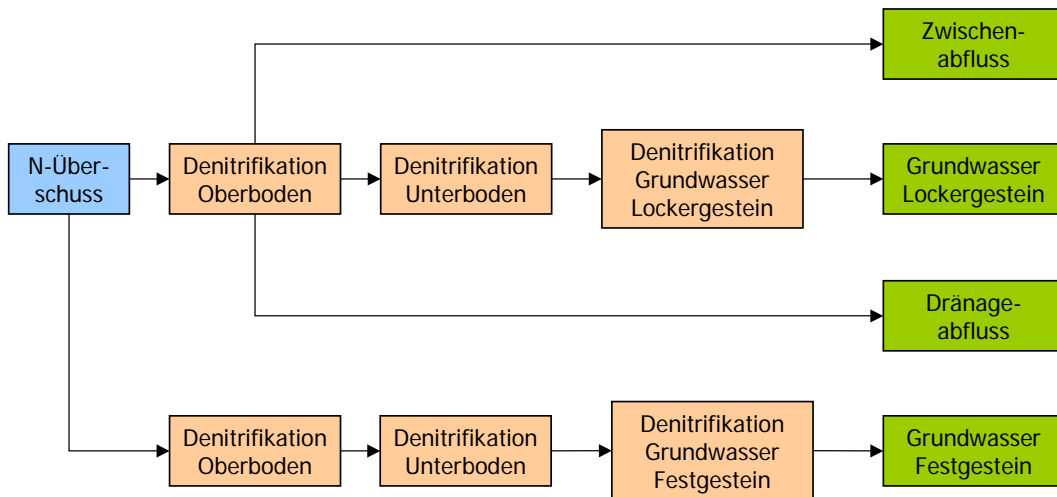


Bild 27: Schematische Darstellung der wesentlichen Berechnungsschritte zur Ermittlung der N-Einträge über Grundwasser, Zwischen- und Drainageabfluss

Ziel dieser Arbeit ist es, den N-Bilanzüberschuss, insbesondere von Ackerflächen, standort-spezifisch zu ermitteln. In den folgenden Kapiteln werden die Berechnungsansätze für die N-Bilanzüberschüsse von den Landnutzungen Acker, Grünland und Wald vorgestellt, wobei der Ansatz für die Ackerflächen eine Neuentwicklung darstellt.

Der N-Bilanzüberschuss stellt einen wesentlichen Eingangsparameter für die Berechnung der diffusen N-Einträge dar.

Bislang wurde in gängigen Bilanzierungen der mittlere N-Bilanzüberschuss aller Kulturarten allen Ackerflächen (beziehungsweise der landwirtschaftlichen Nutzfläche Acker und Grünland) der Gemeinde oder des Kreises gleichförmig zugesprochen. Es wurden folglich für jede Gemeinde beziehungsweise für jeden Kreis die Anbauflächen mit den Erträgen der einzelnen Kulturarten verrechnet und über den Ernteentzug sowie über weitere Gewinn- und Verlustterme ein einzelner Wert für den N-Bilanzüberschuss pro Gemeinde beziehungsweise Kreis berechnet. Die gängigen Bilanzterme für die Berechnung des N-Bilanzüberschusses sind Tabelle 13 zu entnehmen.

Der N-Bilanzüberschuss ist die Bilanz von Gewinn- und Verlusttermen, das heißt die Differenz aus N-Zufuhr und N-Abfuhr.

Tabelle 13: Gängige Bilanzterme des N-Bilanzüberschusses nach BACH & FREDE (2002)

| Bilanzterm                | Vorzeichen |
|---------------------------|------------|
| Mineraldünger             | +          |
| Wirtschaftsdünger         | +          |
| Sekundärrohstoffdünger    | +          |
| Atmosphärische Deposition | +          |
| Stickstofffixierung       | +          |
| Ernteabfuhr               | -          |

Negativer Bilanzterm ist hierbei der Ernteentzug. Dieser berechnet sich aus den Anbauflächen der Kulturarten, dem N-Gehalt im Erntegut und dem Ernteertrag:

$$N_{Ab} = \frac{LF_{Kultur} \cdot N_{Ge} \cdot ER_{Kultur}}{1000} \quad (\text{Gleichung 16})$$

Mit:

|               |   |
|---------------|---|
| $N_{Ab}$      | = N-Ernteabfuhr [t] <sup>*)</sup>                 |
| $LF_{Kultur}$ | = Anbauflächen der Kulturarten [ha] <sup>*)</sup> |
| $N_{Ge}$      | = N-Gehalt im Erntegut [kg/dt]                    |
| $ER_{Kultur}$ | = Ertrag der Ernte [dt/ha]                        |

\*) Die Angabe bezieht sich auf die Fläche des Kreises beziehungsweise der Gemeinde

Üblicherweise wird nun angenommen, dass der N-Bedarf der Pflanzen der N-Ernteabfuhr multipliziert mit einem Mehrbedarfskoeffizienten entspricht:

$$N_{Bedarf} = N_{Ab} \cdot NM_{Koeff} \quad (\text{Gleichung 17})$$

Mit:

|              |   |
|--------------|---|
| $N_{Bedarf}$ | = N-Bedarf der Pflanzen [t] <sup>*)</sup> |
| $N_{Ab}$     | = N-Ernteabfuhr [t] <sup>*)</sup>         |
| $NM_{Koeff}$ | = N-Mehrbedarfskoeffizient [-]            |

\*) Die Angabe bezieht sich auf die Fläche des Kreises beziehungsweise der Gemeinde

Dieser N-Bedarf wird als zu düngender Sollwert betrachtet, wobei unter anderem Stickstofffixierung und Wirtschaftsdünger unter Berücksichtigung von Anrechnungsfaktoren verrechnet werden.

$$N_{Min} = N_{Bedarf} - (N_{Wirt} \cdot Wirt_F) - (N_{Legum} \cdot Fix_F) \quad (\text{Gleichung 18})$$

Mit:

|              |   |
|--------------|---|
| $N_{Min}$    | = Mineraldünger [t] <sup>*)</sup>                       |
| $N_{Bedarf}$ | = N-Bedarf der Pflanzen [t] <sup>*)</sup>               |
| $N_{Wirt}$   | = Wirtschaftsdünger [t] <sup>*)</sup>                   |
| $N_{Legum}$  | = Stickstofffixierung der Leguminosen [t] <sup>*)</sup> |
| $Fix_F$      | = Anrechnungsfaktor N-Fixierung der Leguminosen [-]     |
| $Wirt_F$     | = Anrechnungsfaktor des Wirtschaftsdüngeranfalls [-]    |

\*) Die Angabe bezieht sich auf die Fläche des Kreises beziehungsweise der Gemeinde

Bei gängigen Bilanzierungen ist der Ernteertrag demnach bestimmender Term für die berechnete Düngung und damit für die Höhe des N-Bilanzüberschusses.

Dieses Verfahren weist mehrere Unzulänglichkeiten auf:

- Die Bezugsgröße des N-Bilanzüberschusses wird auf Gemeinde- beziehungsweise Kreisebene berechnet und hat damit eine relativ geringe flächenhafte Auflösung. Diese Diskrepanz fällt besonders auf, wenn nachfolgend kleinräumige Folgeberechnungen durchgeführt werden, zum Beispiel hoch aufgelöste Denitrifikationsberechnungen.

- Der Ertrag bestimmt maßgeblich die berechnete Düngung und damit den N-Bilanzüberschuss. Ein hoher Ertrag bedeutet bei diesem Berechnungsansatz auch einen hohen Überschuss. Dies gilt jedoch nur für Jahre, in denen der Ertrag auch der Ertragerwartung entspricht. Bei unerwartet hohen Erträgen kann jedoch zum Beispiel der hohe Entzug den tatsächlichen N-Bilanzüberschuss verringern. Ebenso kann bei geringen Erträgen nicht davon ausgegangen werden, dass entsprechend wenig gedüngt wurde, sondern, dass üblicherweise entsprechend der Ertragerwartung vorgegangen wird.

Die geforderte Erhöhung der flächenhaften Auflösung des N-Bilanzüberschusses erfolgt über eine Differenzierung der Anbauflächen unter Berücksichtigung unterschiedlicher Standortansprüche der einzelnen Kulturarten. Die Ermittlung von Fruchtartenverteilungen ist auf der Basis der Anbauinformation prinzipiell auch ohne den Einsatz von Fernerkundungsdaten möglich (BRONSTERT & ITZEROTT, 2006). Der Einsatz von Fernerkundungsdaten wird in dieser Arbeit im Sinne des vom Umweltministerium Niedersachsen erteilten Auftrages, der Entwicklung eines praxisorientierten Bilanzmodells, nicht verfolgt. Nach BRONSTERT & ITZEROTT (2006) führen Formen des Verallgemeinerns durch statistische Bewertung ebenfalls zu verwendbaren Generalisierungsstufen, sie verweisen auf die Möglichkeit zur Bereitstellung von Flächennutzungsparametern als Modelleingangsgrößen durch die Ermittlung typischer Fruchtfolgen anhand von Anbaudaten von Beispielbetrieben da Fruchtfolgen wesentlich über das zur Verfügung stehende naturräumliche Potenzial (Boden) beeinflusst werden.

Zur flächenhaften differenzierten Abschätzung des Bilanzüberschusses kommt ein mehrstufiges Verfahren zum Einsatz: Zum einen werden die Kulturarten standort- und fruchtfolge-spezifisch zugewiesen, zum anderen standort- und kulturartengewichtet.

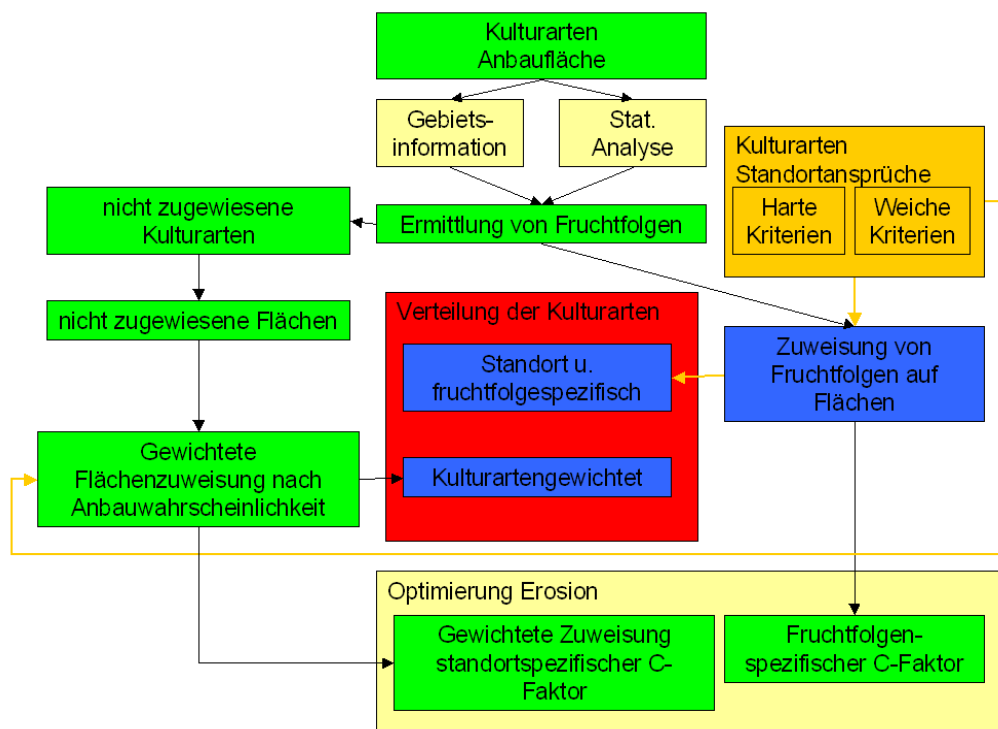


Bild 28: Schema der Standortzuweisung. Zum Bodenbedeckungs- und Bearbeitungsfaktor C siehe auch Kapitel 3.8.1.1.

Die Standortverteilung durchläuft dabei verschiedene Schritte:

Standort- und fruchtfolgespezifische Verteilung:

- Ausschluss von Fruchtfolgen aufgrund „harter Kriterien“ und
- Zuweisung von Fruchtfolgen aufgrund „weicher Kriterien“.

Standort- und kulturartengewichtete Verteilung:

- Ausschluss von Kulturarten aufgrund „harter Kriterien“ und
- Zuweisung von Kulturarten aufgrund „weicher Kriterien“.

In einer Fruchtfolge durchläuft jeder Feldschlag die gleichen Fruchtarten in der gleichen Reihenfolge. Nach dem Prinzip der besseren Risikoverteilung deckt sich die Zahl der Fruchtarten in der Fruchtfolge mit der Zahl der Feldschläge beziehungsweise macht ein Vielfaches davon aus. Bei einer derartigen Fruchtfolgeorganisation wird jede Fruchtart in jedem Jahr im Betrieb mit gleichen Flächenanteilen angebaut (MUNZERT, 2005).

Es wird also für eine Ackerfläche für ein Bilanzjahr eine Fruchtfolge angenommen, auch wenn im betrachteten Jahr nur ein Teilmittel der Fruchtfolge angebaut wird.

Tabelle 14: Mögliche Verteilung der Fruchtfolge Winterweizen-Winterweizen-Zuckerrübe auf einer Fläche

| 1. Jahr | 2. Jahr | 3. Jahr | Möglichkeit des Anbaus |
|---------|---------|---------|------------------------|
| WW      | WW      | ZR      | 1                      |
| ZR      | WW      | WW      | 2                      |
| WW      | ZR      | WW      | 3                      |
| 33 %    |         |         | Anteil ZR              |

Eine Überprüfung langjähriger Zeitreihen der Anbauflächen in den Einzugsgebieten ergab für die dominanten Kulturarten nur geringe Abweichungen der Flächenanteile für die einzelnen Zählungen. Demnach wird bestätigt, dass jede Fruchtart in jedem Jahr mit etwa gleichen Flächenanteilen angebaut wird (MUNZERT, 2005).

Als Basis für die Standortdifferenzierung für die standort- und fruchtfolgespezifische Verteilung wird zunächst für jedes Raster das ackerbauliche Ertragspotenzial berechnet. Maßgebliche Eingangsparameter sind die bodenkundliche Feuchtestufe, der gewichtete Tongehalt im effektiven Wurzelraum und die effektive Durchwurzelungstiefe. Die Berechnung erfolgt nach HENNINGS (1994) modellintern automatisch solange keine Daten vom Anwender vorgegeben werden (Bild 29):

$$AE_{pot} = 10,36 + 4,14 \cdot BKF - 0,040 \cdot BKF^3 + 1,35 \cdot Tg - 0,063 \cdot Tg^2 + 0,00084 \cdot Tg^3 + 1,43 \cdot We$$

Mit:

(Gleichung 19)

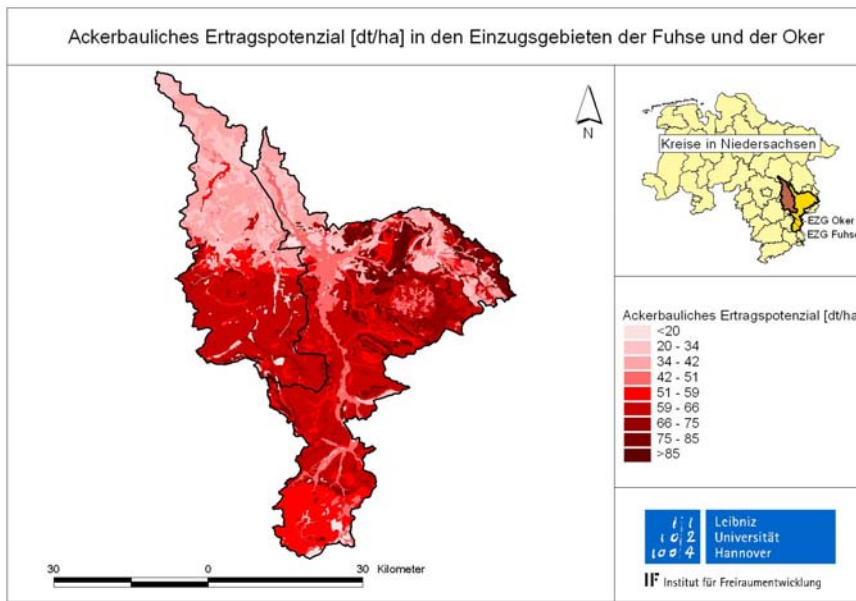
$AE_{pot}$  = ackerbauliches Ertragspotenzial [dt/ha]

BKF = bodenkundliche Feuchtestufe

Tg = gewichteter Tongehalt im effektiven Wurzelraum in [Gew.-%]

We = effektive Durchwurzelungstiefe in [dm]





Das ackerbauliche Ertragspotenzial wird als Basis für die Standortdifferenzierung für die standort- und fruchtfolgespezifische Verteilung für jedes Raster berechnet. Die Berechnung erfolgt nach HENNINGS (1994) modellintern automatisch, solange keine Daten vom Anwender vorgegeben werden.

Bild 29: Ackerbauliches Ertragspotenzial [dt/ha] in den Einzugsgebieten der Fuhse und der Oker modellintern automatisch berechnet nach HENNINGS (1994)

Das ackerbauliche Ertragspotenzial ist eine relative Ertragsmesszahl [dt/ha] basierend auf mittleren Ertragsdaten für Wintergerste aus den 70er Jahren. Neuere Ansätze (MÜLLER, 2004) berücksichtigen die im Laufe der Jahre gestiegenen Erträge, ändern jedoch nichts Wesentliches an der relativen Ertragsmesszahl.

In Bild 30 (linke Seite) wird der Zusammenhang zwischen dem Ertrag und der Bodengüteklasse exemplarisch für die Kulturart Winterweizen dargestellt. Hier sind die Erträge von Winterweizen der in den Einzugsgebieten der Fuhse und der Oker gelegenen Kreise nach Bodengüteklassen, gemittelt über die Jahre 1992-2006 dargestellt. Bild 30 (rechte Seite), gibt die Flächenverteilung des ackerbaulichen Ertragspotenzials für die Gemeinde Braunschweig wieder.

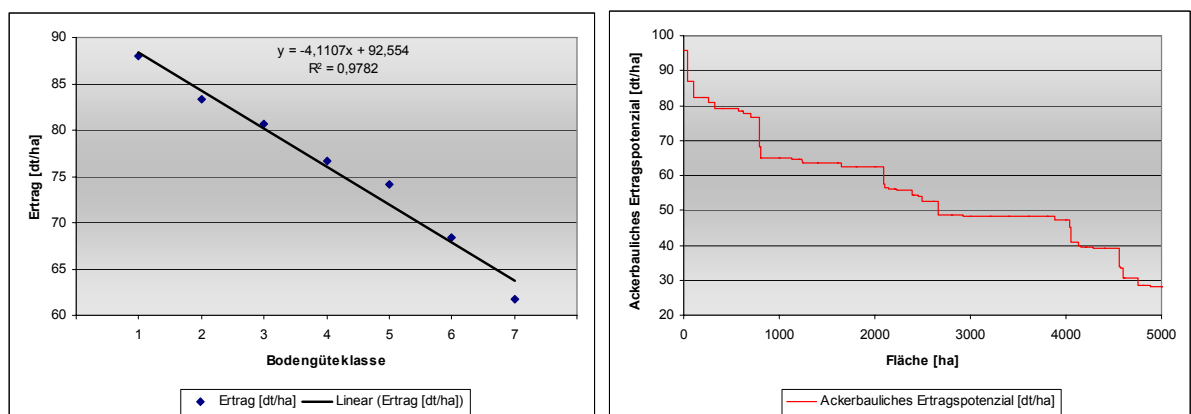
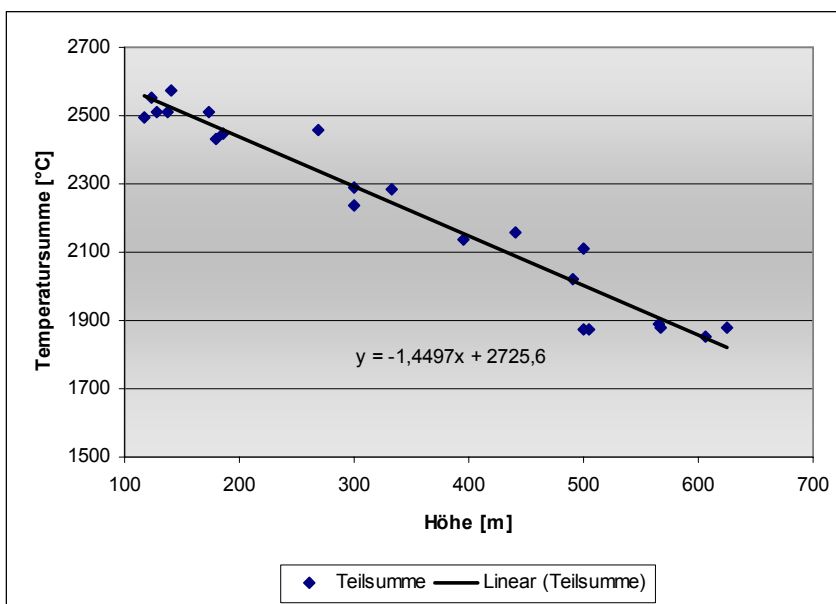


Bild 30: Ertrag von Winterweizen nach Bodengüteklassen als Mittelwert der Kreise in den Einzugsgebieten der Fuhse und der Oker für die Jahre 1992-2006. Rechts: Flächenverteilung des ackerbaulichen Ertragspotenzials in der Gemeinde Braunschweig

Aufgrund von sogenannten „harten Standortkriterien“ - Bedingungen, die für eine Kulturart beziehungsweise Fruchtfolge nicht zuträglich sind - lassen sich Ackerflächen separieren, auf denen der Anbau dieser Kulturart, eventuell auch unabhängig von dem vorliegenden ackerbaulichen Ertragspotenzial, unwahrscheinlich ist. Es erfolgt somit eine Reduktion der Anzahl der potenziellen Anbaufläche. „Weiche Standortkriterien“ lassen dagegen eine Stufung der Anbauwahrscheinlichkeit zu. Zwar könnten theoretisch auch auf ungünstigen Standorten bestimmte Kulturarten angebaut werden, es ist jedoch wahrscheinlich, dass auf Flächen mit zu erwartender signifikanter Ertragsminderung und dementsprechender Ineffizienz aus betriebswirtschaftlichen Gründen anderen Kulturarten der Vorzug gegeben wird.

Am Beispiel der Kulturart Winterweizen werden beispielsweise bestimmte klimatische Bedingungen berücksichtigt, für die der Anbau ungünstiger erscheint, in diesem Fall die aus der Gebietshöhe abgeleitete Temperatursumme. Die Temperatursumme ist ein nicht kontrollierbarer Wachstumsfaktor (OSTHEIM, 2000). Sie ist die Summe der Tagesmitteltemperaturen nach Vegetationsbeginn und vor Ende der Vegetationszeit. Innerhalb dieser Zeit werden nur die Tagesmitteltemperaturen addiert, die im Bereich  $\geq 0^\circ\text{C}$  und  $\leq 30^\circ\text{C}$  liegen. Nach LANG (1994) benötigt Winterweizen eine Temperatursumme von circa  $1.900^\circ\text{C}$  bis  $2.500^\circ\text{C}$ . Der Beginn und das Ende der Vegetationszeit lassen sich so rechnerisch abschätzen (BUHLMANN, REINER ET AL., 1992; LANG, 1997). Vergleiche hierzu auch PANCKOW (2002).

Eine Abschätzung der Temperatursumme erfolgt über die Gebietshöhe nach Daten des Deutschen Wetterdienstes (DWD). Eine Überprüfung der abgeleiteten Temperatursummen in Niedersachsen ergab eine Korrelation von  $-0,97$  zwischen der Temperatursumme und der Höhenlage (für Gebietshöhen  $> 100\text{ m}$ ).



Eine Abschätzung der Temperatursumme erfolgte über die Gebietshöhe. Sie ist die Summe der Tagesmitteltemperaturen nach Vegetationsbeginn und vor Ende der Vegetationszeit. Eine Überprüfung erfolgte über die spezifischen Ansprüche der Kulturarten bezüglich der Temperatursumme, ihrer Anbaufläche nach der Agrarstatistik und der mittleren Höhenlage der Anbauflächen der Gemeinden.

Bild 31: Abgeschätzte Temperatursummen im Verhältnis zur Gebietshöhe in Niedersachsen

Es errechnet sich für Niedersachsen der höhenbedingte Grenzwert von  $569\text{ m}$  für eine Temperatursumme von  $1.900^\circ\text{C}$ . Mit sinkender Höhenlage steigt die Temperatursumme proportional. Zusätzlich wird die Temperatursumme über die Hangneigung und die Ausrichtung der Geländeoberfläche korrigiert. In reliefiertem Gelände beeinflussen die Hangneigung und die

Hangexposition die reale Verdunstungsmenge in direkter Abhängigkeit von Sonneneinstrahlung und Temperatur. Zunehmende Hangneigung führt an südexponierten Hängen zu einer Erhöhung und an nordexponierten Hängen zu einer Verringerung der Temperatur. Der Korrekturfaktor  $f_h$  (siehe Gleichung 6) wird dabei berücksichtigt. Eine Überprüfung erfolgte über die spezifischen Ansprüche der Kulturarten bezüglich der Temperatursumme, ihre Anbaufläche nach der Agrarstatistik und die mittlere Höhenlage der Anbauflächen der Gemeinden. Beispielsweise nimmt der Anteil von Winterweizen, nach Auswertungen der Agrarstatistik, wie erwartet proportional mit der mittleren Höhenlage der Gemeindeflächen zu.

Weitere Anbaugrenzen kann der Anwender für bestimmte Fruchtfolgen anhand des ackerbaulichen Ertragspotenzials festlegen. Die Grenzen für den Anbau orientieren sich an der Zuordnung von Anbaukombinationen zu einer Bodenzahlenspanne nach RUST (2006). Diese Grenzen wurden aber teilweise für die Einzugsgebiete im Modell angepasst. Im Einzugsgebiet der Fuhse und der Oker wurde so die Fruchtfolge Winterweizen-Winterweizen-Zuckerrübe nach einer Analyse der Anbaustruktur erst oberhalb eines ackerbaulichen Ertragspotenzials von 60 berücksichtigt. Die Grenzwerte können bei der Modellberechnung jedoch intern überschritten werden, wenn besondere Bedingungen vorliegen. Die Zuweisung der Fruchtfolge zur Fläche erfolgt nach dem Prinzip, dass Böden höherer Güte vorrangig berücksichtigt werden.

In einer Fruchtfolge wird jeweils der höchste Anspruch der beteiligten Kulturarten berücksichtigt. Wenn zum Beispiel eine Fläche zwar für Winterweizen sehr gut geeignet ist, jedoch für Zuckerrübe deutliche Standortdefizite aufweist, wird die Fruchtfolge Winterweizen-Winterweizen-Zuckerrübe (WW\_WW\_ZR) für diese Fläche nur nachrangig berücksichtigt und diese Fruchtfolge erst zugewiesen, wenn günstigere Böden vergeben sind (Bild 32).

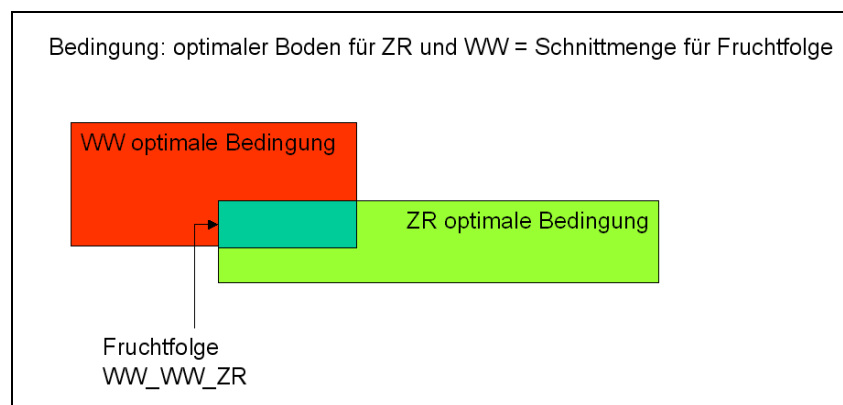


Bild 32: Schnittmenge der Anbaufläche für die Fruchtfolge Winterweizen-Winterweizen-Zuckerrübe

Dieses Verfahren impliziert eine ständige Rückkoppelung zwischen den zugewiesenen Flächen, den Restflächen und dem sich daraus verändernden Pool der Anbauflächen (Bild 33).



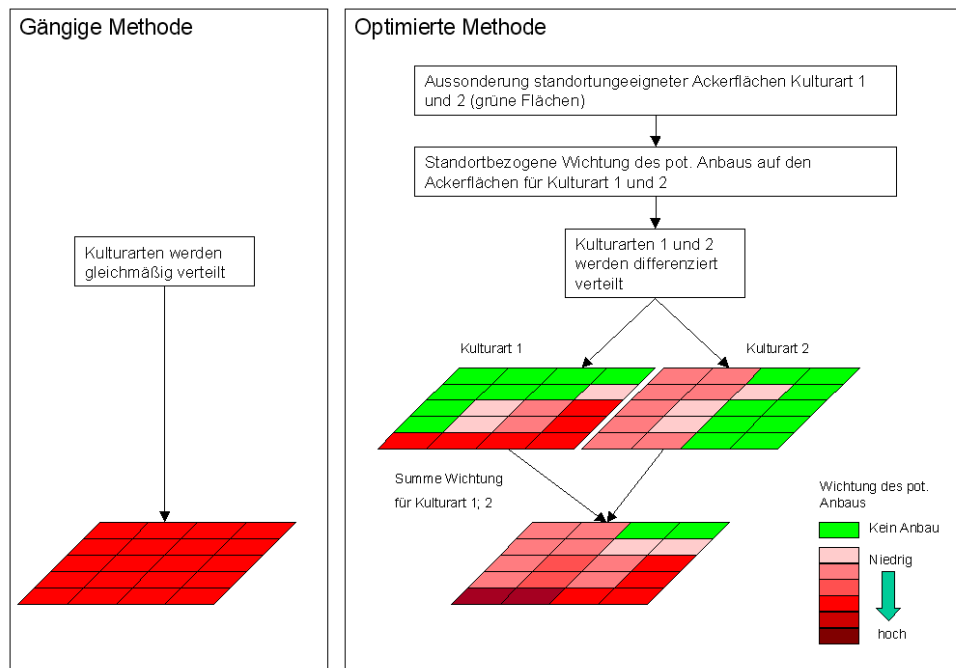


Bild 34: Kulturartenverteilung beispielhaft für Kulturart 1 und 2 für die gängige und die optimierte Methode

Die Abstufung der Wichtung der Anbauwürdigkeit wurde speziell für das Einzugsgebiet der Fuhse und der Oker anhand von agrarstatistischen Daten im Abgleich mit den Bodenkenndaten und Standortansprüchen der Kulturarten und dem Ertrag pro Bodengüteklasse (siehe Bild 30) abgeleitet (NLS; REICHEL, 1973; ZIEGLER, 1977; BUHLMANN, REINER et al., 1992; SELLEGE, OELKERS et al., 1993; LANG, 1997; OSTHEIM, 2000; STADT BRAUNSCHWEIG, 2002; MUNZERT, 2005; LWK HANNOVER, 2006; RUST, 2006; LWK NRW, 2007). Vergleiche hierzu unter anderem auch BISCHOFF (1976), BOGUSLAWSKI (1973), DEBRUCK (1976), GEISLER (1981) sowie GEISLER (1983) und PETZOLD & KOLBE (1998).

Einflussnehmende Parameter sind hierbei das ackerbauliche Ertragspotenzial, die abgeleiteten Temperatursummen, die Hangexposition und -neigung und weitere Bodenparameter wie Steinigkeit, Bodenart, Bodentyp, Kalkgehalt, Humusgehalt, Bodenverdichtung und Feuchteigenschaften. Somit bekommt jede potenzielle Anbaufläche eine Wichtung für die bestimmte Kulturart.

Zuletzt erfolgt die Berechnung des N-Bilanzüberschusses für landwirtschaftliche Nutzflächen für die wesentlichen Eingangsdaten und Berechnungsansätze in Anlehnung an BACH & FREDE (2002) kulturartenspezifisch unter potenzieller Berücksichtigung von 33 Nutzungseinheiten. Im Unterschied zu dieser gängigen Methode kommen zusätzliche Erweiterungen hinzu. Eine wesentliche Änderung ist die standortspezifische Ertragsanpassung. Hiermit werden die in der Agrarstatistik auf Kreisebene vorliegenden Erträge aufgrund von Standorteigenschaften auf Gemeindeebene abgeschätzt. Basis hierfür ist die im Vorfeld abgeschätzte Verteilung der Kulturart/Fruchtfolge auf der Fläche und das vorliegende ackerbauliche Ertragspotenzial pro Gemeinde im Abgleich mit den Daten auf Kreisebene.

Aus der Anzahl der potenziellen Anbauflächen und ihrer jeweiligen Wichtung lässt sich der N-Bilanzüberschuss, der für diese Kulturart als Mittelwert für die Gemeinde berechnet wurde,

diesen Flächen zuteilen. Bis zu diesem Berechnungsschritt bleibt der berechnete Überschuss erhalten, die Verteilung erfolgt jedoch entsprechend den Anbaubedingungen (Bild 34).

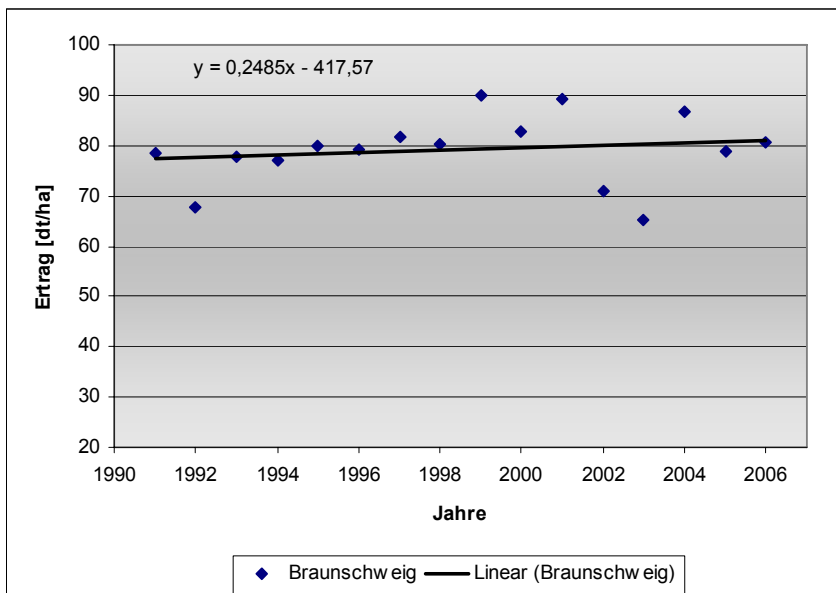
Nachfolgend wurde eine ertragspotenzialabhängige Überschuss-Korrektur implementiert. In gängigen Bilanzierungen bestimmt der Ertrag maßgeblich die berechnete Düngung und damit den N-Bilanzüberschuss. Die ertragspotenzialabhängige Überschusskorrektur berücksichtigt, dass üblicherweise bei der Düngung entsprechend der Ertragserwartung vorgegangen wird. Da die landwirtschaftliche Praxis bei abzusehender Abweichung der Erträge von der Ertragserwartung mit veränderter Düngung reagieren könnte (abhängig vom Zeitpunkt der Düngegaben, von der Vegetationsentwicklung, vom auslösenden Faktor der Ertragseinbußen), wird hier ein Dämpfungsfaktor berücksichtigt.

$$ER_{Kor} = (ER_{pot} \cdot N_{Ge} \cdot D) \quad (\text{Gleichung 20})$$

Mit:

|            |  |
|------------|--|
| $ER_{Kor}$ | = Ertragskorrektur [kg/ha*a]                 |
| $ER_{pot}$ | = Ertragspotenzial, Ertragserwartung [dt/ha] |
| $N_{Ge}$   | = N-Gehalt im Erntegut [kg/dt]               |
| D          | = Dämpfungsfaktor [-]                        |

Die Ertragserwartung wurde über Regressionen, berechnet aus den Erträgen der Jahre, für jede Kulturart abgeschätzt. Beispielhaft ist dies an der Kulturart Winterweizen der Gemeinde Braunschweig dargestellt (Bild 35).



Die Erträge der einzelnen Jahre weisen große Schwankungen auf. Wenn davon ausgegangen wird, dass unter Berücksichtigung der Ertragserwartung gedüngt wird, resultieren für die einzelnen Jahre entsprechende Differenzen zwischen Düngung und Entzug (Vergleiche hierzu Kapitel 4.7 - Jahresabgleich).

Bild 35: Regression der Erträge am Beispiel der Kulturart Winterweizen der Gemeinde Braunschweig

Bei der ordnungsgemäßen Düngung sind möglichst ausgeglichene Nährstoffbilanzen anzustreben (KUNST & FEHR, 1995). Aufgrund von witterungsbedingten Unsicherheiten sind nach KUNST & FEHR (1995) vollkommen ausgeglichene Bilanzen aber nicht zu erreichen. Für einzelne Jahre sind teilweise große Änderungen im Ertrag der verschiedenen Kulturarten zu verzeichnen (Bild 35). Wenn davon ausgegangen wird, das nach REISCH, GÖTZ et al. (1984)

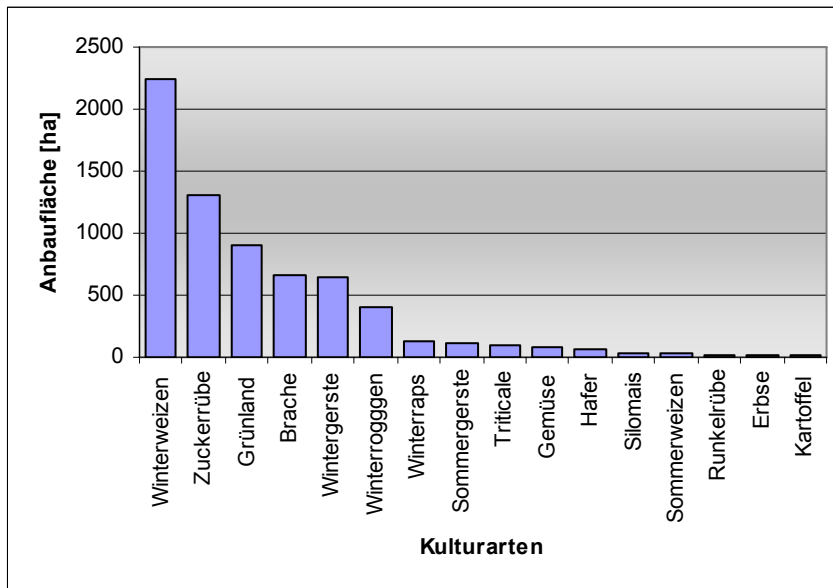
und Lang (1994) unter Berücksichtigung der Ertragserwartung gedüngt wird, resultiert daraus für die einzelnen Jahre entsprechende Differenzen zwischen Düngung und Entzug, die das Eintragspotenzial in das Gewässer darstellt (Vergleiche hierzu Kapitel 4.7 - Jahresabgleich der Nährstofffrachten).

Ein Abgleich der ermittelten Standortverteilung mit den Bedingungen in den Einzugsgebieten erfolgte über:

- Ortsbegehungen in den Einzugsgebieten,
- Informationen über das Anbauverhalten in bestimmten Gebieten und
- weitere Daten aus Literatur und Internet.

Ein Abgleich erfolgte zum Beispiel über kreisfreie Städte, bei denen statistische Daten sozusagen „gemeindegroß“ vorliegen, unterschiedliche Bodenverhältnisse vorhanden sind und zusätzliche Informationen wie zum Beispiel Anbauverhalten oder Erträge pro Bodengüteklasse vorliegen. Als Beispiel sei hier Braunschweig im Übergangsbereich von Börde und Geest zu nennen. Nach STADT BRAUNSCHWEIG (2002) herrschen im Süden und Südwesten fruchtbare Böden der Börde, im Norden sandigere Böden der Geest vor. Im Süden werden Zuckerrüben auf über 30 % der Anbaufläche erzeugt, also auf maximaler Fläche, wenn man die dreijährige Fruchtfolge bedenkt (STADT BRAUNSCHWEIG, 2002). Es werden hier überwiegend Zuckerrüben mit Winterweizen beziehungsweise Wintergerste in Fruchtfolge angebaut (LWK HANNOVER, 2006). Im nördlichen Gebiet spielt dagegen wegen der sandigen Böden mit geringerem Ertragspotenzial der Anbau von Kartoffeln und Spargel eine Rolle.

Diese Anbauverhältnisse werden mit guter Übereinstimmung vom Modell wiedergegeben, das im Süden überwiegend Getreide-Zuckerrüben-Fruchtfolgen und im Norden unter anderem Kartoffel, Gemüse, Raps und weitere Kulturarten nach der Agrarstatistik (siehe Bild 36) ausweist. Dieses wurde auch durch mehrfache Ortsbegehungen bestätigt. Damit ist die Zielvorgabe erfüllt, auf der Basis frei verfügbarer Daten die Stickstoffflächenbilanz zunächst auf Gemeindeebene zu ermitteln und nachfolgend eine weitere Flächendifferenzierung zu ermöglichen. Zwar wird für jedes Raster (1 ha) ein flächenscharfes Ergebnis ausgewiesen, jedoch ist vorläufig nur angestrebt, innerhalb einer Gemeinde Teilbereiche als Hot Spots aufzuzeigen. Diese Hot Spots können modellintern über differenzierte Signifikanz-Analysen analysiert werden (vergleiche Kapitel 3.13).



In der Gemeinde Braunschweig werden überwiegend Winterweizen und Zuckerrüben angebaut. Dominante Fruchtfolge in dieser Gemeinde ist Winterweizen-Winterweizen-Zuckerrübe (STADT BRAUNSCHWEIG, 2005).

Bild 36: Beispiel der mittleren langjährigen Anbaufläche der Kulturarten in der Gemeinde Braunschweig nach der Agrarstatistik

Es ist anzumerken, dass Informationen zu den Anbaustrukturen bestenfalls nur für einzelne Regionen beziehungsweise Naturräume innerhalb einer Gemeinde erhältlich sind und von daher ein umfassender, flächenscharfer Abgleich mit den Anbaubedingungen auf Rasterbeziehungsweise Schlagebene derzeit nur durch umfassende Ortsbegehungen oder unter umfassender Mitarbeit der Landwirtschaft (zum Beispiel innerhalb der Gebietskooperationen) möglich ist.

Eine mesoskalige Modellanwendung bezieht sich üblicherweise auf einen Bilanzzeitraum von einem Jahr. Es bleibt dem Benutzer überlassen, ein für seine Anforderungen möglichst repräsentatives Jahr zu wählen oder einen mittleren Zustand ausgewählter Jahre zu generieren.

Bei der Auswahl des Bilanzzeitraumes können sich verschiedene Effekte überlagern:

In sehr ertragreichen Jahren reduziert sich nach den Modellansätzen die im Modell berechnete ausgetragene Nährstoffmenge. Umgekehrt wird bei Ertragseinbußen von einem erhöhten Austrag ausgegangen. Zusätzlich reagiert das Modell auf eine Änderung der mittleren Abflusssituation (pro Bilanzgebiet) mit einem veränderten Nährstoffaustrag.

In der Realität kann sich die Austragssituation verschieben, wenn sich nach schlechten Ernten ein höherer Nährstoffgehalt im Boden ansammelt (kumuliert), dieser aber aufgrund von geringen Abflüssen im aktuellen Jahr nicht ausgetragen wird. Im Folgejahr mit normalen Abflüssen und normalen Erträgen liegt demnach ein erhöhtes Austragspotenzial im Boden vor, das vom Modell jedoch nicht abgebildet werden kann, da es mit den Ertragsdaten dieses aktuellen Jahres rechnet, in diesem Fall mit mittleren Bedingungen. Um diesen Effekt zu umgehen, können mehrere Jahre zu einem „virtuellen“ Jahr gemittelt werden, was die Gegebenheiten im Einzugsgebiet realistischer widerspiegelt.

Aus diesem Grund wurden neben der Berechnung des mittleren Zustandes zusätzlich einzelne Jahre und gemittelte Jahre berechnet.



Die berechneten Bilanzzeiträume waren für die Einzugsgebiete der Fuhse und der Oker jeweils

- 1999,
- 2000,
- 2001,
- 2002,
- 2003/2004 Mittelwert und
- Mittlere Abflussbedingung (keine Jahresanpassung).

Für die Berechnung der Jahre ist eine Variation folgender Eingangsdaten nötig:

- Flächenanteil der Kulturarten pro Gemeinde,
- Ertragserwartung der Kulturarten für das Bilanzjahr,
- Ertrag pro Kreis,
- Viehzahl pro Gemeinde und
- mittlerer Jahresabfluss der Bilanzgebiete.

Da diese Daten aufgrund der verschiedenen statistischen Erhebungszeiträume nicht kongruent vorliegen, müssen Daten teilweise aus anderen Zeiträumen benutzt, beziehungsweise abgeleitet werden.

Folgende Verteilungen der statistischen Zählungen sind vorhanden:

Tabelle 15: Zeiträume der statistischen Erhebung bzw. der abgeleiteten und berechneten Daten

| Jahr | Kulturfläche | Ertrag | Viehzahl | Ertragserwartung <sup>*)</sup> | Jahresabfluss <sup>**)</sup> |
|------|--------------|--------|----------|--------------------------------|------------------------------|
| 2004 |              | x      |          | x                              | x                            |
| 2003 | x            | x      | x        | x                              | x                            |
| 2002 |              | x      |          | x                              | x                            |
| 2001 |              | x      | x        | x                              | x                            |
| 2000 |              | x      |          | x                              | x                            |
| 1999 | x            | x      | x        | x                              | x                            |
| 1998 |              | x      |          | x                              | x                            |
| 1997 |              | x      |          | x                              | x                            |
| 1996 |              | x      | x        | x                              | x                            |
| 1995 | x            | x      |          | x                              | x                            |

<sup>\*)</sup> Eigene Regressionsberechnungen

<sup>\*\*)</sup> Auswertung der Pegeldata

Aus der Auflistung der Zeiträume der statistischen Erhebung beziehungsweise der abgeleiteten und berechneten Daten (Tabelle 15) geht hervor, dass nur die Jahre 1999 und 2003 die erforderliche Deckungsgleichheit der Daten aufweisen. Bei der Berechnung zusätzlicher Jahre wurden die statistischen Daten der am nächsten liegenden geeigneten statistischen Erhebung berücksichtigt. Dazu wurde im Vorfeld die Abweichung der Daten der Anbaustrukturen und der Viehzahlen innerhalb der Zeiträume der Erhebung analysiert. Da in den Einzugsgebieten Fuhse und Oker nur geringfügige Schwankungen innerhalb der Anbaustrukturen und der Viehzahlen zwischen den Zeiträumen der Erhebung ermittelt wurden, ist dieses Verfahren gerechtfertigt. Wegen der geringen Variation innerhalb der Anbaustrukturen und Vieh-

zahlen ist der bestimmende Faktor für die Jahrgänge das Verhältnis von Ertrag zu Ertragserwartung sowie der Jahresabfluss pro Bilanzgebiet.

### 3.7 Berechnungsansätze zur Ermittlung diffuser pfad-nutzungsbezogener N-Einträge

In dem folgenden Kapitel werden die Berechnungsansätze, die zur Ermittlung diffuser N-Einträge führen, für die verschiedenen Landnutzungen und Eintragspfade dargestellt. Nach dem im vorigen Kapitel behandelten N-Bilanzüberschuss von Ackerflächen unter besonderer Berücksichtigung der Standortansprüche der Kulturarten, wird in diesem Kapitel der N-Bilanzüberschuss von Grünland und Wald und die Denitrifikation in den Kompartimenten Oberboden, Unterboden und Grundwasser mit dem Sonderfall der Langzeitbetrachtung für große Grundwasserverweilzeiten betrachtet.

#### 3.7.1 N-Bilanzüberschuss von Grünlandflächen

Die Berechnung des N-Bilanzüberschusses von Grünland erfolgt für die wesentlichen Eingangsdaten und Berechnungsansätze in Anlehnung an BACH & FREDE (2002). Die Bilanzterme entsprechen dabei denen der Ermittlung des N-Bilanzüberschusses auf Ackerflächen (Tabelle 13). Negativer Bilanzterm ist hierbei der N-Entzug. Der N-Entzug der Pflanzen für die Landnutzung Grünland berechnet sich in Abhängigkeit von der Anzahl der Rinder beziehungsweise Milchkühe.

$$NEnt_{Grün} = FL_{DGrün} \cdot (80 + 55 \cdot ((V_{Rind} - V_{MK}) \cdot 50 + V_{MK} \cdot 110) / 80 / LNF) \quad (\text{Gleichung 21})$$

Mit:

|               |  |
|---------------|--|
| $NEnt_{Grün}$ | = N-Entzug auf Grünland [t] *)           |
| $FL_{DGrün}$  | = Fläche Dauergrünland [ha] *)           |
| $V_{Rind}$    | = Anzahl Rinder [t] *)                   |
| $V_{MK}$      | = Anzahl Milchkühe [t] *)                |
| $LNF$         | = Landwirtschaftliche Nutzfläche [ha] *) |

\*) Die Angabe bezieht sich auf die Fläche der Gemeinde

Es wird angenommen, dass der N-Bedarf für die Landnutzung Grünland dem N-Entzug multipliziert mit einem Mehrbedarfskoeffizienten entspricht.

$$NBedarf_{Grün} = NEnt_{Grün} \cdot NM_{Koeff} \quad (\text{Gleichung 22})$$

Mit:

|                  |                                |
|------------------|--------------------------------|
| $NBedarf_{Grün}$ | = N-Bedarf der Pflanzen [t] *) |
| $NEnt_{Grün}$    | = N-Entzug auf Grünland [t] *) |
| $NM_{Koeff}$     | = N-Mehrbedarfskoeffizient [-] |

\*) Die Angabe bezieht sich auf die Fläche der Gemeinde

Dieser N-Bedarf wird als zu düngender Sollwert betrachtet, wobei Stickstofffixierung und Wirtschaftsdünger unter Berücksichtigung von Anrechnungsfaktoren verrechnet werden.

$$N_{Min} = N_{BedarfGrün} - (N_{Wirt} \cdot Wirt_F) - (N_{Legum} \cdot Fix_F) \quad (\text{Gleichung 23})$$

Mit:

|                         |  |
|-------------------------|--|
| $N_{\text{Min}}$        | = Mineraldünger [t] *)                               |
| $N_{\text{BedarfGrün}}$ | = N-Bedarf der Pflanzen [t] *)                       |
| $N_{\text{Wirt}}$       | = Wirtschaftsdünger [t] *)                           |
| $N_{\text{Legum}}$      | = Stickstofffixierung der Leguminosen [t] *)         |
| $\text{Fix}_F$          | = Anrechnungsfaktor N-Fixierung der Leguminosen [-]  |
| $\text{Wirt}_F$         | = Anrechnungsfaktor des Wirtschaftsdüngeranfalls [-] |

\*) Die Angabe bezieht sich auf die Fläche der Gemeinde

Demnach ist die Anzahl der Rinder beziehungsweise Milchkühe der bestimmende Term für die berechnete Düngung und damit für die Höhe des N-Bilanzüberschusses für die Landnutzung Grünland.

### 3.7.2 N-Bilanzüberschuss von Wäldern und sonstigen Flächen

Seit Beginn der Industrialisierung sind Wälder hohen Nähr- und Schadstofffrachten ausgesetzt. Stickstoffeinträge erhalten die Wälder in der Regel durch atmosphärische Deposition (HIRT, 2002). Seit Mitte der 90er Jahre übertreffen die Stickstoffemissionen aus der Landwirtschaft (vornehmlich  $\text{NH}_3\text{-N}$ ) die des Transportsektors (vornehmlich  $\text{NO}_x\text{-N}$ ). Das aus der Tierhaltung und aus der Lagerung von wirtschaftseigenen Düngern stammende Ammoniak wird zu großen Anteilen im Nahbereich immittiert. Dadurch kommt es in Gebieten intensiver Tierhaltung zu besonders hohen Stickstoff-Depositionen (BRINKMANN & NIEDERER, 2002).

Für natürliche und naturnahe Ökosysteme sind atmosphärische Stickstoffeinträge durch nasse und trockene Deposition - neben der N-Fixierung aus der Luft - die wichtigste N-Quelle.

Die Ermittlung der N-Einträge durch die Landnutzung Wald wird von den derzeit gängigen Bilanzierungsmodellen teilweise sehr vereinfacht abgeschätzt (SCHEER, PANCKOW et al., 2004).

Die Berechnung des N-Austrages unter Waldflächen erfolgt im neuen Bilanzmodell in Anlehnung an das Critical-Load-Konzept nach NAGEL & GREGOR (1999) und NAGEL et al. (2004). Jedoch fließen wesentliche Eingangsdaten horizontbezogen in die Berechnung ein und nicht als Mittelwertbetrachtung für das Bodenprofil.

Die einzelnen Bilanzglieder für die Berechnung des N-Austrages unter Waldflächen sind hierbei:

- Atmosphärische N-Deposition,
- Denitrifikation,
- Nettoaufnahmerate und
- Immobilisierungsrate.



Die Texturklasse entspricht einem bestimmten Tonanteil. Der mittlere Tonanteil des Bodens wird aus der Bodenart nach AD-HOC-AG BODEN (2005) abgeleitet und der Texturklasse zugewiesen.

Tabelle 18: Texturklasse und mittlerer Tonanteil nach NAGEL (1999) und NAGEL et al. (2004)

| Texturklasse | Mittlerer Tonanteil [%] |
|--------------|-------------------------|
| 1            | < 10,5                  |
| 1/2          | ≥ 10,5 bis < 20,0       |
| 1/3          | ≥ 25,0 bis < 30,0       |
| 1/4          | ≥ 30,0 bis < 37,5       |
| 2            | ≥ 20,0 bis < 25,0       |
| 2/3          | ≥ 37,5 bis < 45,0       |
| 2/4          | ≥ 52,5 bis < 57,5       |
| 3            | ≥ 45,0 bis < 52,5       |
| 3/4          | ≥ 57,5 bis < 62,5       |
| 4            | ≥ 62,5 bis < 70,0       |
| 5            | ≥ 70,0                  |

Als Ergebnis liegt somit für jedes Raster der Landnutzung Wald die Verwitterungsklasse vor.

Die Verwitterungsklasse entspricht nach NAGEL & GREGOR (1999) einer bestimmten Verwitterungsrate. Diese wird zur Ableitung der Ertragsklasse benötigt.

Tabelle 19: Klassen der Verwitterungsrate in [eq/ha\*a] nach NAGEL & GREGOR (1999)

| Verwitterungs-<br>klasse | Verwitterungsrate |       | Wert zur Berechnung<br>der Critical Load |
|--------------------------|-------------------|-------|--|
|                          | von               | bis   |  |
| 0                        | 0                 |       | 0  |
| 1                        | 0                 | 500   | 250                                      |
| 2                        | 500               | 1000  | 500                                      |
| 3                        | 1000              | 1500  | 750                                      |
| 4                        | 1500              | 2000  | 1000                                     |
| 5                        | 2000              | 2500  | 1250                                     |
| 6                        | 2500              | 3000  | 1500                                     |
| 10                       |                   | >3000 | 2500                                     |

Im nächsten Schritt erfolgt die Ermittlung der Ertragsklasse. Da Daten hierzu nicht flächendeckend vorliegen, werden forstliche Ertragsklassen (Bonitäten) über abiotische Standortfaktoren nach NAGEL & GREGOR (1999) zugeordnet (Tabelle 20). Die Standortfaktoren bestehen aus Sickerwasserrate und Jahresmittel der Temperatur sowie aus den im Vorfeld entsprechend der Verwitterungsklasse abgeleiteten Verwitterungsraten.

Zur Ermittlung der Ertragsklassen wird die Jahresmitteltemperatur benötigt. Werden diese Daten nicht explizit eingegeben, wird die Jahresmitteltemperatur über die Gebietshöhe berechnet. Grundlage ist eine statistische Auswertung der mittleren Jahrestemperatur für Niedersachsen. Eine Überprüfung der Korrelation der mittleren Jahrestemperatur in Bezug auf die Höhenlage ergab - 0,92 (n = 72).

Tabelle 20: Matrix zur Ableitung von Ertragsklassen aus den abiotischen Standortfaktoren nach NAGEL & GREGOR (1999)

| BC <sub>w</sub> [eq/ha*a] | >500 |     |     |     |     |    | 250-500 |     |     |     |     |    | <250 |     |    |     |    |    |
|---------------------------|------|-----|-----|-----|-----|----|---------|-----|-----|-----|-----|----|------|-----|----|-----|----|----|
|                           | >8   | 8   | 7   | 6   | 5   | <5 | >8      | 8   | 7   | 6   | 5   | <5 | >8   | 8   | 7  | 6   | 5  | <5 |
| SWR                       |      |     |     |     |     |    |         |     |     |     |     |    |      |     |    |     |    |    |
| ≥1000                     |      |     | la  | I   | II  | IV |         |     | I   | II  | III | IV |      |     | I  | II  | IV | V  |
| 800-999                   |      | la  | la  | I   | II  | IV |         |     | I   | II  | III | IV |      |     | I  | II  | IV | V  |
| 600-799                   | la   | la  | I   | I   | II  | IV |         | I   | I   | II  | III | IV |      | I   | II | II  | IV | V  |
| 400-599                   | la   | I   | I   | I   | II  |    |         | I   | II  | II  | III | IV |      | II  | II | III | IV |    |
| 200-399                   | I    | II  | II  | II  | III |    | II      | II  | III | III | III |    | II   | III | IV | IV  |    |    |
| <200                      | III  | III | III | III |     |    | III     | III | IV  | IV  |     |    | III  | IV  | V  | V   |    |    |

BC<sub>w</sub> = Verwitterungsrate [eq/ha\*a]

T = Temperatur [°C]

SWR = Sickerwasserrate [mm/a]

Den Ertragsklassen kann wiederum eine Stickstoffaufnahme zugewiesen werden (NAGEL & GREGOR, 1999).

Tabelle 21: Stickstoffnettoaufnahmeraten für Laub- und Nadelwald in [kg/ha\*a] nach Ertragsklassen (NAGEL & GREGOR, 1999)

| Ertragsklasse | Laubwald | Nadelwald |
|---------------|----------|-----------|
| la            | 15       | 10        |
| I             | 13,5     | 8,5       |
| II            | 11,5     | 6,5       |
| III           | 8        | 5         |
| IV            | 7        | 4         |
| V             | 3,5      | 2         |

Die Immobilisierungsrate beschreibt die Festlegung von Stickstoff im System, zum Beispiel durch Humus, aber auch durch Stickstofffixierung. Nach NAGEL & GREGOR (1999) ist die Immobilisierungsrate der Böden erheblich von der Temperatur beeinflusst (Wärme hemmt die Immobilisierung).

Die Immobilisierungsrate wird aus der Matrix zur Ermittlung der Immobilisierungsrate für Stickstoff ausgelesen (NAGEL & GREGOR, 1999).

Tabelle 22: N-Immobilisation in Abhängigkeit von der Temperatur

| Temperatur [°C] | N-Immobilisation [kg/ha*a] |
|-----------------|----------------------------|
| <5              | 5                          |
| 5               | 4                          |
| 6               | 3                          |
| 7               | 2                          |
| 8               | 1,5                        |
| >8              | 1                          |

Wie bei der Berechnung der Ertragsklassen wird die Jahresmitteltemperatur modellintern über die Gebietshöhe ermittelt, wenn sie nicht explizit eingegeben wird.

### 3.7.3 Berechnung der Denitrifikation im Oberboden

Ein wesentliches Ziel der Modellentwicklung liegt darin, die Berechnungsansätze soweit zu optimieren, dass sensible Teilflächen, auf denen vorrangig und vor allem besonders effektiv Maßnahmen zur Belastungsverringerung durchzuführen sind, lokalisiert werden können. Dieses gelingt mit den derzeit verfügbaren Modellen nicht (vergleiche hierzu SCHEER, 2005 und SCHEER, PANCKOW et al., 2004).

Für die angestrebte Optimierung bedeutet das, bezogen auf die unterirdischen Stickstoffeinträge, dass der Denitrifikationsverlust im Grundwasser sowie in der Bodenzone standortdifferenziert abgebildet wird. Dazu werden getrennte Ansätze für den Ober- und Unterboden verwendet, um die spezifischen Denitrifikationsbedingungen dieser beiden unterschiedlichen Kompartimente angemessen zu berücksichtigen. Insgesamt werden die drei Kompartimente Oberboden, Unterboden und Grundwasser betrachtet, in denen jeweils sehr unterschiedliche Denitrifikationsbedingungen vorherrschen können. Diese Betrachtung wird durch die Verwendung der BÜK 50 ermöglicht, die Bodenkennwerte horizontbezogen ausweist. Die Realisierung der Berechnung im Modell ist für diese horizontbezogene Auswertung relativ aufwändig. Hier kommen die Vorteile einer relationalen Datenbank als Modellgrundlage deutlich zum Vorschein. Eine Berechnung wäre so in einer Tabellenkalkulation wie beispielsweise MS EXCEL nicht realisierbar gewesen.

Das Modul zur Berechnung der Denitrifikation im Oberboden soll auf der Basis verfügbarer Daten die oben genannten wesentlichen Einflussfaktoren auf die Denitrifikationsrate standortdifferenziert berücksichtigen.

Hierzu wurde ein bestehender Ansatz von KÖHNE & WENDLAND (1992) modifiziert und um standortspezifische Einflüsse ergänzt (vergleiche schematische Darstellung in Bild 38).

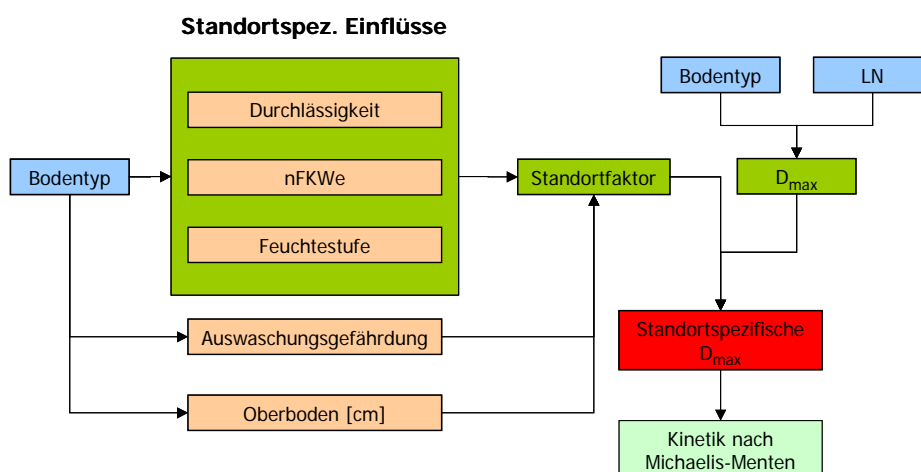


Bild 38: Schematische Darstellung des Berechnungsansatzes zur Denitrifikation im Oberboden.

Zuerst werden nach KÖHNE & WENDLAND (1992), GÄTH, ANTONY et al. (1997) sowie MÜLLER & RAISSI (2002) den verschiedenen Bodentypen nach AG BODEN (1994) in Abhängigkeit der Vernässung (beschreibt Wasser- und Sauerstoffgehalt) und der Substratverfügbarkeit maximale Denitrifikationsraten ( $D_{Max}$ ) zugeordnet (vergleiche Tabelle 23). Hierbei wird die Höhe der Denitrifikationsraten pro Bodentyp in Abhängigkeit von der Landnutzung differenziert.

Tabelle 23: Maximale Denitrifikationsraten nach Bodentyp und Landnutzung in [kg/ha\*a], ergänzt nach KÖHNE & WENDLAND (1992); GÄTH, ANTONY et al. (1997) und MÜLLER & RAISSI (2002)

| Bodentyp | Acker | Grünland | Wald |
|----------|-------|----------|------|
| AB       | 60    | 90       | 78   |
| B        | 10    | 15       | 13   |
| B-D      | 40    | 60       | 52   |
| B-L      | 20    | 30       | 26   |
| B-N      | 10    | 15       | 13   |
| B-P      | 10    | 15       | 13   |
| B-Q      | 10    | 15       | 13   |
| B-R      | 10    | 15       | 13   |
| D        | 40    | 60       | 52   |
| D-S      | 40    | 60       | 52   |
| E        | 20    | 30       | 26   |
| E//P     | 20    | 30       | 26   |
| F        | 10    | 15       | 13   |
| G        | 60    | 90       | 78   |
| G-AB     | 60    | 90       | 78   |
| G-B      | 40    | 60       | 52   |
| G-OL     | 40    | 60       | 52   |
| G-P      | 40    | 60       | 52   |
| G-Q      | 27    | 40       | 35   |
| G-S      | 40    | 60       | 52   |
| G-T      | 40    | 60       | 52   |
| HHv      | 60    | 90       | 78   |
| HNv      | 60    | 90       | 78   |
| HNv/G    | 60    | 90       | 78   |
| K//G     | 60    | 90       | 78   |
| K//L     | 20    | 30       | 26   |
| K//S-L   | 27    | 40       | 35   |
| L        | 20    | 30       | 26   |
| L-S      | 40    | 60       | 52   |
| N        | 10    | 15       | 13   |
| O        | 10    | 15       | 13   |
| P        | 10    | 15       | 13   |
| P-B      | 10    | 15       | 13   |
| P-G      | 60    | 90       | 78   |
| pQ       | 10    | 15       | 13   |
| P-Q      | 10    | 15       | 13   |
| pS       | 10    | 15       | 13   |
| P-S      | 60    | 90       | 78   |
| Q        | 10    | 15       | 13   |
| R        | 10    | 15       | 13   |
| S        | 40    | 60       | 52   |
| S-AB     | 60    | 90       | 78   |
| S-B      | 20    | 30       | 26   |
| S-D      | 40    | 60       | 52   |
| S-G      | 53    | 80       | 69   |
| S-K      | 27    | 40       | 35   |
| S-L      | 27    | 40       | 35   |
| S-P      | 20    | 30       | 26   |
| S-Q      | 20    | 30       | 26   |
| S-T      | 27    | 40       | 35   |
| T        | 20    | 30       | 26   |
| T-L      | 20    | 60       | 26   |
| YDHH     | 40    | 30       | 52   |



Da Grünlandflächen ganzjährig eine Bodenbedeckung aufweisen - im Gegensatz zu Ackerflächen, auf denen dies häufig nur während der Vegetationsperiode der Fall ist - ist dort auch ganzjährig von einer N-Aufnahme der Vegetation auszugehen. Nach Ergebnissen von BARCLOUGH, HYDEN et al. (1983) ermöglicht dieser Umstand einen nahezu vollständigen N-Entzug selbst bei hohen Düngegaben von 250 kg/ha\*a. STICKSEL (1995) und KLEMP (1997) erklären die geringeren N-Austräge unter Grünland dagegen durch eine erhöhte Denitrifikation im Vergleich zu Ackerland. Diese kann unter anderem dadurch begründet werden, dass aufgrund der dichteren und ganzjährigen Bodenbedeckung der Bodenfeuchtegehalt höher ist und somit bessere Denitrifikationsbedingungen herrschen.

Da auch nach Angaben von WERNER & OLFS (1990) sowie FEICHTINGER (1998) die N-Austräge unter Grünland geringer als unter Acker sind, werden die Denitrifikationsraten für diese Landnutzung um 50 % höher als für Ackerflächen angesetzt. Auch für die Landnutzung Wald ist davon auszugehen, dass aufgrund des deutlich höheren Anteils von organischen Kohlenstoffverbindungen im Oberboden (vergleiche SCHEFFER & SCHACHTSCHNABEL, 2002) die Denitrifikationsrate höher als bei Ackerböden ist; modellintern wird sie daher für die Landnutzung Wald 30 % höher angesetzt. Für alle weiteren in ATKIS ausgewiesenen Landnutzungen gelten die Angaben für Ackerflächen.

Der standortspezifische Einfluss auf die Denitrifikationsrate wird durch den Standortfaktor berücksichtigt. Er ermöglicht eine Differenzierung der Denitrifikationsrate eines Bodentyps trotz gleicher Landnutzung.

Als Einflussfaktoren auf den Wasser- und Sauerstoffgehalt des Bodens gelten die nach MÜLLER (2004) abgeleiteten Parameter Durchlässigkeit ( $k_f$ -Wert des Oberbodens), nutzbare Feldkapazität im effektiven Wurzelraum, bodenkundliche Feuchtestufe (nach BÜK 50) und Auswaschungsgefährdung.

Für diese Parameter wurde durch Auswertung der entsprechenden Daten für die beiden Untersuchungsgebiete pro Bodentyp und Landnutzung ein mittlerer Wert beziehungsweise eine mittlere Werteklasse abgeleitet. Es wird davon ausgegangen, dass die oben vorgestellten maximalen Denitrifikationsraten pro Bodentyp und Landnutzung für die mittleren Zustände der Parameter gelten. Jede Abweichung der Parameter vom mittleren Zustand hat demnach eine Auswirkung auf die Höhe der Denitrifikationsrate. Ist der betrachtete Standort zum Beispiel feuchter als es für diesen Bodentyp typisch ist (typisch = mittlerer Zustand), erhöht sich die Denitrifikationsrate umso stärker, je weiter die bodenkundliche Feuchtestufe am Standort vom mittleren Zustand abweicht. Modellintern werden hierfür pro Parameter Faktoren ermittelt, über die die Abweichung zum jeweils mittleren Zustand beschrieben wird. Der mittlere Zustand ergibt sich aus Auswertungen der in den Einzugsgebieten vorherrschenden Bedingungen für die in Tabelle 23 genannten Bodenarten. Die oben genannten Faktoren (vergleiche auch Gleichung 24) haben nach KÖHNE & WENDLAND (1992) einen Einfluss auf die Denitrifikation und werden demnach als Zu- und Abschläge berücksichtigt.

Für den Oberboden wird davon ausgegangen, dass die oben vorgestellten Denitrifikationsraten für eine Oberbodenmächtigkeit von 50 cm gelten (vergleiche KÖHNE & WENDLAND, 1992). Ist die Oberbodenmächtigkeit nach BÜK 50 geringer, wird die Denitrifikationsrate in Abhängigkeit von der Abweichung (Referenzwert ist 50 cm) über einen variablen Faktor korrigiert (im genannten Fall verringert).

Die standortspezifische maximale Denitrifikationsrate ergibt sich nach:

$$D_{\max St} = D_{\max LN} \cdot F_{OB} \cdot \left( \frac{F_{kf} + F_{nFKWe} + F_{FS} + F_{AG}}{4} \right) \quad (\text{Gleichung 24})$$

Mit:

- $D_{\max St}$  = standortspezifische maximale Denitrifikationsrate [kg/ha\*a]
- $D_{\max LN}$  = maximale Denitrifikationsrate nach Landnutzung (s. Tabelle 23) in [kg/ha\*a]
- $F_{OB}$  = Faktor Oberbodenmächtigkeit
- $F_{kf}$  = Faktor für Einfluss des standörtlichen  $k_f$ -Wertes
- $F_{nFKWe}$  = Faktor für Einfluss des standörtlichen nFKWe-Wertes
- $F_{FS}$  = Faktor für Einfluss der standörtlichen bodenkundlichen Feuchtestufe
- $F_{AG}$  = Faktor für Einfluss der standörtlichen Auswaschungsgefährdung

Die standortspezifische Denitrifikation im Oberboden wird unter Verwendung einer Michaelis-Menten-Kinetik ermittelt nach:

$$DeniOB = \frac{D_{\max St} \cdot \left( (1-VG) \cdot \frac{N_{\text{Überschuss}}}{MasseOB} \right)}{k + \left( (1-VG) \cdot \frac{N_{\text{Überschuss}}}{MasseOB} \right)} \quad (\text{Gleichung 25})$$

Mit:

- $DeniOB$  = standortspezifische Denitrifikation im Oberboden [kg/ha\*a]
- $D_{\max St}$  = standortspezifische maximale Denitrifikationsrate [kg/ha\*a]
- $VG$  = Versiegelungsgrad [%]
- $N_{\text{Überschuss}}$  = N-Überschuss [kg/ha\*a]
- $MasseOB$  = Masse des Oberbodens [kg/ha]
- $k$  = Michaelis-Menten-Konstante

Die Masse des Oberbodens wird aus der effektiven Lagerungsdichte des Oberbodens abgeschätzt, der N-Überschuss und der Versiegelungsgrad liegen vor, und die Michaelis-Menten-Konstante wird modellintern in Abhängigkeit des N-Überschusses abgeleitet.

Die Berechnungsmethode für die Denitrifikation im Oberboden beruht damit auf etablierten Verfahren, ergänzt durch plausible Annahmen für standortspezifische Einflüsse (beispielsweise Landnutzung, Durchlässigkeit, nFKWe und weitere Einflüsse die eine Auswirkung auf die Denitrifikation haben).

Die Denitrifikation wurde bislang oft undifferenziert, höchstens für ein gesamtes Bodenprofil, oftmals auch für ganze Einzugsgebiete oder Teileinzugsgebiete einheitlich abgeschätzt. Im neu entwickelten Ansatz können dagegen bis zu zwölf Bodenhorizonte (Ober- und Unterboden) jeden Bodenprofils mit ihren spezifischen Denitrifikationsbedingungen berücksichtigt werden. Durch die Berücksichtigung der Bodenprofile für die Denitrifikation im Oberboden können die Einträge über Dränage und Zwischenabfluss, die diesem Kompartiment zugeordnet werden, erheblich differenzierter abgeschätzt werden als bisher (vergleiche Kapitel 4.2).

Aus dem Oberboden erfolgt der Eintrag in den Unterboden, der im folgenden Kapitel behandelt wird, und nachfolgend in das Grundwasser. Der Sonderfall einer Langzeitbetrachtung bei hohen Grundwasserverweilzeiten wird detailliert in Kapitel 3.7.5.1 beschrieben.

### 3.7.4 Berechnung der Denitrifikation im Unterboden

Eine Denitrifikation im Unterboden wird für den Lockergesteinsbereich ermittelt, wobei unter dem Begriff „Unterboden“ hier die Bodenschicht zwischen Unterkante Oberboden und Oberfläche des oberen Grundwasserleiters verstanden wird. Der Unterboden ist die ungesättigte Bodenschicht unterhalb des Oberbodens bis maximal 2 m Tiefe. Bis in diese Tiefe reichen die Angaben der BÜK 50.

Relevant ist der Nitratabbau in dieser Bodenschicht nur für den Pfad Grundwasserabfluss, da nur das Grundwasser bis in diese tieferen Schichten versickert.

Die Denitrifikationsraten für dieses Kompartiment werden in der Literatur im Vergleich zum Oberboden als erheblich geringer eingeschätzt (COLBOURN & DOWDELL, 1984; KUNST, MULL et al., 1996).

Nach LORENZ (2005) ist der Gehalt organischer Substanz sowie die mikrobielle Aktivität in tonigen Böden grundsätzlich höher als in anderen Böden. Hieraus lässt sich eine gewisse Abhängigkeit der Denitrifikationsrate vom Tongehalt ableiten. Darüber hinaus liegen Informationen zu den Bodenwasserverhältnissen in Form der bodenkundlichen Feuchtestufe, des nFKWe-Wertes und der Auswaschungsgefährdung sowie zu dem Nitratgehalt in der Bodenlösung vor. Modellintern wird pro betroffenem Horizont eine prozentuale Denitrifikation für diesen Horizont berechnet:

$$DeniUB = F_{TG} \cdot F_{SD} \cdot F_{nFKWE} \cdot F_{FS} \cdot F_{NA} \quad (\text{Gleichung 26})$$

Mit:

|             |  |
|-------------|--|
| DeniUB      | = Denitrifikation im Unterboden für den betrachteten Horizont [%]                  |
| $F_{TG}$    | = Ausgangswert für den Einfluss des Tongehalts [%]                                 |
| $F_{SD}$    | = Faktor für den Einfluss der Schichtdicke des Horizonts                           |
| $F_{nFKWE}$ | = Faktor für den Einfluss des standörtlichen nFKWe-Wertes                          |
| $F_{FS}$    | = Faktor für den Einfluss der bodenkundlichen Feuchtestufe                         |
| $F_{NA}$    | = Faktor für den Einfluss der Nitratauswaschung aus dem darüber liegenden Horizont |

### 3.7.5 Denitrifikation im Grundwasser

Die Defizitanalyse der bisherigen Modelle nach SCHEER (2005) und SCHEER, PANCKOW et al. (2004) zeigt für die Berechnung der Denitrifikation im Grundwasser erheblichen Optimierungsbedarf auf. Im einzelnen sind hier zu nennen die:

- ungenügende Berücksichtigung der Grundwasserverweilzeit, die, wenn überhaupt, nur für das gesamte Einzugsgebiet abgeschätzt wird,
- pauschale und undifferenzierte Annahmen zur Denitrifikation als einheitlicher Wert für das gesamte Einzugsgebiet,
- keine Berücksichtigung eines historischen N-Bilanzüberschusses für lange Grundwasserverweilzeiten,

- keine Summation der Abbauverhältnisse auf dem Fließweg und
- keine Berücksichtigung des zeitlichen Horizontes bei Szenarienberechnungen, die Stickstoffeinträge über Grundwasser betreffen.

THORMÄHLEN & WICHMANN (2007) weisen darauf hin, dass ein verbesserter Berechnungsansatz auf der Basis pauschaler Annahmen möglich ist, und die Aussagekraft einem numerischen Strömungs-, Transport-, und Reaktionsmodell nahe kommen soll. Solche physikalisch basierten Modelle sind nach ROBRECHT, LEHMANN et al. (2007) aufgrund ihrer hohen Anforderungen für den Datenbedarf nur für sehr kleine und gut untersuchte Gebiete von Nutzen und nicht für den Einsatz in der wasserwirtschaftlichen Praxis geeignet.

THORMÄHLEN & WICHMANN (2007) setzen hydrochemische Bedingungen im Grundwasser und die Aufenthaltszeit als maßgebliche Parameter für eine verbesserte Berechnung auf der Basis pauschaler Annahmen an.

Die Denitrifikation beziehungsweise das Nitratabbauvermögen im Grundwasser ist regional sehr unterschiedlich und hängt im Wesentlichen neben der Nitratkonzentration vom hydrochemischen Milieu - den Denitrifikationsbedingungen - und von der Kontaktzeit, das heißt der Grundwasserverweilzeit (GWVZ), ab.

Das hydrochemische Milieu lässt sich anhand von Referenzbereichen wesentlicher Parameter einordnen (vergleiche Tabelle 24).

Tabelle 24: Referenzbereiche wesentlicher Parameter zur Differenzierung von reduzierten und oxidierten Grundwässern nach WENDLAND & KUNKEL (1999)

| Parameter   | Reduzierte Grundwässer | Oxidierte Grundwässer |
|-------------|------------------------|-----------------------|
| Nitrat      | < 1 mg/l               | Je nach Eintrag       |
| Eisen (II)  | > 0,2 mg/l             | < 0,2 mg/l            |
| Mangan (II) | > 0,05 mg/l            | < 0,05 mg/l           |
| Sauerstoff  | < 2 mg/l               | > 2 mg/l              |

WENDLAND & KUNKEL (1999) haben durch Auswertung umfangreichen Datenmaterials eine Klassifizierung von Grundwasserleitern hinsichtlich ihres Nitratabbauvermögens ermöglicht, abhängig von den geologischen Gesteinseinheiten (vergleiche Tabelle 25).

Diese Klassifizierung wurde für die Beschreibung des Nitratabbauvermögens beziehungsweise der Denitrifikationsbedingungen in den Grundwasserkörpern der beiden Untersuchungsgebiete Fuhse und Oker übernommen.

Reaktionskinetisch entspricht das Nitratabbauvermögen der Zeit, in der sich die Ausgangskonzentration um die Hälfte verringert, also der Halbwertszeit.

Modellintern wurden fünf Stufen für die Denitrifikationsbedingungen definiert, denen jeweils Halbwertszeiten nach Schäfer & Wendland (2005) zugeordnet wurden (vergleiche Tabelle 26).

Tabelle 25: Klassifizierung von Grundwasserleitern hinsichtlich ihres Nitratabbauvermögens (WENDLAND & KUNKEL, 1999), gültig für das Elbeinzugsgebiet

| Hydrogeologische Gesteinseinheit                                      | Nitratabbauvermögen |                     |          |
|---|---------------------|---------------------|----------|
|   | Nitratabbauend      | Nichtnitratabbauend | Mischtyp |
| Glaziofluviatile Sande  | X                   |                     |          |
| Kiese und Schotter  |                     | X                   |          |
| Moränenablagerungen   | X                   |                     |          |
| Hochflächensander, Sander   |                     |                     | X        |
| Geringmächtige känozoische Lockergesteinsbedeckungen des Festgesteins |                     | X                   |          |
| Mächtiges tertiäres Lockergestein                                     | X                   |                     |          |
| Tonig-schluffige Beckenablagerungen                                   | X                   |                     |          |
| Sandstein   |                     | X                   | Anteilig |
| Kalkstein   |                     | X                   |          |
| Ton- und Schluffgesteine mit Einlagerungen                            |                     | X                   | Anteilig |
| Dolomite, Salinare und Letten   |                     | X                   |          |
| Schiefergestein   |                     | X                   |          |
| Grauwacken  |                     |                     | X        |
| Molassegesteine   |                     | X                   |          |
| Metamorphite  |                     | X                   |          |
| Magmatische Ergussgesteine  |                     |                     | X        |
| Magmatische Tiefengesteine  |                     | X                   |          |

Tabelle 26: Modellintern zugeordnete Halbwertszeiten (Denitrifikationsbedingungen) in Abhängigkeit vom Nitratabbauvermögen der Grundwasserleiter nach SCHÄFER & WENDLAND (2005)

| Nitratabbauvermögen | Halbwertszeit |
|---------------------|---------------|
| sehr gut            | 2             |
| gut                 | 3,5           |
| Mischtyp            | 4,65          |
| schlecht            | 50            |
| sehr schlecht       | 500           |

Zur Abbildung der Denitrifikation im oberen Grundwasserleiter werden folglich noch Angaben zur Nitratkonzentration des neugebildeten Grundwassers und zur Grundwasserverweilzeit benötigt. Erstere wird direkt im Modell anhand der berechneten Grundwasserneubildungsmenge und der nach der Denitrifikation im Unterboden verbliebenen Nitratmenge ermittelt.

Die Grundwasserverweilzeit wird modellintern anhand der Parameter Gewässerdistanz und Abstandsgeschwindigkeit nach WENDLAND, ALBRECHT et al. (1993) ermittelt.

Die Gewässerdistanz zu den grundwasserwirksamen Vorflutern wird für jedes Raster im GIS abgeleitet. Die Abstandsgeschwindigkeit wurde für den Lockergesteinsbereich aus WENDLAND, ALBRECHT et al. (1993) übernommen. Hierzu wurden die entsprechenden Angaben digitalisiert und in ArcView den Rastern die jeweiligen Mittelwerte der Wertespannen zugeordnet. Für den Festgesteinsbereich lagen keine Angaben zu den Abstandsgeschwindigkeiten vor. Sie wurden daher für die verschiedenen Gesteinseinheiten anhand von Literaturangaben zu den Durchlässigkeitsbeiwerten, dem effektiven Hohlraumvolumen und dem hydraulischen Gradienten abgeschätzt.

Die Denitrifikation im Grundwasser beziehungsweise die Konzentration des den grundwasserwirksamen Vorfluter erreichenden Grundwassers  $N_{GW}$  lässt sich durch folgende Kinetik erster Ordnung nach WENDLAND & KUNKEL (1999) und SCHÄFER & WENDLAND (2005) beschreiben, die in dieser Form im Bilanzmodell berücksichtigt wird:

$$N_{GW} = N_0 \cdot e^{\left(-\ln 2 \cdot \frac{GWVZ}{t_{1/2}}\right)} \quad (\text{Gleichung 27})$$

Mit:

$N_0$  = Nitratkonzentration im neugebildeten Grundwasser [mg/l]

GWVZ = Grundwasserverweilzeit [a]

$t_{1/2}$  = Halbwertszeit, entspricht Denitrifikationsbedingung

Insgesamt werden damit die drei Kompartimente Oberboden, Unterboden und Grundwasser im Modell berücksichtigt, in denen jeweils sehr unterschiedliche Denitrifikationsbedingungen vorherrschen können und die damit großen Einfluss auf den Eintrag über die betroffenen Abflusspfade haben. Ein Abgleich der ermittelten Ergebnisse anhand von  $\text{NO}_3\text{-N}$ -Konzentrationen im Grundwasser zeigt sehr gute Ergebnisse (vergleiche Kapitel 4.7). Wie bei THORMÄHLEN & WICHMANN (2007) beschrieben, ist somit ein verbesserter Berechnungsansatz auf der Basis pauschaler Annahmen möglich.

Der Sonderfall einer notwendigen Langzeitbetrachtung bei hohen Grundwasserverweilzeiten wird detailliert im folgenden Kapitel 3.7.5.1 beschrieben.

### 3.7.5.1 Langzeitbetrachtung: Einfluss hoher Grundwasserverweilzeiten auf das Eintragsgeschehen

Bei der Berechnung der Denitrifikation im Grundwasser sind folgende Punkte zu berücksichtigen:

- Der N-Bilanzüberschuss kann für Grundwasserverweilzeiten größer als ein Jahr nicht aus dem aktuell ermittelten N-Bilanzüberschuss für den Bilanzzeitraum stammen, sondern muss sich an dem historischen N-Bilanzüberschuss orientieren.
- Der für ein Raster berechnete N-Eintrag über den Pfad Grundwasser in den grundwasserwirksamen Vorfluter ist von der Entfernung zum Vorfluter und den auf dem lateralen Fließweg herrschenden Denitrifikationsbedingungen abhängig. Fließt eine hohe N-Grundwasserkonzentration aus großer Entfernung Richtung Vorfluter durch Bodenkompimente mit hohem Denitrifikationspotenzial, so werden die hohen N-Austräge dieses Rasters weitgehend abgebaut und sind trotz hoher Austräge für den Vorfluter nicht eintragsrelevant.
- Die aus dem historischen N-Bilanzüberschuss berechnete N-Konzentration muss demnach auch auf der Wassermenge der Historie beziehungsweise auf mittleren Abflüssen beruhen.

Aus den genannten Punkten folgt, dass für die Berechnung der N-Einträge über Grundwasser in Abhängigkeit der Grundwasserverweilzeit (GVWZ) zunächst der zugehörige N-Bilanzüberschuss abgeleitet werden muss.

Für Grundwasserverweilzeiten, die größer als ein Jahr sind, geschieht dies unter Berücksichtigung historischer N-Salden nach BEHRENDT, HUBER et al. (1999), die als langjähriger Trend betrachtet werden und woraus die historischen N-Bilanzüberschüsse des Standortes abgeleitet werden.

Bei Flächen mit Grundwasserverweilzeiten, die größer sind als ein Jahr, wird eine mehrstufige Berechnung mit Langzeit-Bilanzüberschuss und Langzeit-Abflüssen aktiviert. Für betroffene Flächen wird der aktuelle N-Bilanzüberschuss nur für die schnellen Abflusspfade zur Berechnung herangezogen. Für die Berechnung des Grundwassereintrages basiert die Berechnung auf dem historischen N-Saldo, abhängig von der Verweilzeit und von zusätzlichen Denitrifikationsberechnungen für den Ober- und Unterboden. Dieses Vorgehen ist schematisch im folgenden Bild 39 dargestellt.

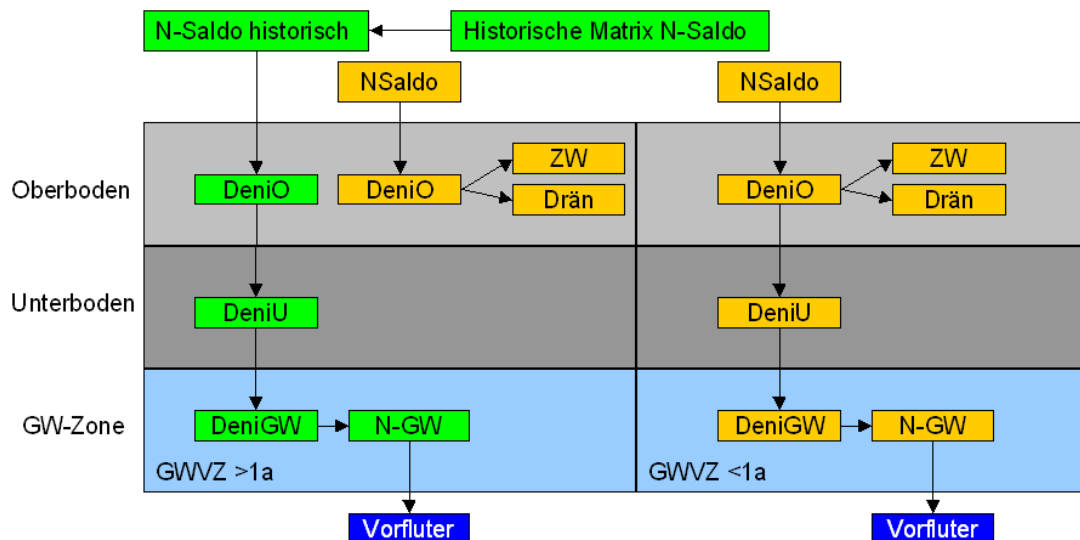


Bild 39: Differenzierte N-Langzeitberechnung (Deni: Denitrifikation; O: Oberboden; U: Unterboden; ZW: Zwischenabfluss; GW: Grundwasserabfluss; GWVZ: Grundwasserverweilzeit)

Das bedeutet, für Raster, die von der Langzeitbetrachtung betroffen sind (Grundwasserverweilzeiten, die größer sind als ein Jahr), erfolgt die Berechnung des N-Pfades zweifach. Zum einen wird die Denitrifikation im Oberboden für den aktuellen N-Bilanzüberschuss und die schnellen Abflusspfade (Zwischen- und Dränageabfluss) berechnet, zum anderen die Denitrifikation im Ober- und Unterboden auf der Basis des historischen N-Saldos.

Die Grundlagedaten für den historischen N-Saldo wurden von BEHRENDT, HUBER et al. (1999) übernommen. Hier sind pro Jahr mittlere N-Bilanzüberschüsse ab 1950 aufgeführt. Die Zuweisung des historischen N-Saldos erfolgt über die Grundwasserverweilzeit des Rasters. Je nach Grundwasserverweilzeit wird für landwirtschaftliche Nutzflächen das Untersuchungsjahr abzüglich der Grundwasserverweilzeit gerechnet. Das Ergebnis ist das Jahr des historischen N-Saldos. Es wird ein Mittelwert aus den vier umliegenden Jahren genommen. Ist die Grundwasserverweilzeit für ein Raster zum Beispiel 20 Jahre und das Untersuchungs-

jahr das Jahr 2003, so ist das ermittelte Jahr des historischen N-Saldos 1983. Es wird also der N-Langzeitüberschuss aus dem Mittelwert der Jahre 1981 bis 1985 genommen.

Ausgangswert der Denitrifikation im Grundwasser ist die Auswaschung aus dem Unterboden entweder nach Langzeit- oder Bilanzzeitraumbetrachtung. Berechnet wird die Emission nach der Denitrifikation als Konzentration in [mg/l] nach WENDLAND & KUNKEL, 1999 und SCHÄFER & WENDLAND, 2005.

Die Halbwertszeit im Grundwasser richtet sich nach den vorherrschenden Denitrifikationsbedingungen.

Die Grundwasserverweilzeit wird über den Abstand zum Vorfluter [m] und die klassierte Abstandsgeschwindigkeit [m/d] abgeschätzt.

$$GWVZ = DisGW / (Abv \cdot 365) \quad (\text{Gleichung 28})$$

Mit:

GWVZ: Grundwasserverweilzeit [a]

DisGW: Distanz zum Vorfluter [m]

Abv: Abstandsgeschwindigkeit [m/d]

Die Berechnung der Denitrifikation auf dem Weg zum Vorfluter erfolgt nach Grundwasserkörpern und Abstandseinheiten. Jedem Raster im Einzugsgebiet ist ein bestimmter Grundwasserkörper (GWK) zugeordnet. Die Grundwasserkörper sind zusätzlich über ihre Lage zum Vorfluter differenziert, links, beziehungsweise rechts vom Vorfluter gelegen. Es erfolgt eine Gruppierung nach den Abstandseinheiten der Gewässerdistanz sowie nach den Grundwasserkörpern. Für diese Gruppierung wird die zugehörige mittlere Auswaschung aus dem Unterboden und die mittlere Fracht nach der im Vorfeld berechneten Denitrifikation (pro Raster) ausgewiesen. Daraus ergibt sich ein mittlerer prozentualer Abbau für jede Abstandseinheit pro Grundwasserkörper (Tabelle 27).

Tabelle 27: Beispiel für den mittleren prozentualen Abbau für Abstandseinheiten und akkumuliert nach Distanz für den Grundwasserkörper (GWK) Nr. 16

| <b>GWK</b>   | <b>Distanz</b> | <b>Mittlerer prozentualer Abbau</b> | <b>Akkumulierter prozentualer Abbau</b> |
|--------------|----------------|-------------------------------------|---|
| <b>[Nr.]</b> | <b>[m]</b>     | <b>[Faktor]</b>                     | <b>[Faktor]</b>                         |
| 16           | 900            | 0,91                                | 0,25                                    |
| 16           | 800            | 0,91                                | 0,27                                    |
| 16           | 700            | 0,89                                | 0,30                                    |
| 16           | 600            | 0,87                                | 0,34                                    |
| 16           | 500            | 0,86                                | 0,39                                    |
| 16           | 400            | 0,84                                | 0,45                                    |
| 16           | 300            | 0,83                                | 0,54                                    |
| 16           | 200            | 0,81                                | 0,65                                    |
| 16           | 100            | 0,80                                | 0,80                                    |



Die Akkumulation des mittleren prozentualen Abbaus nach den Abstandsklassen ergibt mit steigender Entfernung zum Vorfluter einen immer höheren Abbau. Die Zunahme des Abbaus durch Denitrifikation im Grundwasser in Abhängigkeit von der Entfernung zum Vorfluter und von den unterschiedlichen Denitrifikationsbedingungen ist Bild 40 zu entnehmen.

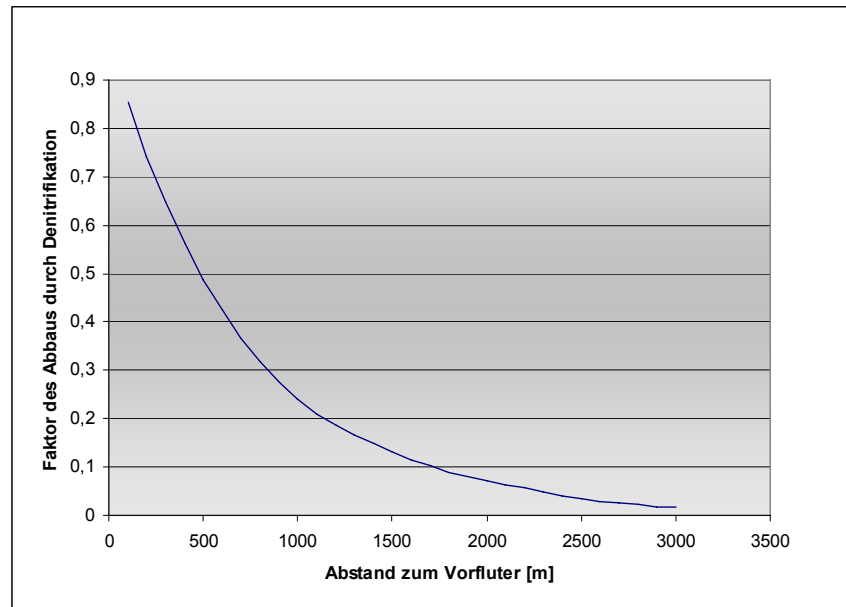


Bild 40: Akkumulation des mittleren prozentualen Abbaus nach den Abstandsklassen eines Grundwasserkörpers

Mit diesem in vorliegender Arbeit neuentwickelten Ansatz ist es nun möglich, auf der Basis allgemein verfügbarer Daten für die Denitrifikation im Grundwasser sowohl einen historischen N-Bilanzüberschusses für lange Grundwasserverweilzeiten, eine Summation der Abbauverhältnisse auf dem Fließweg und für Szenarienberechnungen den zeitlichen Horizont bei den Stickstoffeinträgen über Grundwasser zu berücksichtigen.

Eine Bewertung der Modellergebnisse erfolgt detailliert anhand von  $\text{NO}_3\text{-N}$ -Konzentrationen im Grundwasser in Kapitel 4.7.

### 3.7.6 Berechnung von diffusen N-Einträgen über Zwischenabfluss, Drainageabfluss, Grundwasserabfluss und Erosion

Für die schnell abfließenden Abflusspfade Zwischen- und Drainageabfluss werden die diffusen N-Einträge anhand des aktuellen N-Bilanzüberschusses, der standortspezifischen Denitrifikation im Oberboden und unter Berücksichtigung des Zwischen- beziehungsweise Drainageabflussanteils berechnet.

Die Aufteilung auf die unterirdischen Abflusspfade Grund-, Zwischen- und Drainageabfluss wird nach dem Rechenschritt Denitrifikation im Oberboden vollzogen. Sie orientiert sich für jedes Raster an der Wasserbilanz und erfolgt in Abhängigkeit vom Anteil des Abflusspfades.

Die diffusen N-Einträge über den Pfad Grundwasser werden unter Berücksichtigung des N-Bilanzüberschusses (vergleiche Kapitel 3.6), der Denitrifikation im Ober- und Unterboden (vergleiche Kapitel 3.7.3 und 3.7.4) sowie der Denitrifikation im Grundwasserleiter (vergleiche Kapitel 3.7.5) berechnet.

Zu beachten ist, dass nur für Grundwasserverweilzeiten von maximal einem Jahr die ermittelten aktuellen N-Bilanzüberschüsse in die Berechnung einfließen. Bei längeren Grundwasserverweilzeiten wird ein entsprechender „historischer“ N-Bilanzüberschuss abgeleitet (vergleiche Kapitel 3.7.5.1).

Die diffusen erosiven N-Einträge werden analog zu den P-Einträgen ermittelt. Der in das Bilanzmodell implementierte Berechnungsansatz wird ausführlich in Kapitel 3.8.1 vorgestellt.

### **3.8 Diffuse P-Eintragspfade**

In dieser Arbeit wurde die Methode zur Berechnung der diffusen P-Eintragspfade im Gesamtmodell programmiert und realisiert. Dazu wurde die nachfolgend beschriebene Methode der diffusen P-Eintragspfade übernommen und ergänzt nach dem Projektbericht „Entwicklung eines optimierten Bilanzierungsmodells zur Quantifizierung diffuser Nährstoffeinträge als Instrument zur Umsetzung der EG-WRRRL“ (PANCKOW, SCHEER et al., 2007).

In den folgenden Kapiteln werden die in das Bilanzmodell implementierten Berechnungsansätze für die dominierenden diffusen P-Eintragspfade Erosion sowie die unterirdischen Pfade Grundwasser, Zwischen- und Drainageabfluss vorgestellt.

Die Dokumentation der weiteren P-Eintragspfade Abschwemmung und Direkteinträge folgt in den Kapiteln 3.9 und 3.10.

#### **3.8.1 Diffuse P-Einträge über Erosion**

Für die Berechnung der erosiven P-Einträge sind als Eingangsparameter die Menge des Bodenabtrages, der Gewässeranbindungsgrad, das Enrichment Ratio und der P-Gehalt im Oberboden für jede Ackerfläche auf Rasterbasis zu ermitteln.

Die hierfür in das Bilanzmodell implementierten Berechnungsansätze werden in den folgenden Kapiteln vorgestellt.

##### **3.8.1.1 Bodenabtrag nach der Allgemeinen Bodenabtragungsgleichung (ABAG)**

Der Bodenabtrag (BA) von Ackerflächen wird nach der Allgemeinen Bodenabtragungsgleichung (ABAG) nach SCHWERTMANN, VOGEL et al. (1987) und MÜLLER (2004) berechnet:

$$BA = R \cdot K \cdot L \cdot S \cdot P \cdot C \quad \text{(Gleichung 29)}$$

Mit:

R = Regen- und Oberflächenabflussfaktor

K = Bodenerodierbarkeitsfaktor

L = Hanglängenfaktor

S = Hangneigungsfaktor

C = Bodenbedeckungs- und Bearbeitungsfaktor

P = Erosionsschutzfaktor

#### **R-Faktor**

Der Regen- und Oberflächenabflussfaktor R der ABAG wird nach einer für Niedersachsen gültigen Gleichung berechnet (vergleiche MÜLLER, 2004, VKR 6.4.10); sie lautet:

$$R = 0,0783 \cdot N_J - 12,98 \quad (\text{Gleichung 30})$$

Mit:

$N_J$  = Jahresniederschlag

Für Modellanwendungen außerhalb Niedersachsens ist diese Gleichung zu modifizieren.

Für die Beschreibung des mittleren langjährigen Bodenabtrages wird hierbei der mittlere Jahresniederschlag (flächendifferenziert nach NIBIS) verwendet. Für jahresbezogene Aussagen wird anhand der vorliegenden Abflussbedingungen des Jahres modellintern ein aktueller Jahresniederschlag abgeleitet.

### K-Faktor

Der Bodenerodierbarkeitsfaktor  $K$  der ABAG setzt sich aus verschiedenen Anteilen zusammen, die zunächst einzeln nach MÜLLER (2004) und SCHWERTMANN, VOGEL et al. (1987) berechnet werden.

Der bodenartabhängige Anteil  $K_B$  wird direkt anhand der Bodenart abgeleitet (MÜLLER, 2004, VKR 6.6.7), der humusabhängige Anteil  $K_H$  anhand des Humusgehaltes (MÜLLER, 2004, VKR 6.6.8). Für die Ermittlung des wasserdurchlässigkeitsabhängigen Anteils  $K_D$  muss zuvor der  $k_f$ -Wert des obersten Horizonts (A-Horizont) abgeleitet werden; hieraus ergibt sich  $K_D$  gemäß VKR 6.6.10 (MÜLLER, 2004).

Der steinbedeckungsabhängige Anteil  $K_S$  lässt sich aus dem Grobboden- beziehungsweise Bodenskelettanteil des obersten Horizontes ableiten (MÜLLER, 2004, VKR 6.6.11).

Mangels verfügbarer Grundlagendaten wurde auf den aggregierungsabhängigen Anteil  $K_A$  des K-Faktors verzichtet, was jedoch aufgrund seines geringen Einflusses vertretbar ist.

Der K-Faktor ergibt sich nach MÜLLER (2004), VKR 6.6.12 aus:

$$K = (K_B \cdot K_H + K_D) \cdot K_S \quad (\text{Gleichung 31})$$

### S-Faktor

Der Hangneigungsfaktor  $S$  der ABAG wird direkt aus der prozentualen Hangneigung ermittelt.

Zu bedenken ist, dass die in ArcView aus den Höhendaten abgeleitete Hangneigung (slope) in Grad angegeben ist; die Umrechnung erfolgt nach:

$$HNP = \tan(HN) \cdot 100 \quad (\text{Gleichung 32})$$

Mit:

HNP = Hangneigung [%]

HN = Hangneigung [°]

Zur Berechnung des S-Faktors wurde anhand der Angaben in MÜLLER (2004) eine Funktion für die Beziehung von HNP und S-Faktor abgeleitet:

$$S = 0,0055 \cdot HNP - 0,0337 \quad (\text{Gleichung 33})$$

### L-Faktor

Der Hanglängenfaktor L der ABAG beschreibt den Einfluss der erosiven Hanglänge auf den Bodenabtrag und ist folglich neben der Hanglänge auch von der Hangneigung abhängig.

Berechnet wird der Hanglängenfaktor L (die Hanglänge HL wird zur Zeit noch einheitlich mit 120 m angenommen) anhand der Angaben in MÜLLER (2004) für Hangneigungen  $\geq 5\%$  beziehungsweise Hangneigungen  $< 5\%$ . Hierfür wurden folgende Funktionen abgeleitet:

Für  $HNP \geq 5\%$ :

$$L = 0,2204 \cdot HL^{0,4929} \quad (\text{Gleichung 34})$$

Und für  $HNP < 5\%$ :

$$L = 0,303 \cdot HL^{0,391} \quad (\text{Gleichung 35})$$

### C-Faktor

Der Bodenbedeckungs- und Bearbeitungsfaktor C der ABAG hat einen erheblichen Einfluss auf den zu ermittelnden Bodenabtrag und sollte standort- und fruchtfolgespezifisch berechnet werden.

Der C-Faktor wurde daher fruchtfolgespezifisch (die Fruchtfolge des Standorts liegt aus dem Fruchtfolgemodul vor) nach SCHWERTMANN, VOGEL et al. (1987) ermittelt.

Benötigt werden hierfür die Kalenderdaten der einzelnen Kulturperioden (Tabelle 28), die relativen Bodenabträge der einzelnen Perioden für die verschiedenen Kulturpflanzen (vergleiche Tabelle 29) sowie die Summenprozentanteile der R-Faktoranteile. Für die Untersuchungsgebiete Fuhse und Oker wurde hierfür auf Angaben nach Hirche (1990) und Weddy (1995) in Mosimann & Rüttimann (1996) zurückgegriffen.

Tabelle 28: Kulturkalender: Kultur- und Entwicklungsperioden verschiedener Feldkulturen in Südniedersachsen nach Angaben der LWK Hannover, aus MOSIMANN & RÜTTIMANN (1996)

| Fruchtart            | Periode (Beginn der jeweiligen Periode)                                   |        |         |         |           |          |
|----------------------|---|--------|---------|---------|-----------|----------|
|                      | 1   | 2      | 3       | 4       | 5         | 6        |
|                      | BB-SB   | SB-10% | 10%-50% | 50%-75% | 75%-Ernte | Ernte-BB |
| Raps                 | Termine<br>der<br>Boden-<br>bearbei-<br>tung<br>unter-<br>schied-<br>lich | 20.08. | 20.09.  | 10.10.  | 01.04.    | 10.08.   |
| Winterweizen         |   | 15.10. | 01.03.  | 20.04.  | 10.05.    | 15.08.   |
| Wintergerste         |   | 25.09. | 10.10.  | 30.10.  | 01.04.    | 25.07.   |
| Roggen               |   | 05.10. | 20.10.  | 30.11.  | 15.04.    | 05.08.   |
| Triticale            |   | 05.10. | 20.10.  | 30.11.  | 15.04.    | 05.08.   |
| Sommerweizen         |   | 20.03. | 15.04.  | 10.05.  | 25.05.    | 20.08.   |
| Sommergerste         |   | 20.03. | 10.04.  | 05.05.  | 20.05.    | 05.08.   |
| Hafer                |   | 20.03. | 15.04.  | 10.05.  | 25.05.    | 20.08.   |
| Zuckerrüben          |   | 05.04. | 25.05.  | 10.06.  | 30.06.    | 15.10.   |
| Kartoffel/Feldgemüse |   | 10.04. | 20.05.  | 10.06.  | 20.06.    | 30.09.   |
| Mais                 |   | 25.04. | 15.05.  | 05.06.  | 20.06.    | 20.10.   |

Tabelle 29: Relativer Bodenabtrag der einzelnen Perioden für die verschiedenen Kulturpflanzen aus SCHWERTMANN, VOGEL et al. (1987)

| Frucht und Bestell-<br>technik | Periode (Beginn der jeweiligen Periode) |       |        |         |         |           |          |
|--------------------------------|---|-------|--------|---------|---------|-----------|----------|
|                                | 1a                                      | 1b    | 2      | 3       | 4       | 5         | 6        |
|                                | BB-SB                                   | BB-SB | SB-10% | 10%-50% | 50%-75% | 75%-Ernte | Ernte-BB |
| Getreide Konvent.              | 32                                      | -     | 46     | 38      | 3       | 1         | 2        |
| dto. Minimal-BB                | -                                       | 8     | 8      | 6       | 1       | 1         | 2        |
| Raps                           | 32                                      | -     | 46     | 38      | 3       | 1         | 2        |
| Kartoffel                      | 32                                      | -     | 80     | 40      | 5       | 7,5       | 44       |
| Zuckerrübe                     | 32                                      | -     | 85     | 45      | 5       | 3         | 44       |
| dto. Mulchsaat                 | 20                                      | 8     | 9      | 6       | 3       | 3         | 15       |
| Mais konventionell             | 32                                      | -     | 94     | 45      | 12      | 8,5       | 44       |
| dto. Spurlockerung             | 32                                      | -     | 54     | 45      | 12      | 8,5       | 44       |
| dto. WG Reihen                 | 32                                      | -     | 36     | 21      | 12      | 8,5       | 44       |
| dto. Mulchsaat                 | 20                                      | -     | 11     | 7       | 2       | 1         | 10       |
| dto. Minimal-BB                | -                                       | 8     | 8      | 6       | 2       | 1         | 10       |

Das Berechnungsprinzip ist in SCHWERTMANN, VOGEL et al. (1987) ausführlich beschrieben.

Es wird für jede Fruchtart einer Fruchtfolge und für jede Kultur- und Entwicklungsperiode aus dem zugehörigen R-Faktoranteil und dem relativen Bodenabtrag ein C-Faktoranteil berechnet.

Tabelle 30: Beispiel für die Ermittlung des C-Faktors für eine Fruchtfolge von drei Jahren, Erläuterung siehe Text

| Periode   | Datum  | Datum                   | R-Faktor Anteil |       | Diff/100 | RBA/100                      | C-Faktor Anteil |
|-----------|--------|-------------------------|-----------------|-------|----------|------------------------------|-----------------|
|           | Beginn | Ende                    | Beginn          | Ende  |          |                              |                 |
| BB-SB     | 18.8.  | 20.8.                   | 75,6            | 76,18 | 0,0058   | 0,32                         | 0,0019          |
| SB-10     | 20.8.  | 20.9.                   | 76,18           | 84,3  | 0,0812   | 0,46                         | 0,0374          |
| 10 bis 50 | 20.9.  | 10.10.                  | 84,3            | 87,18 | 0,0288   | 0,38                         | 0,0109          |
| 50-75     | 10.10. | 1.4.                    | 87,18           | 8,67  | 0,2149   | 0,03                         | 0,0064          |
| 75-Ernte  | 1.4.   | 10.8.                   | 8,67            | 72,84 | 0,6417   | 0,01                         | 0,0064          |
| Ernte-BB  | 10.8.  | 30.9.                   | 72,84           | 86,4  | 0,1356   | 0,02                         | 0,0027          |
|           |        |                         |                 |       |          | <b>C-Faktor</b>              | <b>0,0657</b>   |
| BB-SB     | 30.9.  | 15.10.                  | 86,4            | 87,57 | 0,0117   | 0,32                         | 0,0037          |
| SB-10     | 15.10. | 1.3.                    | 87,57           | 5,73  | 0,1816   | 0,46                         | 0,0835          |
| 10 bis 50 | 1.3.   | 20.4.                   | 5,73            | 11,9  | 0,0617   | 0,38                         | 0,0234          |
| 50-75     | 20.4.  | 10.5.                   | 11,9            | 18,4  | 0,065    | 0,03                         | 0,0020          |
| 75-Ernte  | 10.5.  | 15.8.                   | 18,4            | 74,75 | 0,5635   | 0,01                         | 0,0056          |
| Ernte-BB  | 15.8.  | 30.9.                   | 74,75           | 86,4  | 0,1165   | 0,02                         | 0,0023          |
|           |        |                         |                 |       |          | <b>C-Faktor</b>              | <b>0,1206</b>   |
| BB-SB     | 30.9.  | 15.10.                  | 86,4            | 87,57 | 0,0117   | 0,32                         | 0,0037          |
| SB-10     | 15.10. | 1.3.                    | 87,57           | 5,73  | 0,1816   | 0,46                         | 0,0835          |
| 10 bis 50 | 1.3.   | 20.4.                   | 5,73            | 11,9  | 0,0617   | 0,38                         | 0,0234          |
| 50-75     | 20.4.  | 10.5.                   | 11,9            | 18,4  | 0,065    | 0,03                         | 0,0020          |
| 75-Ernte  | 10.5.  | 15.8.                   | 18,4            | 74,75 | 0,5635   | 0,01                         | 0,0056          |
| Ernte-BB  | 15.8.  | 18.8.                   | 74,75           | 75,6  | 0,0085   | 0,02                         | 0,0002          |
|           |        |                         |                 |       |          | <b>C-Faktor</b>              | <b>0,1185</b>   |
|           |        | Dauer Fruchtfolge Jahre |                 | 3     |          | Summe:                       | 0,3049          |
|           |        |                         |                 |       |          | <b>C-Faktor Fruchtfolge:</b> | <b>0,1016</b>   |

Die Summe der C-Faktorenanteile einer Fruchtart ergeben den C-Faktor für das betrachtete Jahr. Bei einer Fruchtfolge von drei Jahren ergibt der Mittelwert der drei einzelnen C-Faktoren den C-Faktor der Fruchtfolge.

### 3.8.1.2 Modul Flächenanbindung

Der Anteil des Bodenabtrages, der ein Gewässer tatsächlich erreicht, hängt nach VOGES (1999) neben weiteren Parametern vor allem von der Distanz zum nächsten Gewässer und dem Geländere relief (im GIS abzuleiten), von der Menge des Oberflächenabflusses (aus Modul Wasserbilanz) sowie von der Höhe des Bodenabtrages selbst ab. Es wurde daher in Anlehnung an die Arbeit von VOGES (1999) ein Modul für die Flächenanbindung beziehungsweise den Sedimentrückhalt entwickelt, in dem die oben genannten Haupteinflussfaktoren Berücksichtigung finden. Für die Ermittlung der Gewässerdistanz ist ein hochaufgelöstes Gewässernetz inklusive des Grabensystems wie es zum Beispiel aus ATKIS DLM 25/2 für diese Arbeit vorhanden war, zwingend erforderlich. Dieses Modul liefert für jede Ackerfläche einen Faktor, der den Anteil des Bodenabtrages definiert, der das Gewässer erreicht.

In Anlehnung an VOGES (1999) und HALBFAß (2005) wurde für die Berechnung des Anbindungsgrades folgende Formel implementiert:

$$ABG = AG_{Dis}^a \cdot AG_{Ober}^b \cdot AG_{HN}^c \cdot AG_{BA}^d \quad (\text{Gleichung 36})$$

Mit:

ABG = Anbindungsgrad

AG<sub>Dis</sub> = Anbindungsgrad für den Parameter Gewässerdistanz

AG<sub>Ober</sub> = Anbindungsgrad für den Parameter Oberflächenabfluss

AG<sub>HN</sub> = Anbindungsgrad für den Parameter Hangneigung

AG<sub>BA</sub> = Anbindungsgrad für den Parameter Bodenabtrag

a bis d: Koeffizienten zur Wichtung der Einflussfaktoren

Zur Berücksichtigung des Einflusses der einzelnen Parameter auf den Anbindungsgrad einer Ackerfläche wurden auf Basis der Ergebnisse von VOGES (1999) Funktionen abgeleitet, die die Bedeutung der Parameter für die Anbindung einer Fläche an das Gewässernetz beschreiben. Für den Einflussfaktor Gewässerdistanz bedeutet dies zum Beispiel, dass der Anbindungsgrad um so höher ist, je dichter die Ackerfläche am Gewässer liegt.

Hierdurch werden neben Ackerflächen, von denen zum Beispiel durch die große Entfernung zum Vorfluter überhaupt kein erosiver Eintrag zu erwarten ist, auch Flächen ausgewiesen, die wegen ihrer Gewässernähe und einer hinreichenden Hangneigung und einem entsprechenden Oberflächenabfluss einen hohen Anbindungsgrad aufweisen und folglich einen hohen Anteil an Sedimenteintrag zulassen.

### 3.8.1.3 Enrichment Ratio und P-Gehalt im Oberboden

Für die Berechnung der erosiven Nährstoffeinträge in Oberflächengewässer sind neben den bereits in den vorherigen Kapiteln vorgestellten Daten noch Angaben zum Anreicherungsverhältnis und zum P-Gehalt im Oberboden erforderlich.

Das Anreicherungsverhältnis (Enrichment Ratio, ER) drückt das Verhältnis des P-Gehaltes im Sediment des erodierten Bodens zum P-Gehalt des unbeeinflussten Ausgangsbodens aus.

Nach DUTTMANN (1999) verläuft der Transport des partikulär gebundenen Phosphats selektiv. Die Anreicherung des Phosphats verläuft dabei parallel zur Anreicherung der kleineren Kornfraktionen. Zu erklären ist dies damit, dass Partikel der Ton- und Feinschluffraktion als Hauptadsorbenten des partikulär verlagerten Phosphats fungieren.

Der genannte Zusammenhang wird modellintern durch die Formel von AUERSWALD (1989a; 1989b) berücksichtigt:

$$ER = 2,53 \cdot BA^{-0,21} \quad (\text{Gleichung 37})$$

Mit:

ER = Enrichment Ratio

BA = Bodenabtrag [t/ha\*a]

Für die Ermittlung des P-Gehaltes im Oberboden wird im ersten Schritt anhand der prozentualen Ton- und Schluffgehalte im Oberboden (A-Horizont, nach AD-HOC-AG BODEN, 2005) pro Bodenart ein bodenartspezifischer Kennwert  $KW_{\text{Bodart}}$  abgeleitet:

$$KW_{\text{Bodart}} = \frac{(3 \cdot \text{Ton} + \text{Schluff})}{4} \quad (\text{Gleichung 38})$$

Anhand dieses Kennwertes wird in Anlehnung an BEHRENDT, HUBER et al. (1999) der P-Gehalt im Oberboden für das Jahr 1955 als Ausgangswert  $AG_{1955}$  berechnet:

$$AG_{1955} = 10,2 + KW_{\text{Bodart}} + 150 \quad (\text{Gleichung 39})$$

Zuletzt werden noch Angaben zur P-Akkumulation im Boden benötigt. Grundlage hierfür sind Angaben von BEHRENDT, HUBER et al. (1999) zum mittleren P-Überschuss auf der landwirtschaftlichen Nutzfläche für die alten Bundesländer. Anhand dieser Daten wird modellintern die P-Akkumulation für das jeweilige Bilanzjahr berechnet und unter Berücksichtigung des Ausgangswertes der P-Gehalt im Oberboden ermittelt.

#### 3.8.1.4 Berechnung der erosiven P-Einträge

Die erosiven P-Einträge werden unter Berücksichtigung der Parameter Bodenabtrag, Anbindungsgrad, Enrichment Ratio und P-Gehalt im Oberboden für jede Ackerfläche auf Rasterbasis nach folgendem Ansatz berechnet:

$$P_{\text{ero}} = BA \cdot ABG \cdot ER \cdot P_{\text{Ober}} \quad (\text{Gleichung 40})$$

Mit:

BA = Bodenabtrag [t/ha\*a]

ABG = Anbindungsgrad

ER = Enrichment Ratio (Anreicherungsverhältnis)

$P_{\text{Ober}}$  = P-Gehalt im Oberboden [mg/kg]

### 3.8.2 Diffuse P-Einträge über die unterirdischen Eintragspfade Grundwasser, Zwischen- und Drainageabfluss

Die Methodik zur Berechnung der diffusen P-Einträge über die drei unterirdischen Eintragspfade Grundwasser-, Zwischen- und Drainageabfluss ist in wesentlichen Bereichen identisch, sodass sie im Folgenden für die drei Pfade gemeinsam vorgestellt wird.

Nach VDLUFA (2001) ist eine zunehmende P-Auswaschung über die unterirdischen Eintragspfade zu erwarten bei:

- zunehmender P-Sättigung des Oberbodens,
- steigender Sickerwassermenge, die wiederum abhängig von der Höhe der Niederschläge und der Feldkapazität ist,
- zunehmendem Grobporenanteil und
- abnehmender Sickerstrecke (hoch anstehende Dränanlagen, Verdichtungszone oder geringer Grundwasserflurabstand).

Darüber hinaus haben auch die Bodenartenzusammensetzung über das P-Bindungspotenzial sowie die Wasserdurchlässigkeit ( $k_f$ -Wert) einen Einfluss auf die P-Auswaschung.

Für die Berechnung der P-Auswaschung werden im Bilanzmodell folgende standortspezifische Einflussfaktoren berücksichtigt:

- horizontbezogenes P-Bindungsvermögen,
- Grundwasserflurabstand,
- Wasserdurchlässigkeit ( $k_f$ -Wert),
- Vernässungsgrad,
- Sickerwassermenge,
- Mächtigkeit des Lockergesteins und
- P-Düngung (aktuelle Angaben als Gesamt- und Wirtschaftsdünger, sowie Langzeitdüngung sofern verfügbar).

Einen wesentlichen Einfluss auf die Höhe der P-Auswaschung aus einem Boden hat die P-Sättigung im Boden. Je geringer die verbliebene P-Sorptionskapazität ist, desto wahrscheinlicher sind hohe P-Austräge.

Da keine flächendeckenden Angaben zur P-Sättigung im Oberboden vorliegen, ist eine direkte Abbildung dieses Zusammenhangs im Bilanzmodell nicht möglich.

Allerdings kann auf Basis der Informationen der BÜK 50 das P-Bindungsvermögen der verschiedenen Böden als Maß für das P-Rückhaltevermögen abgeschätzt werden. (Der unter Umständen erhebliche Einfluss von zum Beispiel Eisen- und Calciumgehalt im Boden bleibt unberücksichtigt, da auch hierfür keine Daten vorliegen.)

Das P-Bindungsvermögen der Böden wird anhand der Bodenartenzusammensetzung horizontbezogen abgeleitet. Relevant für eine Festlegung von P im Boden ist vor allem der Tongehalt; aber auch schluffige Böden besitzen ein gewisses P-Bindungsvermögen. Es wird daher der Tongehalt dreifach, der Schluffgehalt nur einfach gewichtet. Anhand dieses Kennwertes wird für jeden Standort eine Ausgangskonzentration ermittelt, die je nach Bodenartenzusammensetzung des Bodenprofils Werte zwischen etwa 0,03 und 0,12 mg/l aufweist.



Die Einflussfaktoren auf die P-Auswaschung wie Grundwasserflurabstand, Wasserdurchlässigkeit ( $k_f$ -Wert), Vernässungsgrad, Sickerwassermenge und Mächtigkeit des Lockergesteins des Standorts werden einzeln berücksichtigt und zu einem Auswaschungsfaktor zusammengefasst. Darüber hinaus wird eine mögliche Erhöhung der P-Auswaschung durch hohe P-Düngung berücksichtigt, insbesondere durch Wirtschaftsdünger.

Zudem wird modellintern anhand eines Standortfaktors sichergestellt, dass die in der Literatur beschriebenen Einflüsse der Landnutzung auf die P-Auswaschung abgebildet werden. Diese Einflüsse sind zum Beispiel sehr geringe Auswaschungen von Waldflächen und stark erhöhte P-Auswaschungen aus Mooren (siehe unten) sowie die erhöhten P-Auswaschungen über den Direktabfluss.

Die P-Konzentration der Auswaschung  $P_{\text{unter}}$  ergibt sich für die unterirdischen Eintragspfade nach:

$$P_{\text{unter}} = AGW \cdot F_{AW} \cdot F_{Düng} \cdot F_{Stand} \quad (\text{Gleichung 41})$$

Mit:

AGW = Ausgangskonzentration [mg/l], horizontbezogen abgeleitet (s.o.)

$F_{AW}$  = Auswaschungsfaktor

$F_{Düng}$  = Faktor zur Berücksichtigung der Einflusses der Düngung

$F_{Stand}$  = Standortfaktor, unter anderem pfad- und nutzungsabhängig (s.o.)

Wie bereits oben angemerkt, vermag es dieser Berechnungsansatz für die unterirdischen diffusen P-Einträge nicht, die in der Literatur beschriebenen hohen P-Einträge von Nieder- und insbesondere Hochmooren abzubilden. Es wurde daher in Anlehnung an SCHEFFER & BLANKENBURG (2004) ein separater Ansatz gewählt, bei dem die unterirdischen P-Einträge von Mooren in Abhängigkeit von den Landnutzungsformen abgeleitet werden (Tabelle 31).

Tabelle 31: P-Einträge von Mooren nach SCHEFFER & BLANKENBURG (2004) in [kg/ha\*a]

| Landnutzung | Hochmoor | Niedermoor |
|-------------|----------|------------|
| Acker       | 14       | 1,3        |
| Grünland    | 6,5      | 0,8        |
| sonstige    | 1        | 0,2        |

Der standortdifferenzierte Berechnungsansatz für die unterirdischen P-Einträge über die Abflusspfade Grundwasser, Zwischen- und Drainageabfluss ist am Beispiel des Pfades Grundwasser in Bild 41 schematisch dargestellt.

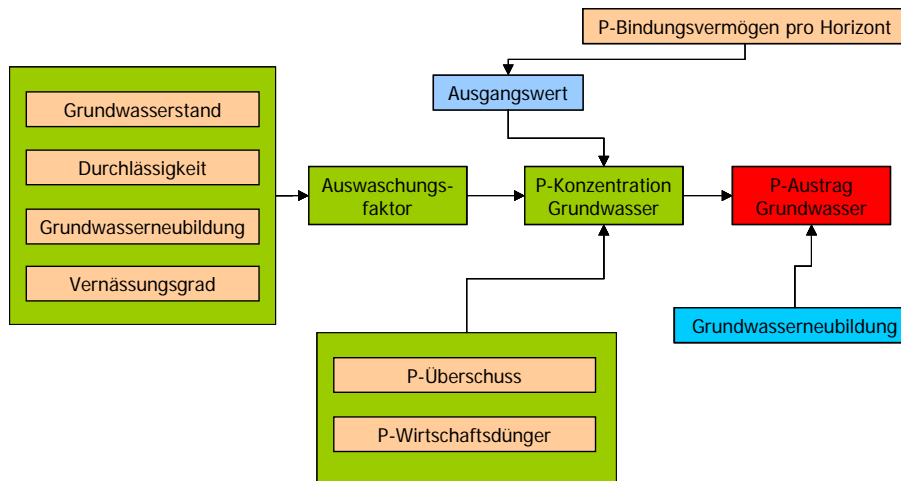


Bild 41: Schema des standortdifferenzierten Berechnungsansatzes für die unterirdischen P-Einträge über die Abflusspfade Grundwasser, Zwischen- und Dränageabfluss am Beispiel des Pfades Grundwasser

### 3.9 Diffuse Nährstoffeinträge über Abschwemmung

Unter Abschwemmung wird der Transport von nicht an Bodenpartikel gebundenen Nährstoffen mit dem Oberflächenabfluss verstanden. Die Abschwemmung ist somit unabhängig von der Erosion. Abgeschwemmt werden überwiegend Nährstoffe, die sich auf der Boden- und Pflanzenoberfläche befinden (nach der Düngung) sowie die im Niederschlag enthaltenen Nährstoffe selbst.

Die Berechnung der diffusen Nährstoffeinträge über Abschwemmung erfolgt landnutzungsdifferenziert unter Berücksichtigung nutzungstypischer Ausgangskonzentrationen in Anlehnung an PRASUHN, SPIESS et al. (1996) und BEHRENDT, HUBER et al. (1999) (Tabelle 32) und unter Berücksichtigung der im Modul Wasserbilanz ermittelten Oberflächenabflussmenge (vergleiche Kapitel 3.5.5).

Tabelle 32: Ausgangskonzentrationen und Korrekturfaktoren zur Ermittlung der diffusen Nährstoffeinträge über Abschwemmung nach Landnutzung

| Landnutzung (ATKIS Nr.) | Ausgangswert [mg/l] |      | Korrekturfaktor   |
|-------------------------|---------------------|------|-------------------|
|                         | N                   | P    |                   |
| Acker (4101)            | 3,0                 | 0,8  | Wirtschaftsdünger |
| Grünland (4102)         | 4,0                 | 1,2  | Wirtschaftsdünger |
| Gartenland (4103)       | 3,0                 | 0,8  | -                 |
| Grünanlage (2227)       | 1,5                 | 0,2  | -                 |
| Wald (4107)             | 1,1                 | 0,05 | -                 |
| Golfplatz (2230)        | 1,5                 | 1,2  | -                 |
| Siedlungsfläche         | 1,1                 | 0,05 | -                 |
| Sonstige Landnutzungen  | 1,1                 | 0,05 | -                 |

Für die landwirtschaftlichen Nutzflächen Ackerland und Grünland werden die Ausgangskonzentrationen in Abhängigkeit von der Menge an aufgebrachtem Wirtschaftsdünger korrigiert.

Zudem wird sichergestellt, dass Nährstoffeinträge über den Pfad Abschwemmung nur von Flächen erfolgen können, die an das Gewässernetz angebunden sind. Die entsprechende Ausweisung dieser Flächen erfolgt in dem Modul Flächenanbindung.

### 3.10 Diffuse Nährstoffeinträge über Direkteinträge

Bei der Quantifizierung der diffusen Nährstoffeinträge über Direkteinträge werden vier verschiedene Eintragspfade unterschieden:

- Direkteinträge in Oberflächengewässer über atmosphärische Deposition,
- Direkteinträge über Waldstreu,
- Direkteinträge über weidendes Vieh (Weidewirtschaft, nur für Landnutzung Grünland) und
- Direkteinträge über Mineraldünger (nur für Landnutzung Acker).

Für die Berechnung der Direkteinträge über atmosphärische Deposition sind Angaben zu der Gewässerfläche im Untersuchungsgebiet erforderlich. Zurückgegriffen wird hier auf die Gewässerflächen, die in ATKIS ausgewiesen sind. Die Höhe der atmosphärischen N-Deposition wurde standortspezifisch abgeschätzt. Für die atmosphärische P-Deposition wird nach aktuellen Angaben von NIEMEYER, NIEMEYER et al. (2005) für Niedersachsen ein Wert von 0,3 kg/ha\*a angesetzt.

Beim Eintragspfad Waldstreu wird davon ausgegangen, dass diese autochthonen Einträge aus Wäldern unvermeidlich sind. Die Höhe der Einträge wird anhand von Literaturangaben mit 0,8 kg N und 0,05 kg P pro Hektar Waldfläche nach (OSTERTAG & ECK-DUPONT, 1989) angesetzt.

Für den Eintragspfad Weidewirtschaft wird davon ausgegangen, dass sich ein gewisser Nährstoffeintrag in die Gewässer nicht vermeiden lässt. HAMM (1991) und WERNER & WODSAK (1994) setzen für weidendes Vieh einen Eintrag von 0,5 % der insgesamt aus Wirtschaftsdüngern stammenden Nährstoffe an. Dabei werden für eine DE 80 kg N und 70 kg P<sub>2</sub>O<sub>5</sub> (entspricht 31 kg P) vorgegeben. Dieser Eintragspfad wird nur für Grünlandflächen berücksichtigt.

Als vierter Eintragspfad für Direkteinträge werden Einträge über Mineraldünger berücksichtigt, die durch einen nicht ausreichenden Abstand bei der Düngung zum Oberflächengewässer verursacht werden. Nach Angaben von HAMM (1991) ist bei der Quantifizierung dieser Nährstoffeinträge von einem Eintrag von 0,0241 kg N/ha\*a und 0,004 kg P/ha\*a auszugehen. Modellintern wird davon ausgegangen, dass sich diese Einträge mittlerweile verringert haben, sodass hierfür 0,012 kg N/ha\*a und 0,002 kg P/ha\*a für die gesamte Ackerfläche angesetzt werden.

### 3.11 Kläranlagen und sonstige urban geprägte Eintragspfade

Die Nährstoffeinträge von Kläranlagen in die Oberflächengewässer in den Einzugsgebieten der Fuhse und der Oker werden auf Basis der Informationen der C-Berichte (BEZIRKSREGIERUNG BRAUNSCHWEIG, 2005a; BEZIRKSREGIERUNG BRAUNSCHWEIG, 2005b) ermittelt (vergleiche Tabelle 33). Da keine Angaben zu einzelnen Jahren vorliegen, werden die Nährstoffeinträge von Kläranlagen für alle Untersuchungszeiträume als identisch ange-

nommen. Für das Einzugsgebiet der Fuhse ist anzumerken, dass die Einträge durch die Kläranlage Wathlingen unberücksichtigt bleiben: Diese Kläranlage liegt zwar innerhalb des Einzugsgebietes der Fuhse, jedoch unterhalb des Bilanzendpegels Wathlingen und ist somit für die Bilanzierung nicht relevant. Im Einzugsgebiet der Oker ist zu berücksichtigen, dass von der Kläranlage Braunschweig etwa 80 % des Abwassers landwirtschaftlich verregnet werden und somit nicht direkt den Vorfluter erreichen. Dieser Sonderfall wird bei der Bilanzierung in der Form berücksichtigt, dass nur 20 % der Emissionen der Kläranlage Braunschweig angerechnet werden.

Tabelle 33 enthält zudem Angaben zu den Bilanzgebieten, denen die Kläranlagen zugeordnet sind, sowie zu dem pro Kläranlage verwendeten Retentionsansatz (vergleiche Kapitel 3.12).

Tabelle 33: Grunddaten zur Berechnung der Nährstoffeinträge von kommunalen Kläranlagen in den Einzugsgebieten der Fuhse und der Oker pro Bilanzgebiet (BG) in [t/a] und Zuordnung des verwendeten Retentionsansatzes RET (HF = RET für Hauptfluss, MW = mittlere RET, vergleiche Kapitel 3.12)

| Kläranlage              | EZG   | BG | Retentionsansatz | Abwassermenge [m <sup>3</sup> /a] | Fracht N [t/a] | Fracht P [kg/a] |
|-------------------------|-------|----|------------------|-----------------------------------|----------------|-----------------|
| Dollbergen              | Fuhse | 23 | HF               | 221967                            | 5,0            | 155             |
| Sievershausen           | Fuhse | 23 | NF               | 244801                            | 0,7            | 49              |
| Söhle/Steinbrück        | Fuhse | 22 | HF               | 1017000                           | 3,4            | 2034            |
| Uetze                   | Fuhse | 23 | HF               | 675771                            | 1,1            | 406             |
| Adenstedt               | Fuhse | 22 | NF               | 251785                            | 5,1            | 1133            |
| Edemissen               | Fuhse | 23 | NF               | 989400                            | 3,2            | 1286            |
| Gadenstedt              | Fuhse | 22 | NF               | 438059                            | 4,8            | 613             |
| Gr. Lafferde            | Fuhse | 22 | NF               | 504506                            | 3,2            | 1009            |
| Lengede                 | Fuhse | 22 | HF               | 1079334                           | 5,9            | 864             |
| Münstedt                | Fuhse | 22 | NF               | 593050                            | 0,6            | 1127            |
| Peine                   | Fuhse | 23 | HF               | 5047854                           | 18,7           | 2524            |
| Salzgitter-Nord         | Fuhse | 21 | NF               | 7037000                           | 54,9           | 3519            |
| Schmedenstedt           | Fuhse | 22 | NF               | 84962                             | 2,8            | 450             |
| Wahle                   | Fuhse | 24 | HF               | 860833                            | 5,0            | 861             |
| Braunschweig            | Oker  | 18 | HF               | 20716000                          | 6,4            | 3733            |
| Cremelingen             | Oker  | 17 | NF               | 219974                            | 0,5            | 484             |
| Goslar-Ost              | Oker  | 11 | HF               | 5129000                           | 30,8           | 3077            |
| Gr. Biewende            | Oker  | 14 | NF               | 244026                            | 1,4            | 781             |
| Hattendorf/Heiligendorf | Oker  | 17 | NF               | 241589                            | 0,4            | 991             |
| Helmstedt               | Oker  | 16 | NF               | 2537000                           | 11,4           | 2030            |
| Kissenbrück             | Oker  | 14 | NF               | 334383                            | 1,5            | 1003            |
| Klein Mahner            | Oker  | 14 | NF               | 480000                            | 1,9            | 624             |
| Königslutter            | Oker  | 16 | NF               | 1097798                           | 1,2            | 659             |
| Lehre                   | Oker  | 17 | HF               | 592015                            | 1,2            | 296             |
| Mariental               | Oker  | 16 | NF               | 108419                            | 0,2            | 22              |
| Radauanger              | Oker  | 12 | NF               | 3588000                           | 13,3           | 718             |
| Salzgitter-Bad          | Oker  | 14 | NF               | 2516622                           | 8,3            | 2013            |
| Schladen                | Oker  | 12 | HF               | 370365                            | 0,7            | 185             |
| Schöppenstedt           | Oker  | 15 | NF               | 540000                            | 1,1            | 162             |
| Sicke                   | Oker  | 17 | NF               | 868230                            | 1,8            | 695             |
| Süplingenburg           | Oker  | 16 | HF               | 1384387                           | 4,6            | 554             |
| Weddel                  | Oker  | 17 | NF               | 385000                            | 1,5            | 462             |
| Wiedelah                | Oker  | 14 | NF               | 851000                            | 3,3            | 1021            |
| Wolfenbüttel            | Oker  | 18 | HF               | 3641220                           | 26,6           | 2549            |

Neben den Nährstoffeinträgen über Kläranlagen sind noch weitere urban geprägte Eintragspfade zu berücksichtigen. Hierzu gehören in erster Linie die Einträge über Mischkanalisationsabschläge und über Trennkanalisationen.

Daneben werden noch die Nährstoffeinträge der Bewohner der Einzugsgebiete näherungsweise abgeschätzt, die nicht an eine kommunale Kläranlage angeschlossen sind. Ihr Anteil wird von der Abwasserstatistik ausgewiesen. Die zugehörigen Nährstoffeinträge werden durch spezifische Nährstoffabgaben pro Person auf Gemeindeebene ermittelt.

Nachfolgend werden die Berechnungsansätze zur Ermittlung der Einträge von Mischkanalisationsüberläufen und Trennkanalisationen vorgestellt.

### Einträge von Mischkanalisationsüberläufen

Die Berechnung der Nährstoffeinträge in Oberflächengewässer über Mischkanalisationsüberläufe orientiert sich weitgehend an Angaben von BROMBACH & MICHELBACH (1998).

Abgeschätzt werden müssen hierzu die Schmutz- und Regenwassermenge in der Mischkanalisation, die Entlastungsrate, die Abschlagsmenge und die Nährstoffkonzentration der Abschläge.

Darüber hinaus sind Angaben zum Anteil der Mischkanalisation pro Gemeinde oder Kreis sowie zum Ausbaugrad der Mischkanalisation erforderlich.

Für die Berechnung der Entlastungsrate muss zunächst das spezifische Speichervolumen  $V_s$  in der Mischkanalisation abgeschätzt werden:

$$V_s = \frac{ABG_{\text{Misch}} \cdot 23,3}{100} \quad (\text{Gleichung 42})$$

Mit:

$ABG_{\text{Misch}}$  = Ausbaugrad der Mischkanalisation [%]

Hierauf aufbauend lässt sich die Entlastungsrate  $e$  ermitteln:

$$e = \frac{(4000 + 25 \cdot qr)}{(0,551 + qr)} - 6 + \frac{(NS_a - 800)}{40} \quad (\text{Gleichung 43})$$

$$V_s + \frac{(36,8 + 13,5 \cdot qr)}{(0,5 + qr)}$$

Mit:

$q_r$  = Regenabflussspende [l/s·ha]

$V_s$  = spezifisches Speichervolumen [m<sup>3</sup>/ha]

$NS_a$  = Jahresniederschlag [mm]

Die Höhe der Abschlagsmenge wird unter Berücksichtigung des Anteils an Mischkanalisationssystemen der Gebietseinheit ermittelt.

Die Nährstoffkonzentrationen der Mischwasserentlastungen lassen sich nach BROMBACH & MICHELBACH (1998) näherungsweise abhängig vom Ausbaugrad der Regenwasserbehandlung abschätzen:

$$N_{ME} = 6,37 \cdot e^{-0,019 \cdot AG} + 4,44 \quad (\text{Gleichung 44})$$

$$P_{ME} = 0,805 \cdot e^{-0,019 \cdot AG} + 1,165 \quad (\text{Gleichung 45})$$

Mit:

$N_{ME}$  = N-Konzentration der Mischwasserentlastung [mg/l]

$P_{ME}$  = P-Konzentration der Mischwasserentlastung [mg/l]

AG = Ausbaugrad der Regenwasserbehandlung [%]

Die Nährstoffeinträge in die Oberflächengewässer über Mischkanalisationsabschläge ergeben sich nach:

$$NP_{\text{Misch}} = \frac{Ab_{\text{Misch}} \cdot \text{Konz}_{\text{NPMisch}} \cdot e \cdot F_{\text{NS}}}{1000000} \quad (\text{Gleichung 46})$$

Mit:

$NP_{\text{Misch}}$  = Nährstoffeinträge über Mischkanalisationsabschläge [kg/a]

$Ab_{\text{Misch}}$  = Abschlag Mischkanalisation [l/a]

$\text{Konz}_{\text{NPMisch}}$  = Nährstoffkonzentration der Mischkanalisationsabschläge [mg/l]

e = Entlastungsrate [%, dezimal]

$F_{\text{NS}}$  = Faktor zur Dämpfung von Extremniederschlägen

### Einträge über Trennkanalisation

Auch die Berechnung der Nährstoffeinträge in Oberflächengewässer über Trennkanalisationen orientiert sich weitgehend an Angaben von BROMBACH & MICHELBAACH (1998).

Abgeschätzt werden muss hierzu die Regenabflussmenge in der Trennkanalisation und die Nährstoffkonzentration der Einträge.

Darüber hinaus sind Angaben zum Anteil der Trennkanalisation pro Gemeinde oder Kreis sowie zum Ausbaugrad der Trennkanalisation erforderlich.

Die Nährstoffkonzentrationen der Einträge über Trennkanalisation lassen sich nach BROMBACH & MICHELBAACH (1998) näherungsweise abhängig vom Ausbaugrad der Regenwasserbehandlung abschätzen:

$$N_{\text{Trenn}} = 1,35 \cdot e^{-0,022 \cdot AG} + 1,05 \quad (\text{Gleichung 47})$$

$$P_{\text{Trenn}} = 0,39 \cdot e^{-0,01 \cdot AG} + 0,11 \quad (\text{Gleichung 48})$$

Mit:

$N_{\text{Trenn}}$  = N-Konzentration der Einträge über Trennkanalisation [mg/l]

$P_{\text{Trenn}}$  = P-Konzentration der Einträge über Trennkanalisation [mg/l]

AG = Ausbaugrad der Regenwasserbehandlung [%]

Die Abflussmenge über Trennkanalisation ergibt sich aus der in der Wasserbilanz ermittelten Abflussmenge für versiegelte Flächen unter Berücksichtigung des Anteils an Trennkanalisationssystemen.

Die Nährstoffeinträge in die Oberflächengewässer über Trennkanalisationen ergeben sich nach:

$$NP_{Trenn} = \frac{Konz_{NPTrenn} \cdot Q_{Trenn} \cdot F_{NS}}{1000000} \quad (\text{Gleichung 49})$$

Mit:

$NP_{Trenn}$  = Nährstoffeinträge über Trennkanalisation [kg/a]

$Konz_{NPTrenn}$  = Nährstoffkonzentration der Einträge über Trennkanalisation [mg/l]

$F_{NS}$  = Faktor zur Dämpfung von Extremniederschlägen

### 3.12 Retention im Gewässersystem und Nährstofffrachten als Immissionen

Die nachfolgend beschriebene Methode zur Retention wurde übernommen und ergänzt nach dem Projektbericht „Entwicklung eines optimierten Bilanzierungsmodells zur Quantifizierung diffuser Nährstoffeinträge als Instrument zur Umsetzung der EG-WRRL“ (PANCKOW, SCHEER et al., 2007) und wurde im Zuge der vorliegenden Arbeit im Gesamtmodell in einer Microsoft Access®-basierten Datenbankanwendung programmiert und realisiert.

Der im Bilanzmodell etablierte Ansatz zur Berücksichtigung der Retention beruht im Wesentlichen auf Angaben von BEHRENDT, HUBER et al. (1999) und VENOHR, DONOHUE et al. (2005).

Das Prinzip dieses Berechnungsansatzes für die Retention im Gewässersystem besteht darin, die hydraulische Belastung des Systems als Maß für die Retention zu verwenden.

Berücksichtigt werden hierzu die Gewässerfläche als Maß für den Reaktionsraum sowie die Abflussmenge (jeweils getrennt für Haupt- und Nebenflüsse pro Bilanzgebiet) als Maß für die Reaktionszeit.

Realisiert wurden getrennte Retentionsansätze für Haupt- und Nebenflüsse sowie für die verschiedenen Nährstoffeinträge (Erläuterungen unten):

- Retentionsansatz für die Hauptflüsse HF (Fracht vom oberhalb gelegenen Bilanzgebiet (BG) und punktuelle Einträge direkt in die HF),
- Retentionsansatz für die Nebenflüsse und das Grabensystem NF (diffuse Einträge im Bilanzgebiet BG) und
- Retentionsansatz für punktuelle Einträge und urbane Einträge, die nicht direkt in die HF eingeleitet werden (MW, Mittelwert der erstgenannten Ansätze).

Wie bereits oben dargestellt, werden für die Berechnung der Retention die Gewässerflächen als Maß für den zur Verfügung stehenden Reaktionsraum benötigt. Es ist daher erforderlich, die Fläche des Fließgewässersystems inklusive der Gräben und der Seen abzuleiten.

Während die Seenflächen direkt aus ATKIS zu entnehmen sind (zu der Verarbeitung dieser Seenflächen im Modell siehe unten), muss die Fläche der Fließgewässer und Gräben berechnet werden. Eine wesentliche Grundlage für die Berechnung stellen wiederum Angaben aus ATKIS dar: die Gewässerlänge kann in GIS (ArcView) ermittelt werden. Dies erfolgt für jedes Bilanzgebiet getrennt für:

- die Nebenflüsse und Gräben sowie
- den Hauptfluss beziehungsweise die Hauptflüsse.

Im folgenden Schritt wird für jedes Bilanzgebiet jeweils die mittlere Gewässerbreite für die Nebenflüsse und Gräben sowie für den Hauptfluss beziehungsweise die Hauptflüsse nach Angaben von VENOHR, DONOHUE et al. (2005) berechnet:

Ermittlung der Gewässerbreite der Nebenflüsse  $GB_{NF}$  in [m]:

$$GB_{NF} = 0,152 \cdot A_{BG}^{0,102} \cdot q_{NF}^{1,018} \cdot HN_{BGmittel}^{-0,25} \quad (\text{Gleichung 50})$$

Mit:

- $A_{BG}$  = Bilanzgebietsgröße [ $\text{km}^2$ ]
- $q_{NF}$  = Abflussspende der Nebenflüsse [ $\text{l}/\text{km}^2 \cdot \text{s}$ ]
- $HN_{BGmittel}$  = mittlere Hangneigung im Bilanzgebiet [ $^\circ$ ]

Ermittlung der Gewässerbreite der Hauptflüsse  $GB_{HF}$  in [m]:

$$GB_{HF} = 0,35 \cdot A_{BG}^{0,468} \cdot q_{HF}^{0,36} \cdot HN_{BGmittel}^{-0,027} \quad (\text{Gleichung 51})$$

Mit:

- $A_{BG}$  = Bilanzgebietsgröße [ $\text{km}^2$ ]
- $Q_{HF}$  = Abflussspende der Hauptflüsse [ $\text{l}/\text{km}^2 \cdot \text{s}$ ]
- $HN_{BGmittel}$  = mittlere Hangneigung im Bilanzgebiet [ $^\circ$ ]

Durch Multiplikation der ermittelten mittleren Gewässerbreiten mit der jeweiligen Gewässerslänge pro Bilanzgebiet ergeben sich die Gewässerflächen für das Fließgewässer- und Grabensystem.

Zur Ermittlung der gesamten Gewässerfläche eines Bilanzgebietes werden im Folgenden die Seenflächen den Gewässern zugeordnet. Dabei wird differenziert in Seen, die von den Gewässern durchflossen werden (wie zum Beispiel die Stauseen im Einzugsgebiet der Oker) und in Seen, die abseits der Gewässer liegen. Erstere werden mit ihrer gesamten Gewässerfläche für HF, letztere fließen in den Berechnungsansatz NF.

Im Ergebnis liegen jetzt für jedes Bilanzgebiet die Gewässerflächen (= Reaktionsflächen) für den Hauptfluss und für die Nebenflüsse inklusive Grabensystem vor.

Zusammen mit den zugehörigen Abflussmengen (die Abflüsse der Kläranlagen sowie die urbanen Abflüsse wurden den entsprechenden Ansätzen zugeordnet) werden im nächsten Schritt die hydraulischen Belastungen (HL) für die Bilanzgebiete nach (BEHRENDT, HUBER et al., 1999) berechnet:

$$HL = \frac{Q_n}{A_{Gn}} \cdot 31,536 \quad (\text{Gleichung 52})$$

Mit:

- $Q_n$  = Abfluss der Haupt- beziehungsweise Nebengewässer des Bilanzgebietes [ $\text{m}^3/\text{s}$ ]
- $A_{Gn}$  = Gewässerfläche der Haupt- beziehungsweise Nebengewässer des Bilanzgebietes [ $\text{km}^2$ ]



Anhand der nun vorliegenden hydraulischen Belastungen, die das Retentionspotenzial der Gebietseinheiten charakterisieren, werden die Retentionen für Haupt- und Nebengewässer der Bilanzgebiete berechnet:

$$RET = \frac{1}{1 + x \cdot HL^y} \quad (\text{Gleichung 53})$$

Mit:

RET = Nährstoffretention [%]

HL = Hydraulische Belastung [m/a]

y = nährstoffspezifischer Koeffizient

x = nährstoffspezifischer Koeffizient

Die Koeffizienten x und y wurden von BEHRENDT, HUBER et al. (1999) und BEHRENDT & OPITZ (1999) für verschiedene Einzugsgebietsgrößen abgeleitet (siehe Tabelle 34) und gelten nach den genannten Autoren für Einzugsgebietsgrößen von < 1.000 km<sup>2</sup> beziehungsweise von 1.000 - 10.000 km<sup>2</sup>. Auch wenn die im Rahmen dieser Untersuchung ausgewiesenen Bilanzgebiete alle deutlich kleiner als 1.000 km<sup>2</sup> sind, wurde für zukünftige Modellanwendungen ein „weicher“ Übergang für die Modellkoeffizienten zwischen den beiden oben genannten Gebietsgrößen geschaffen: Es wurde ein Übergangsbereich von 800 bis ≤ 1.200 km<sup>2</sup> definiert, in dem sich die jeweilige Retention durch den Mittelwert der Ansätze für die beiden Gebietsgrößen ergibt.

Tabelle 34: Koeffizienten für die Berechnung der Retention von P<sub>Ges</sub> und DIN im Gewässersystem für verschiedene Gebietsgrößen nach BEHRENDT & OPITZ (1999)

| Koeffizient | EZG ≤ 800 km <sup>2</sup> |       | EZG > 1200 km <sup>2</sup> |       |
|-------------|---------------------------|-------|----------------------------|-------|
|             | P <sub>Ges</sub>          | DIN   | P <sub>Ges</sub>           | DIN   |
| x           | 57,6                      | 3,3   | 9,3                        | 4,4   |
| y           | -1,26                     | -0,65 | -0,81                      | -0,62 |

Anhand von Bild 42 werden im Folgenden die verschiedenen Retentionsansätze erläutert:

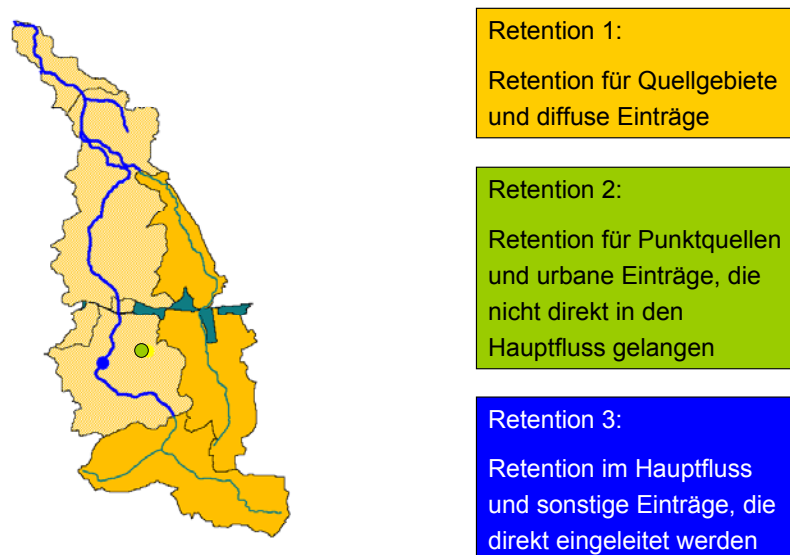


Bild 42: Schematische Darstellung der 3 modellintern berücksichtigten Retentionsansätze

Zuerst werden die Bilanzgebiete in die Quellgebiete der Hauptflüsse (dunkelorange in Bild 42) und sonstige Gebiete (hellorange in Bild 42) differenziert.

Bezüglich der Quellgebiete wird für alle Einträge in Anlehnung an FOGELBERG (2003) der Retentionsansatz für die Nebenflüsse verwendet. In den sonstigen Gebieten gilt dieser Ansatz nur für die diffusen Einträge.

In letzteren Gebieten werden zudem für die punktuellen Einträge je nach Herkunft zwei verschiedene Retentionsansätze verwendet: Liegt der Herkunftsort direkt am Hauptfluss, wird der Retentionsansatz für den Hauptfluss verwendet. Ist dies nicht der Fall, wird der Mittelwert der beiden Retentionsansätze angewendet.

Zusätzlich wird in den sonstigen Gebieten, die alle unterhalb einer Quellregion liegen, noch eine Retention der von oberhalb resultierenden Fracht im Hauptfluss durch den entsprechenden Retentionsansatz berücksichtigt. Das bedeutet, dass beispielsweise die Fracht aus Quellgebiet 1 in jedem flussabwärts folgenden Bilanzgebiet einer weiteren Retention ausgesetzt ist und sich umso mehr verringert, desto weiter die Fließstrecke ist.

### **Modelltechnische Umsetzung der Retentionsberechnung für die automatisierte Zuweisung**

In der modelltechnischen Umsetzung erfolgt die Ermittlung der Retention automatisch. Die Methode der Zuweisung wird exemplarisch im Folgenden erläutert.

Die Tabelle BG\_Verbindung beinhaltet die Beziehungen der Bilanzgebiete untereinander, das heißt die Information für jedes Bilanzgebiet darüber, von welchem Bilanzgebiet der Stoffstrom empfangen wird und ebenso, zu welchem Bilanzgebiet er weitergegeben wird.

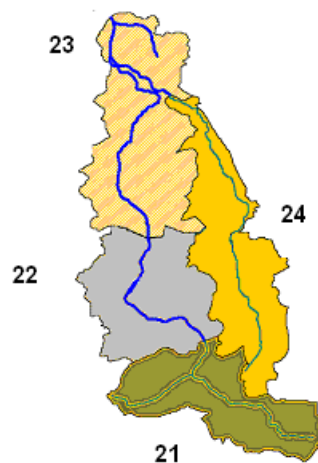
Es werden zwei Fälle unterschieden:

1. Welche Bilanzgebiete liegen flussaufwärts des betrachteten Bilanzgebietes, unabhängig davon, ob dazwischen noch weitere Bilanzgebiete durchflossen werden (Spalte „In“ in Bild 43)?
2. Welche Bilanzgebiete münden direkt in das betrachtete Bilanzgebiet (Spalte „Hierarchie“ in Bild 43)?

Im folgenden Beispiel (Bild 43) im Einzugsgebiet der Fuhse sind vier Bilanzgebiete vorhanden: zwei Quellgebiete (Typ Quelle), ein Durchflussgebiet (Typ Mitte) und ein Endgebiet (Typ Ende).

Die Spalte „In“ gibt an, aus welchem Bilanzgebiet flussaufwärts das betrachtete Bilanzgebiet gespeist wird.

Bilanzgebiet 21 und 24 werden als Quellgebiete nicht gespeist, von daher jeweils mit 0 belegt. Oberhalb von Bilanzgebiet 22 liegt Bilanzgebiet 21, also wird hier 21 eingetragen. Bilanzgebiet 23 als Endgebiet wird von allen oberhalb liegenden Bilanzgebieten gespeist, also werden hier jeweils 22, 24 und 21 eingetragen.



| BG | BGtxt      | Typ    | Hierarchie | In |
|----|------------|--------|------------|----|
| 21 | Broistedt  | Quelle |            | 0  |
| 22 | Peine      | Mitte  | 1          | 21 |
| 24 | Eltze      | Quelle |            | 0  |
| 23 | Wathlingen | Ende   | 2          | 22 |
| 23 | Wathlingen | Ende   | 1          | 24 |
| 23 | Wathlingen | Ende   |            | 21 |

Bild 43: Die Tabelle BG\_Verbindung und die Bilanzgebiete

In der Spalte „Hierarchie“ wird angegeben, welches Bilanzgebiet direkt in das jeweilige Bilanzgebiet einmündet:

- 21 und 24 bleiben als Quellgebiete leer.
- In 22 mündet nur ein Bilanzgebiet ein, nämlich Bilanzgebiet 21, von daher belegt mit dem Wert 1.
- In Bilanzgebiet 23 münden nur zwei Bilanzgebiete direkt, nämlich Bilanzgebiet 22 und 24. Diese werden mit den Werten 1 und 2 belegt.

Dabei folgt die Belegung der Regel, dass zuerst die Gebiete mit der höheren Ordnung (kein weiteres oberhalb liegendes Gebiet) mit dem niedrigsten Wert belegt werden sollten. Bei Gebieten, die die gleiche Lage aufweisen (z.B. weil in beiden Fällen kein weiteres oberhalb liegendes Gebiet existiert), bleibt die Reihenfolge dem Nutzer überlassen. Möglich ist eine hierarchische Vernetzung mit den Werten 1-10.

### 3.13 Auswerte- und Bewertungsroutinen als Werkzeug und Möglichkeiten der Ergebnisdarstellung

Für die weiterführende Analyse der Eintragungssituation wurden im Bilanzmodell diverse Auswertungen und Berichte implementiert. Sie erlauben es, die Wasser- und Stoffflüsse (Emissionen und Immissionen) nach Bilanzgebiet, Kreis, Gemeinde, Ackerschlag, Raster oder Landnutzung auszuwerten.

Daneben sind im Modell Bewertungsroutinen implementiert, die es ermöglichen, die bilanzierten diffusen Nährstoffeinträge nach bestimmten Signifikanzgrenzen zu bewerten.

Signifikante Belastungen sind nach LAWA (2003) alle Belastungen, die zu einer Gefährdung der Zielerreichung nach Wasserrahmenrichtlinie führen können.

Im Modell können signifikante Belastungen für die Bewertungsparameter Konzentration und Flächenbelastung für folgende Gebietseinheiten ausgewiesen werden:

- Bilanzgebiet,
- Kreis,

- Gemeinde und
- Ackerschlag.

Die Signifikanzgrenzen basieren in Anlehnung an SCHEER (2005) auf den Kriterien der chemischen LAWA-Güteklasse II (LAWA, 1998). Sie können aber vom Benutzer als sogenannte Stellschrauben verändert werden. Sie legen fest, welche prozentuale Abweichung von den Güteanforderungen, also von der Nährstoffkonzentration im Fließgewässer, noch toleriert wird. Die zu bewertende Konzentration resultiert dabei für den Konzentrationsansatz aus der bilanzierten diffusen Nährstoffimmission und der berechneten Wassermenge der jeweiligen Gebietseinheit.

Wird der Grenzwert überschritten, handelt es sich um eine signifikante Belastung, das heißt diese Gebietseinheit verursacht nicht mehr zu tolerierende Nährstoffbelastungen.

Der zweite Ansatz zur Bewertung signifikanter Belastungen beruht auf der Flächenbelastung. Hierbei wird zuerst ermittelt, welche Gesamtfracht im Untersuchungsgebiet es noch erlauben würde, die geforderte chemische LAWA-Güteklasse II zu erreichen. Diese Fracht wird auf die gesamte Fläche bezogen, woraus sich die mittlere Flächenbelastung in  $\text{kg/ha} \cdot \text{a}$  ergibt, die zur Zielerreichung erforderlich ist. Die zu tolerierende Abweichung (im Modell voreingestellt auf 25 %) kann vom Anwender verändert werden. Wird diese Signifikanzgrenze überschritten, handelt es sich ebenfalls um eine signifikante Belastung, das heißt die betrachtete Gebietseinheit verursacht eine nicht mehr zu tolerierende Nährstoffbelastung. Dieser zweite Bewertungsansatz beruht folglich nur indirekt auf den konzentrationsbezogenen Zielwerten, ermöglicht dafür aber eine von den berechneten Wasserflüssen der Gebietseinheit weitgehend unabhängige Bewertung der hier verursachten Nährstoffbelastung.

Eine zusätzliche Weiterentwicklung stellt die Ausweisung der signifikanten Belastungen für jeden Eintragspfad dar, wobei die den jeweiligen Bilanzgebieten zugrunde liegende Retention in die Berechnung einfließt. Dieses Verfahren ermöglicht es, die Ergebnisse der Signifikanzauswertung direkt in die Steuerung der Szenarien einzubinden (siehe Kapitel 3.15), sodass mit hoher Effizienz nur diejenigen Flächen angesprochen werden, bei denen eine Maßnahme als besonders nutzbringend anzusehen ist.

Eine Analyse der Belastungssituation erfolgt im Signifikanz-Bericht, der im Modell per Schaltfläche zu erstellen ist. Hier werden detailliert Bilanzgebiete und Eintragspfade aufgelistet und Vorschläge zur Szenarienberechnung ausgegeben (siehe Kapitel 3.15).

### **3.14 Analyse von signifikanten Belastungen und die Ausweisung von Eintragungsschwerpunkten (Hot Spots) bei unterschiedlichen Betrachtungsebenen**

Die Visualisierung von Ergebnissen ist bei mesoskaligen Modellen, die als Entscheidungsunterstützungssystem eingesetzt werden sollen, wesentlich. Die Visualisierung dient dabei der Vermittlung der Ergebnisse durch eine Übersichtsinformation.

Dabei muss berücksichtigt werden, dass die Ergebnisausgabe im Modell wie auch die Dateneingabe eine Auflösung von einem Hektar für jedes Raster aufweist. Diese Darstellung eines Hektarrasters darf jedoch nicht als absolute Wahrheit verstanden werden, da zum Einen innerhalb eines Rasters Informationen nivelliert werden müssen (wie beispielweise Da-

ten von ATKIS 25, DGM 50 oder BÜK 50) und zum Anderen diesen Rastern Informationen zugeordnet werden müssen, die nur auf größerer Ebene vorliegen. Als Beispiel sei hier der N-Bilanzüberschuss genannt, der bislang bestenfalls auf Gemeindeebene ermittelt wurde und aus diesem Grund im Zuge dieser Arbeit innerhalb einer Gemeinde differenziert wurde. Das bedeutet jedoch wiederum nicht, dass diese Differenzierung „flächenscharf“ erfolgt, sondern dass eine räumliche Verteilung innerhalb einer Gemeinde wahrscheinlich ist. Diese Zusammenhänge machen die Interpretation der Ergebnisse nicht einfach. Nach HERRMANN (2001) besteht die Gefahr, dass bei der Überführung aggregierter Raumeinheiten in Rasterzellen eine Genauigkeit vorgetäuscht wird, die sie aufgrund ihrer Eingangsdatenqualität nicht besitzen. Dies gilt nicht nur für die Visualisierung, sondern insbesondere, wenn aufgrund dieser vermeintlich flächenscharfen Ergebnisse, Flächen angesprochen werden sollen für die, aufgrund ihrer hohen Belastung, Szenarienberechnungen erfolgen sollen, bei deren Ergebnis diese Unschärfe demnach genauso oder verstärkt vorhanden ist. Ein Ansatz zur Lösung dieses Problems wurde von SCHEER (2005) mit der Signifikanzprüfung eingeführt.

Durch die Betrachtung der signifikanten Belastungen auf verschiedenen räumlichen Ebenen lassen sich Flächen identifizieren, die maßgeblich die ausgewiesene signifikante Belastung der aggregierten Betrachtungsebenen verursachen.

Dies wird in Bild 44 exemplarisch für die Betrachtung der Belastungsschwerpunkte für die N-Konzentration dargestellt. Es werden in den Einzugsgebieten der Fuhse sowie der Oker bestimmte Bilanzgebiete als signifikant belastet ausgewiesen (Bild 44 C). Es ergibt sich eine signifikante Belastung, wenn die aus den berechneten diffusen Stickstoffimmissionen und Wasserflüssen der Gebietseinheit resultierende N-Konzentration höher ist als die über die Signifikanzgrenze definierte zu tolerierende N-Konzentration (vergleiche Kapitel 3.13).

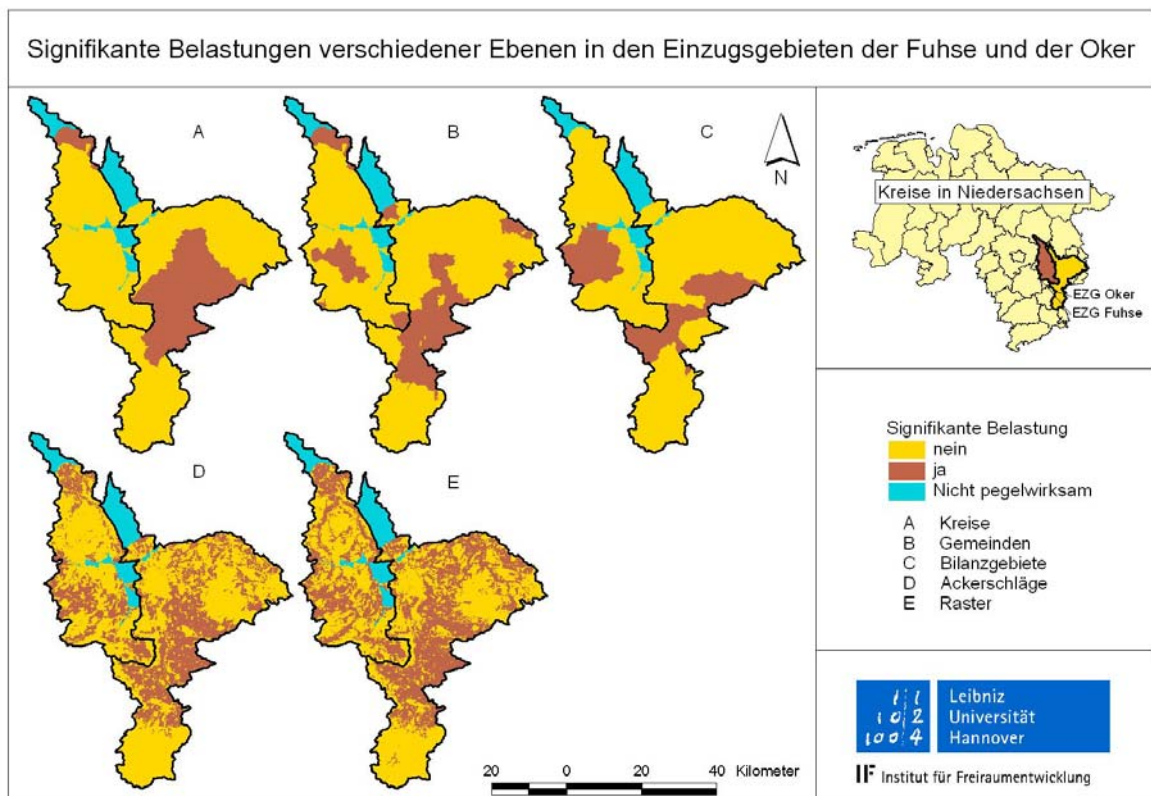


Bild 44: Belastungsschwerpunkte nach Signifikanzanalyse für die N-Konzentration

Ein Wechsel der verschiedenen räumlichen Ebenen ermöglicht nun diese signifikanten Belastungen im Bezug zur Fläche zu beurteilen. Der Wechsel der räumlichen Bezugsebene der Bewertung auf den Level von Gemeinden (Bild 44 B) zeigt bereits detailliertere Informationen zur Belastungssituation. Hier wird deutlich, dass innerhalb der zuvor als signifikant ausgewiesenen Bilanzgebiete Teilgebiete vorkommen, die nicht für die hohe Belastung verantwortlich sind. Folglich können hier bereits die Flächen näher lokalisiert werden, auf denen in dem Bilanzgebiet vorrangig Bewirtschaftungsmaßnahmen zur Belastungsreduzierung durchzuführen sind. Daneben werden aber auch Gemeinden ausgewiesen, von denen erhöhte Belastungen ausgehen, die sich jedoch noch nicht auf die Bewertungsebene der Bilanzgebiete auswirken.

Eine Ebene darunter, auf der räumlichen Bezugsebene der Ackerschläge (Bild 44 D), zeigt sich eine weitaus differenziertere Ausweisung der signifikanten Belastung.

Hierdurch können die Flächen identifiziert werden, die maßgeblich die ausgewiesene signifikante Belastung der aggregierten Betrachtungsebenen verursachen. Aufgrund der oben dargelegten Problematik zur Aussagekraft von Modellergebnissen auf Rasterbasis sollte als hochaufgelöste Betrachtungsebene zur Bewertung einer signifikanten Belastung die Ebene der Ackerschläge gewählt werden, da hier in aller Regel benachbarte Raster in aggregierter Form betrachtet werden.

Mit der Bewertungsmöglichkeit der signifikanten Belastung über die Wahl der räumlichen Bezugsebene, stellen die in das Bilanzmodell implementierten Bewertungsroutinen zur Ausweisung signifikant belasteter Gebietseinheiten somit ein geeignetes Instrument zur gezielten Identifizierung der Flächen (Hot Spots) dar, auf denen vorrangig und zielführend Bewirtschaftungsmaßnahmen zur Reduzierung der Gewässerbelastung durchzuführen sind.

### **3.15 Szenarien**

Die im Zuge dieser Arbeit entwickelten Bewirtschaftungsszenarien folgen einer bestimmten Ausrichtung, sie haben die Zielerreichung der guten Gewässerqualität nach LAWA-Güteklasse II durch Verminderung des Stoffeintrages im Fokus (vergleiche Kapitel 4.8).

Aus Bewirtschaftungsmaßnahmen können Synergieeffekte für andere Zielsetzungen entstehen, wie beispielsweise Wasserrückhaltefähigkeit für den Hochwasserschutz, landschaftliche Vielfalt oder Biotopfunktion (vergleiche RÜTER, LÜLF et al., 2006), deren Auswirkungen in den Szenarienberechnungen vom Modell nicht immer abgebildet werden können. An dieser Stelle sei auf die immer wichtiger werdende interdisziplinäre Zusammenarbeit hingewiesen, mit deren Hilfe es gelingen könnte, Synergieeffekte modellhaft abzubilden und den größtmöglichen Nutzen aus ihnen zu ziehen.

Die Berücksichtigung von detaillierten sozioökonomischen Auswirkungen der jeweiligen Maßnahmen, wie beispielsweise Einkommensverluste bei Extensivierungsmaßnahmen, ist nicht Bestandteil dieser Arbeit, ist aber zu bedenken, wenn es um die Akzeptanz von Maßnahmen bei den Betroffenen geht. Ökonomische Auswirkungen durch Umstellung auf ökologischen Landbau sind nach BECKER & LAHMER (2004) beispielsweise von der Höhe des Preisbonus für ökologisch erzeugte Produkte abhängig oder durch sonstige Erwerbs- und Vermögensverluste. Vergleiche hierzu REICH, ARMBRUSTER et al. (2003), MEINHARDT (1991) und AUE & KLAASSEN (2006).

Szenarien für konkrete räumliche Entwicklungsperspektiven konnten in dieser Arbeit nicht berücksichtigt werden. Dennoch ist das Modell durch die verwendete Maßstabsebene der Mesoskala (500 - 2.000 km<sup>2</sup>) mit einer Auflösung von einem Hektar für die Datengrundlage von ATKIS in der Lage, auf eine Fläche sehr gezielt und in vielfältiger Weise modellhaft Einfluss auf die Nutzung zu nehmen. Für konkrete räumliche Entwicklungsperspektiven ließen sich daher generell Szenarien berechnen, als Beispiel sei hier die bei VON SEGGERN & SIEVERTS (2006) genannte sich wandelnde Landwirtschaft aufgeführt, deren Auswirkungen auf die Nährstoffeinträge mit dem Modell abgeschätzt werden könnten. So ließen sich auch Änderungen in der Landnutzung beispielsweise im Zuge von wachsenden oder schrumpfenden Gegenden modellhaft realisieren. Auch die Erhöhung der Wasserrückhaltefähigkeit der Landschaften könnte über die Versiegelung der urbanen Flächen, Erosionsschutz oder Dränagereduzierungen der landwirtschaftlichen Flächen vom Modell berücksichtigt werden: STOKMAN (2007) nennt unter anderem eine verstärkte Bedrohung durch Hochwasser als Anlass, den Umgang mit Wassersystemen an den Anfang der Entwicklung und Gestaltung urbaner Landschaften zu stellen. Somit könnte das Modell als Werkzeug zur Entwicklung von Handlungsstrategien für einen großräumigen wasserbezogenen Ansatz der nachhaltigen Raumentwicklung von Nutzen sein.

### **3.15.1 Flussgebietsmanagement von Fließgewässereinzugsgebieten durch die Entwicklung von Szenarien**

Das Bilanzierungsmodell wurde als Werkzeug zur Analyse der Eintragsituation und zum Verständnis von Ursache-Wirkungsbeziehungen von Einzugsgebieten entwickelt, um in der wasserwirtschaftlichen Praxis im Flussgebietsmanagement als Entscheidungsunterstützungssystem Hilfe bei der Erarbeitung von Lösungsstrategien und Maßnahmenplanung durch Szenarienberechnung zu leisten.

Szenarien bieten die Möglichkeit, verschiedene Planspiele der Bewirtschaftung durchzuführen. Ein wesentlicher Punkt ist jedoch die in die Modellstruktur integrierte Koppelung der Modellergebnisse mit den Auswerteroutinen und die Möglichkeit, Szenarien sehr gezielt und in Kombinationen zu berechnen (Bild 45 und Tabelle 35).

Für das Flussgebietsmanagement ist es von großer Bedeutung, Flächen anzusprechen, auf denen vorrangig und zielführend Bewirtschaftungsmaßnahmen zur Reduzierung der Gewässerbelastung durchzuführen sind (Hot Spots). Auf der Basis der Ergebnisse von Szenarienberechnungen, die gezielt diese signifikanten Belastungen berücksichtigen, können dann im Folgenden die erforderlichen Maßnahmen soziökonomisch analysiert und mit den Betroffenen partizipativ bewertet werden. Damit offeriert dieses Modell nicht nur verschiedene Lösungsmöglichkeiten, sondern stellt auf Grundlage seiner weitgehend belastbaren Ergebnisse eine wesentliche Entscheidungsunterstützung dar.

Bei der technischen Implementierung der Szenarien in das Modell wurde darauf geachtet, dass das Modell selbständig nicht korrekte Szenarienkombinationen erkennt, die vom Benutzer eingestellt werden. Vor der Berechnung der Szenarien gibt das Modell eine Kurzinformation über die betroffenen Flächen aus und erstellt eine Datensicherung (Backup), da abhängig vom gewählten Szenario fundamentale Eingangsdaten geändert werden (Bild 45). Die-

ses Vorgehen hat den Vorteil, dass sowohl Szenarienkombinationen, als auch Abfolgen von Szenarien gerechnet werden können.

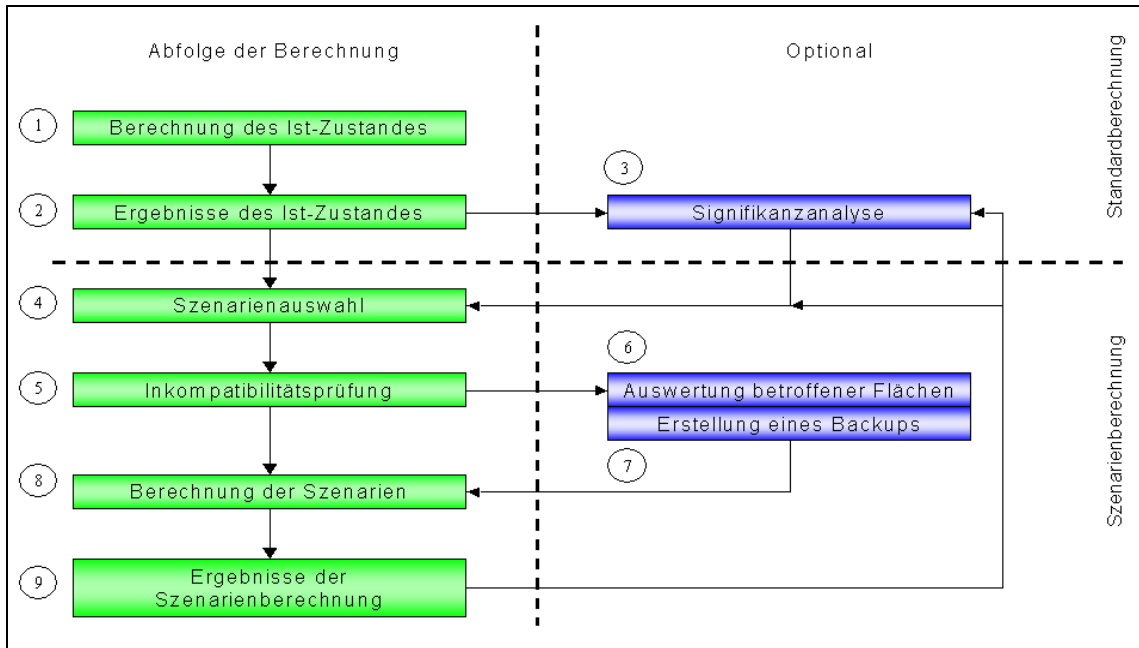


Bild 45: Abfolge der Standardberechnung und der Szenarienberechnung im Bilanzierungsmodell

In Bild 45 ist die Abfolge der Berechnungsschritte schematisch dargestellt:

1. Einer Szenarienberechnung geht immer die Berechnung der Ausgangssituation voraus, hier Berechnung des Ist-Zustandes genannt.
2. Die Ergebnisse des Ist-Zustandes liegen vor.
3. Optional kann die Berechnung der Signifikanzanalyse vor die Szenarienauswahl geschaltet werden, um Flächen zielgenau entsprechend der Belastung auszuwählen.
4. Die Szenarienauswahl ermöglicht die Auswahl und Kombination verschiedener Szenarien und vielfältige Möglichkeiten der Zuweisung zu den Flächen im Einzugsgebiet (siehe unten).
5. Eine Inkompatibilitätsprüfung erfolgt modellintern und erkennt selbstständig unkorrekt eingegebene Szenarienkombinationen (Tabelle 35).
6. Optional kann vor der Berechnung der Szenarien eine Auswertung der betroffenen Zellen erfolgen. Dies ermöglicht eine Kontrolle der eingestellten Parameter vor der zeitintensiven Szenarienberechnung. Wenn zum Beispiel aufgrund von Zuweisungsfehlern gar keine Flächen angesprochen werden, wird das in diesem Punkt erkannt.
7. Zusätzlich besteht die Möglichkeit, die originale Berechnung automatisch zu exportieren und zu speichern. Dies wird dringend empfohlen, da mit der Szenarienberechnung teilweise Eingangsdaten überschrieben werden.
8. Es erfolgt die Berechnung der Szenarien analog zu der Berechnung des Ist-Zustandes mit dem Unterschied, dass je nach Szenario oder Szenarienkombination andere Eingangsdaten benutzt werden und bei der Abarbeitung der Programmabfolge spezifische Szenarienberechnungen durchgeführt werden.



9. Die Ergebnisse der Szenarienberechnung liegen jetzt anstelle der Ergebnisse des Ist-Zustandes vor und können genauso wie diese über die vorhandenen Auswerteroutinen analysiert werden. Das hat den Vorteil, dass auch Abfolgen von Szenarien gerechnet werden können. Optional können weitere Szenarienberechnungen aufbauend auf den vorherigen Szenarienergebnissen über die Schritte 3. oder 4. wiederholt werden. Dabei können sowohl dieselben Flächen (Intensivierung der Maßnahmen auf den Flächen) als auch zusätzliche Flächen angesprochen werden (Erweiterung der Flächen).

**3.15.2 Kombination von Szenarien**

Im Zuge dieser Arbeit wurde ein Szenarienmodul entwickelt, welches es dem Benutzer ermöglicht, gezielt und in vielfältigen Kombinationen bestimmte Szenarien und definierte Flächen anzusprechen. Je nach Szenario sind über hundert verschiedene Kombinationen der Zuweisung eines Szenarios zu definierten Flächen möglich (siehe unten).

Bei Kombinationen mehrerer Szenarien erhöhen sich die Möglichkeiten entsprechend. Die Auswahl der Szenarien erfolgte in Anlehnung an Kunst, Scheer et al. (2002).

Insgesamt wurden folgende Szenarien und ihre Kombinationen in das Modell integriert:

1. Temperaturänderung (intern zur Sensitivitätsanalyse)
2. Niederschlagsänderung (intern zur Sensitivitätsanalyse)
3. Konservierende Bodenbearbeitung
4. Düngereduzierung
5. Landnutzungsänderung
6. Dränwasserbehandlung
7. Dränagereduzierung
8. Kulturartenänderung

Tabelle 35: Möglichkeiten der Kombination mehrerer Szenarien\*

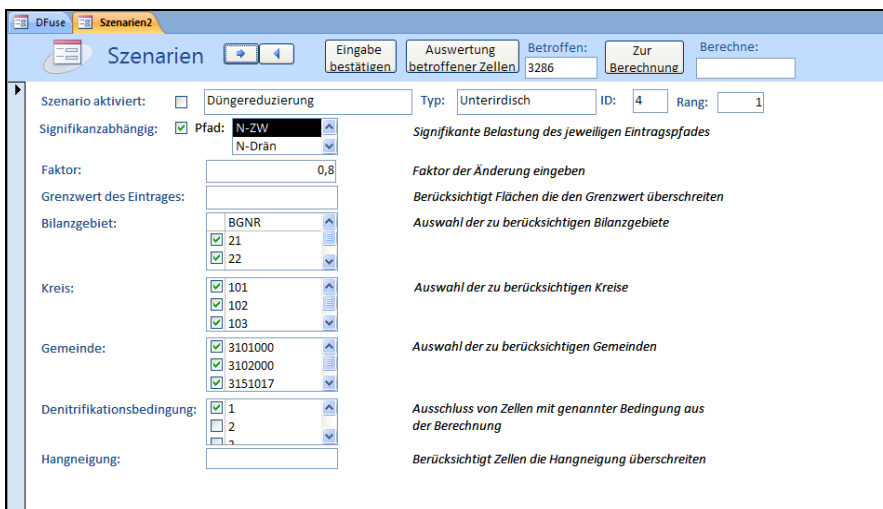
|   | 1 | 2  | 3  | 4  | 5    | 6    | 7    | 8    |
|---|---|----|----|----|------|------|------|------|
| 1 |   | Ja | Ja | Ja | Ja   | Ja   | Ja   | Ja   |
| 2 |   |    | Ja | Ja | Ja   | Ja   | Ja   | Ja   |
| 3 |   |    |    | Ja | Nein | Ja   | Ja   | Ja   |
| 4 |   |    |    |    | Nein | Ja   | Ja   | Nein |
| 5 |   |    |    |    |      | Nein | Nein | Nein |
| 6 |   |    |    |    |      |      | Ja   | Ja   |
| 7 |   |    |    |    |      |      |      | Ja   |
| 8 |   |    |    |    |      |      |      |      |

Die Möglichkeit der Kombinationen von Szenarien wurde in den Fällen eingeschränkt, in denen eine erhöhte Anfälligkeit für Fehler durch den Benutzer gegeben ist.

\* wird modellintern kontrolliert

Die Möglichkeit der Kombination mehrerer Szenarien wurde in solchen Fällen eingeschränkt, in denen eine Fehleranfälligkeit durch Benutzereingaben gegeben ist. Wird zum Beispiel das Szenario Düngereduzierung auf Acker ausgewählt, so ist es nicht möglich das Szenario Landnutzungsänderung von Acker zu Grünland parallel zu berechnen. Gleichwohl ist hier die Möglichkeit gegeben, Szenarien nacheinander zu berechnen, wobei die nachfolgende Szenarienzuweisung auf der zuvor durchgeführten Berechnung beruht. Genauere Darstellungen sowie Ausnahmen werden bei den Methoden der einzelnen Szenarien erläutert.

Wie weiter oben bereits angesprochen, sind je nach Szenario sehr vielfältige Kombinationen der Zuweisung eines Szenarios zu definierten Flächen möglich. Beispielhaft wird dies am Szenario der Düngereduzierung erläutert (Bild 46):



Beim Szenario der Düngereduzierung wurden in diesem Beispiel Flächen angesprochen, die eine signifikante Belastung für Stickstoff im Zwischenabfluss bei mangelhaften Denitrifikationsbedingungen im Grundwasser aufweisen. Betroffen sind in diesem Fall 3.286 ha, bei denen die Düngung auf 80 % reduziert wird.

Bild 46: Zugriff auf das Szenario der Düngereduzierung

Es können Flächen angesprochen werden, die bei der Auswertung als signifikant belastet ausgewiesen wurden. Dabei kann zwischen den Eintragspfaden Zwischenabfluss, Drainage, Grundwasserabfluss und oberirdischer Eintrag jeweils für Stickstoff und Phosphor getrennt gewählt werden. Eine Hilfe, welchen der Eintragspfade zu nehmen als zweckmäßig erachtet wird, gibt die Auswertung der signifikanten Belastung im Signifikanz-Bericht. Hier werden detailliert Bilanzgebiete und Eintragspfade aufgelistet und Vorschläge zur Szenarienberechnung ausgegeben (vergleiche Kapitel 3.13). Zusätzlich können Kombinationen aus Grenzwert des Eintrages (beispielsweise Flächen die bei dem zuvor gewählte Eintragspfad über 15 kg/ha\*a Eintrag aufweisen), Gebietszugehörigkeiten (Bilanzgebiete, Kreise, Gemeinden) oder eine bestimmte Hangneigung sowie verschiedene Denitrifikationsbedingungen berücksichtigt werden.

### 3.15.3 Pfadnutzungsspezifische Szenarien mit dem Fokus auf signifikanter Belastung (Hot Spots)

Die in dieser Arbeit entwickelte pfadnutzungsbezogene Signifikanzanalyse (vergleiche Kapitel 3.14) bietet die Möglichkeit, für Szenarienberechnungen gezielt Flächen anzusprechen, auf denen vorrangig Bewirtschaftungsmaßnahmen zur Reduzierung der Gewässerbelastung durchzuführen sind. Im Folgenden werden diese Szenarien beschrieben.

### **Szenario konservierende Bodenbearbeitung**

Nach BRUNOTTE (2007) ist die konservierende Bodenbearbeitung heute über die Erprobungsphase hinaus und aus technischer, wirtschaftlicher und administrativer Sicht fester Bestandteil nachhaltiger Landbewirtschaftung. Die Akzeptanz bei Mulchsaat zur Verminderung von Bodenerosion und Oberflächenabfluss liegt beispielsweise im südlichen Niedersachsen nach BRUNOTTE (2007) bei 70 %. Der Effekt, dass durch die Maßnahme der Erosionsminderung und einer einhergehenden Verzögerung der Abflussbildung auch gleichzeitig ein vorbeugender Hochwasserschutz erfolgen kann, wird bei RÜTER, LÜLF et al. (2006) als Synergieeffekt angesprochen.

Die konservierende Bodenbearbeitung beschreibt bodenerhaltende Maßnahmen und betrifft in der Modellberechnung daher den oberirdischen Eintrag über Erosion.

In der modelltechnischen Umsetzung wird das Szenario der konservierenden Bodenbearbeitung über den P-Faktor der Erosionsberechnung (vergleiche Kapitel 3.8.1.1) der entsprechenden Flächen gesteuert. Dieses Verfahren hat den Vorteil, dass kein spezielles Szenario vorgegeben ist, sondern dem Benutzer (betroffenen Bewirtschafter) ein Spielraum ermöglicht wird. Bei der Umsetzung des Szenarios kann die Flächenanbindung an das Gewässer berücksichtigt werden. Hierdurch können sowohl Flächen angesprochen werden, die für das Gewässersystem eintragsrelevant sind, als auch Flächen, für die, unabhängig vom Gewässereintrag, generell Maßnahmen des Bodenschutzes berechnet werden sollen.

Die Möglichkeiten der Steuerung sind sehr vielfältig. Es können Flächen angesprochen werden, die bei der Auswertung als signifikant belastet ausgewiesen wurden (in diesem Szenario nur für den oberirdischen P-Eintrag) in Kombination mit Grenzen des Eintrages (siehe oben), Gebietszugehörigkeiten (Bilanzgebiete, Kreise, Gemeinden) oder die Berücksichtigung ab einer bestimmten Hangneigung.

Für gängige Bewirtschaftungsformen existieren in der Literatur entsprechende Hinweise für zu erwartende Verminderungen (FELDWISCH, 2004; SALA & INBAR, 2006; BRUNOTTE, 2007; SANDERS, 2007). So beschreibt FELDWISCH (2004) den deutlichen Bodenschutzbeitrag durch konservierende Bodenbearbeitung. Bei der Maßnahme mit Mulchsaat wurde der Stoffabtrag um 80 - 90 % reduziert. FELDWISCH (2004) spricht bei dieser Maßnahme von einer möglichen Reduzierung von mindestens 50 - 90 %. Filterstreifen können den Stoffabtrag in ähnlichen Größenordnungen um 90 - 100 % reduzieren, sofern der Oberflächenabfluss nicht punktuell in den Filterstreifen eintritt. Mulchsaat kann die Bodenerosion erheblich verringern, bei Mais- und Zuckerrübenanbau beträgt der Bodenabtrag im Vergleich zur konventionellen Bodenbearbeitung nach MOSIMANN, CROLE-REES et al. (1990) nur 2 - 19 %. BECKER & LAHMER (2004) zeigen auf, dass sich die konservierende Bodenbearbeitung als die geeignetste und sehr wirksame Maßnahme erwiesen hat und Minderungen von erosionsbedingten Bodenabträgen um 80 - 90 % gegenüber Standorten mit konventioneller Bodenbearbeitung erreicht werden können.

Das Szenario der konservierenden Bodenbearbeitung kann durch das später unten aufgeführte Szenario der Kulturartenänderung ergänzt oder ersetzt werden. Hier ist der Einfluss über den Bodenbedeckungsgrad (C-Faktor der ABAG siehe Kapitel 3.8.1.1) der Ackerkulturen gegeben.

### **Szenario Düngereduzierung**

Wie bei KUNST & FEHR (1995) dargestellt, sind bei der ordnungsgemäßen Düngung möglichst ausgeglichene Nährstoffbilanzen anzustreben. Vollkommen ausgeglichene Bilanzen sind aber aufgrund von witterungsbedingten Unsicherheiten nicht zu erreichen (KUNST & FEHR, 1995) (siehe Bild 35 in Kapitel 3.6). Darauf weist auch MEINHARDT (1991) hin, gibt aber zu bedenken, dass es sich außerhalb unvorhersehbarer Ereignisse bei einer Überdüngung der Pflanzen grundsätzlich um Fehler in der Düngungsplanung handelt und diese damit einen den Landwirten anzulastenden Bewirtschaftungsfehler darstellt.

Das Szenario der Düngereduzierung geht davon aus, dass nach der Düngeverordnung (LWK NIEDERSACHSEN, 2007) der Düngebedarf der Kultur festgestellt wird und entsprechend des Ertrages mit einem praxisüblichen Überschuss gedüngt wird (vergleiche hierzu BACH & FREDE, 2002). BECKER & LAHMER (2004) geben als allgemeingültige Strategie- und Handlungsempfehlung an, dass die Reduzierung von Stoffapplikationen und deren Optimierung entsprechend Bedarf und Betriebsergebnis zur guten fachlichen Praxis gehört und ohne besondere Förderung Anwendung finden sollte. BECKER & LAHMER (2004) merken weiterhin an, dass eine besonders deutliche Reduzierung des Düngenniveaus durch ökologischen Landbau erreicht wird, bei dem leicht lösliche mineralische Dünger generell nicht zugelassen sind und die Viehdichte eng an die vorhandenen Betriebsflächen gebunden ist.

Das Szenario der Düngereduzierung ermöglicht ein sehr gezieltes Ansprechen von Flächen (Bild 46). Die Düngereduzierung wirkt direkt auf die Stickstoffbilanz. Üblicherweise ist hier ein Faktor zwischen 0,8 und 1 anzusetzen, was nach BACH & FREDE (2002) im Bereich der in der Praxis üblichen Überschussdüngung (Mehrbedarfskoeffizienten) liegt (vergleiche Kapitel 3.6). Dieser Zielwert wird auch in einem Überblick von BECKER & LAHMER (2004) über Maßnahmen in der landwirtschaftlichen Praxis angegeben. KUNST & FEHR (1995) setzen für ein Szenario zur Extensivierung der Landwirtschaft eine Rücknahme der Stickstoffdüngedensität mit 30 % etwas höher an.

Es ist zu bemerken, dass einige Kombinationen der Flächenauswahl innerhalb des Szenarios nicht sinnvoll sind. So wäre eine Auswahl des Abflusspfades N-Dränage mit der Kombination einer erhöhten Hangneigung zu hinterfragen. Ebenso wäre es nicht zielführend, bei der Ansprache von Flächen mit hohem Phosphoreintrag die zusätzliche Bedingung der Flächenauswahl nach der Denitrifikationsleistung im Grundwasser zu setzen. Die Auswahl der zu setzenden Möglichkeiten innerhalb eines Szenarios bleibt dem Benutzer selbst überlassen. Nur bei der Kombination von mehreren Szenarien erfolgt eine Inkompatibilitätsprüfung (vergleiche Kapitel 3.15.2). Von daher ist es nach erfolgter Zuordnung angeraten, die „Auswertung der betroffenen Zellen“ zu aktivieren (Bild 46) und sich einen Überblick über die betroffenen Flächen zu verschaffen. Insgesamt bieten sich in diesem Szenario über hundert Möglichkeiten der Flächenzuordnung.

### **Szenario Dränwasserbehandlung**

Die Dränage ist eine künstliche Entwässerung dränbedürftiger landwirtschaftlicher Nutzflächen. Dränagewasser fließt dem Vorfluter oft schneller zu als der Zwischenabfluss, da der laterale Abfluss über Dränagerohre einen höheren Durchfluss ermöglicht. Nach LAMMEL (1990) kann aus Dränabflüssen eine erhebliche Stickstoffbelastung für die Vorfluter entstehen. Nach BECKER & LAHMER (2004) sind für landwirtschaftliche Flächendrängensysteme auf

Stauwasserstandorten grundsätzlich Maßnahmen zur Reinigung der allgemein hoch belasteten Dränabflüsse vorzusehen. Als vorteilhafte Lösung werden nach BECKER & LAHMER (2004) nachgeschaltete Pflanzenklärbecken, die Einleitung der Dränabflüsse in Feuchtgebiete und naturnahgestaltete kleine Vorfluter genannt. BECKER & LAHMER (2004) geben für die Bemessung von Pflanzenkläranlagen zur Dränwasserbehandlung eine Grundfläche von 1 - 3 m<sup>2</sup>/ha Dränflächen bei Verweilzeiten von 5 - 10 Tagen an. Dass Pflanzenkläranlagen durchaus eine Bereicherung der Landschaft und der Artenvielfalt darstellen zeigen KUNST, VON SEGGERN et al. (2004). Weitere detaillierte Hinweise zu Morphologie, Bemessung und Gestaltung derartiger Anlagen sowie zur Eliminationsleistung verschiedener Florenelemente und Bepflanzungsempfehlungen sind KUNST, VON SEGGERN et al. (2004) zu entnehmen.

Bei dem im Modell implementierten Szenario der Dränwasserbehandlung bleiben Dränageflächen erhalten, anders als bei dem Szenario Dränagereduzierung. Die Dränage auf Acker beziehungsweise Grünland dient der Verbesserung der Feuchteigenschaften und ermöglicht eine entsprechende Bewirtschaftung. Die Aufgabe (Rückbau) von Dränage ist von daher ein Szenario, das nicht immer praxisrelevant ist, da daraus oft eine Verschlechterung der Bodeneigenschaften resultiert. Zusätzlich ist von Bedeutung, dass bei der Aufgabe der Dränageflächen das Grundwasser höher belastet wird, was bei entsprechend schlechten Denitrifikationsbedingungen im Grundwasser kontraproduktiv wäre. Das Szenario der Dränwasserbehandlung berücksichtigt diese Punkte und nimmt an, dass Dränagewasser in Bodenfiltern wie bei BECKER & LAHMER (2004) beschrieben - natürlich behandelt wird - und nicht direkt in den Vorfluter gelangt. Die Eliminationsleistung ist entsprechend der Reinigungsleistung des Systems vom Benutzer einzugeben; bei der im Modell getätigten Berechnung wird ein Verminderungsfaktor von 0,9 angenommen. Dieser Wert ist bewusst sehr gering angesetzt, da angenommen wird, dass nur eine technische Minimallösung mit Retentionsbodenfiltern oder Ähnlichem erfolgt; es wird daher eine geringe Eliminationsleistung von 10 % angenommen. Nach KAYSER (2003) sind in leistungsfähigen Anlagen, wenn keine Nitrifikation (vergleiche Kapitel 2.1) berücksichtigt werden muss, Denitrifikationsraten von über 90 % möglich (vergleiche hierzu auch KUNST, VON SEGGERN et al., 2004).

Der Faktor der Eliminationsleistung wirkt sich so direkt auf den Dränageaustrag der angesprochenen Flächen aus.

In Kombination mit dem Szenario der Dränagereduzierung prüft das Modell automatisch doppelt vergebene Zuweisungen, wenn einer Fläche sowohl Dränageaufgabe als auch Dränwasserbehandlung zugewiesen wird, und korrigiert die Eingabe automatisch zu Gunsten der Dränwasserbehandlung.

### **Szenario Dränagereduzierung**

Nach BECKER & LAHMER (2004) werden als wirksamste Maßnahme zur Minderung der Stoffbelastung der Gewässer diejenigen angesehen, die eine Erhöhung der Wasserrückhaltefähigkeit der Landschaften sowohl durch acker- und pflanzenbauliche Maßnahmen als auch durch wasserwirtschaftliche Maßnahmen, speziell zur Abflussverzögerung und -dämpfung, zum Ziel haben.

Dazu zählt auch die Reduzierung der Dränage mit dem zusätzlichen Aspekt, dass Spitzen von Hochwasserabflüssen durch den schnellen Direktabfluss gedämpft werden können.

Nach BECKER & LAHMER (2004) haben Rohrdränsysteme neben ökologisch/hydrologischen Nachteilen oft auch negative landwirtschaftliche Konsequenzen wie unproduktive Wasser- und Nährstoffverluste, Trockenheitsanfälligkeit gedränter Standorte in der Vegetationsperiode oder Habitatverluste an artenreichen Stauwasserstandorten.

RÜTER, LÜLF et al. (2006) sprechen in diesem Zusammenhang von einem Synergieeffekt zwischen einer bestimmten Maßnahme und anderen Zielsetzungen. Die Entfernung von Dränagen wird von RÜTER, LÜLF et al. (2006) als Maßnahme zum vorbeugenden Hochwasserschutz genannt und beinhaltet mehrere Synergieeffekte wie beispielsweise die Retentionsfunktion, bioklimatische Ausgleichsfunktion (höhere Verdunstung) oder Wasserdargebotsfunktion (Grundwasserneubildung).

Bei dem Szenario der Dränagereduzierung werden, anders als bei dem Szenario Dränwasserbehandlung, Dränageflächen reduziert. Wie schon oben angesprochen, ist die Aufgabe von Dränage ein Szenario, das nicht immer praxisrelevant ist, da sich dabei die Bodenfeuchteigenschaften verschlechtern können, was diesem Szenario unter sozioökonomischen Aspekten wenig Akzeptanz verschafft.

BECKER & LAHMER (2004) sehen den Rückbau von Dränagen nur in Ausnahmefällen als Möglichkeit und verweisen auf technische Möglichkeiten zum Dränstau durch Sperrmechanismen, messen aber auch diesem System wegen hoher Kosten keine zukünftige Bedeutung bei.

Weiterhin ist zu beachten, dass bei der Aufgabe der Dränageflächen je nach Bodeneigenschaften das Grundwasser entsprechend höher belastet wird, was bei entsprechend schlechten Denitrifikationsbedingungen unzweckmäßig ist.

Das Szenario der Dränagereduzierung ändert die Eingangsdaten der Dränagezuweisung. Die Berechnung erfolgt entsprechend der normalen Standardberechnung.

In Kombination mit dem Szenario der Dränagereduzierung wird modellintern automatisch auf doppelt vergebene Zuweisungen überprüft und die Eingabe automatisch (mit einer Meldung) zu Gunsten der Dränwasserbehandlung korrigiert.

### **3.15.4 Änderungen in der Landnutzung und den Anbaustrukturen**

#### **Szenario Landnutzungsänderung**

BECKER & LAHMER (2004) beschreiben zusammengefasst die gegenwärtigen Entwicklungstrends der Landnutzung mit

- der Fortsetzung der Segregation (Flächen, die weiterhin intensiv genutzt werden und Flächen, die aufgrund von geringen Ertragserwartungen aus der Nutzung fallen),
- Aufforstung unproduktiver Standorte,
- Urbanisierung durch Umwidmung von landwirtschaftlichen Nutzflächen zu Gunsten von Siedlungsflächen,
- Verinselung ländlicher Räume und
- regional und lokal zunehmende Belastung durch Kompensationsfunktionen in ländlichen Räumen, beispielsweise durch Erlebnistourismus.

Im Mittelgebirgsraum vollzieht sich die Extensivierung nach BECKER & LAHMER (2004) vor allem durch Umwandlung von Ackerland zu Dauergrünland, was zusätzlich zur Reduzierung von Nährstoffeinträgen abflussdämpfend wirkt.

In Bezug zu abflussdämpfenden Maßnahmen hinsichtlich des Hochwasserschutzes in der Fläche (beispielsweise Umwandlung von Acker in Grünland) nennen RÜTER, LÜLF et al. (2006) als Synergieeffekte den Erosions-, Gewässer- sowie Arten- und Biotopschutz. RÜTER, LÜLF et al. (2006) weisen darauf hin, dass diese Synergieeffekte jedoch nicht oder nur unzureichend ausgenutzt werden.

AUE & KLAASSEN (2006) beschreiben in nitratempfindlichen Gebieten angebaute Pflanzen und ermittelten für Wald (mit Einschränkungen) und Grünland die geringsten N-Verluste durch Auswaschung. Wenn die Weideintensität ausgewogen und das Düngen und Spritzen eingestellt wurden, stellt die Umwandlung in Grünland eine der ungefährlichsten und wirksamsten Grundwasserschutzmaßnahmen dar (AUE & KLAASSEN, 2006).

Das Szenario der Landnutzungsänderung beschreibt die Änderung einer Flächennutzung in eine Alternative. Die Landnutzung gemäß der Datengrundlage ATKIS gehört zu den Eingangsdaten für die Modellberechnung, insofern ist hier eine Änderung problemlos durchzuführen. Der Benutzer könnte also je nach Bedarf auch einzelne Flächen gezielt selber verändern, auch unabhängig von dieser Szenarioberechnung. Bei der Anzahl der Datensätze sind die Möglichkeiten jedoch eingeschränkt, Flächen gezielt anzusprechen, wenn das Know-how der Datenbankabfrage nicht vorhanden ist. Das Szenario der Landnutzungsänderung erfüllt hinsichtlich der Anwendungsfreundlichkeit die Voraussetzung, Flächen gezielt auszuwählen.

### **Szenario Kulturartenänderung**

BECKER & LAHMER (2004) weisen auf Minderung des N-Austragspotenzials durch Veränderung der Anbaustruktur und der Fruchtfolge hin. AUE & KLAASSEN (2006) beschreiben den Nitrataustrag von kultivierten Pflanzen in nitratempfindlichen Gebieten (NSA) am höchsten für Raps und Erbsen, Wintergetreide, Kartoffeln, Frühlingsetreide und Zuckerrübe. An dieser Stelle sei auf das Modell MODIFFUS verwiesen, das anstelle des N-Bilanzüberschusses eine Fruchtfolgematrix als Ausgangspunkt der N-Auswaschung bei durchschnittlichen Standortbedingungen berücksichtigt (PRASUHN & HUNI, 1999; SCHMID & PRASUHN, 2000; SCHEER, PANCKOW et al., 2004). Hier werden hohe Auswaschungen unter Kartoffel, Mais und Rüben angenommen. Freigesetzte Stickstoffmengen deutlich unterhalb des Acker-Mittelwertes fanden hingegen PETER & PREIS (2005) bei Roggen. Jedoch bleibt festzuhalten, dass die Angaben zu Stickstoffauswaschungen teilweise kontrovers diskutiert werden und unter anderem der Zeitpunkt der Düngegabe sowie Zwischenfrüchte nach BECKER & LAHMER (2004) eine große Rolle spielen. BECKER & LAHMER (2004) weisen in diesem Zusammenhang auch auf das „precision farming“ und die Möglichkeit für den Einsatz betrieblicher N-Managementsysteme hin. Diese sogenannte Präzisionslandwirtschaft gewinnt nach KNICKEL (2001) zunehmend an Praxisreife, Kernelement ist dabei die Satellitenortung und die damit ermöglichte teilflächenbezogene Bewirtschaftung.

Aber auch für den Bodenabtrag ist eine Änderung der Kulturarten zur Eintragsminimierung durch den Grad der Bodenbedeckung gegeben. Besonders kritisch sind nach FELDWISCH (2004) Anbausysteme mit langen Schwarzbrachezeiten, Reihenkulturen und geringe Bodenbedeckung, insbesondere zu Zeiten hoch erosiver Niederschläge. Sehr große Erosionsge-

fährdung geht nach MOSIMANN, MAILLARD et al. (1991) beispielsweise von den Kulturen Mais, Rüben, Kartoffeln und Sonnenblumen, mittlere Erosionsgefährdung von Winterweizen und geringe Erosionsgefährdung von Wintergerste, Winterroggen, Hafer, Sommergetreide und Raps aus. Auch nach FELDWISCH (2004) ist es nötig, besonders erosionsgefährdete Ackerkulturen zurückzunehmen oder ganz auszuschließen, wenn Bodenbearbeitungs- und Bestellsysteme keinen ausreichenden Bodenschutz sicherstellen (vergleiche Kapitel 3.15.2). Erosionsgefährdend sind auch nach FELDWISCH (2004) die Kulturarten Mais, Zuckerrübe, Kartoffel und Winterraps, da sie zu Zeiten hoher Regenerosivität nur geringe Bodenbedeckungsgrade aufweisen.

Für die Modellberechnung weist das Szenario Kulturartenänderung ausgewählten Ackerflächen eine bestimmte Kulturart beziehungsweise Fruchtfolge entsprechend den Benutzereingaben zu. Die Zuweisung kann nach den Parametern signifikant belasteter Flächen (Eintragspfad Zwischenabfluss, Drainage, Grundwasserabfluss und oberirdischer Eintrag jeweils für Stickstoff und Phosphor) in Kombination mit Grenzwerten des Eintrages, Gebietszugehörigkeiten (Bilanzgebiete, Kreise, Gemeinden) oder Berücksichtigung ab einer bestimmten Denitrifikationsbedingung im Grundwasser und der Hangneigung erfolgen.

Bei der Berechnung wird im Fall der angesprochenen Flächen die interne Zuweisung der Fruchtarten nach der Agrarstatistik ausgesetzt. Die nachfolgende Berechnung erfolgt analog zur Standardberechnung. Die Zuweisung einer Fruchtfolge (Kulturart) wirkt sich auf den N-Bilanzüberschuss und den C-Faktor (Bodenbedeckungs- und Bearbeitungsfaktor der A-BAG der Erosionsberechnung) aus (vergleiche Kapitel 3.8.1.1), berücksichtigt jedoch keine weiteren Systemzusammenhänge. Da mit einer Kulturartenänderung auch die Menge des aufgetragenen Wirtschaftsdüngers variiert wird, wirkt sich das Szenario auch auf den Eintragspfad der Abschwemmung aus.



## 4 Darstellung und Interpretation der Ergebnisse der Einzugsgebiete der Fuhse und der Oker

Die Ergebnisse der Modellberechnungen basieren auf einem konzeptionellen Modellansatz (vergleiche Kapitel 2.3). Dieser Ansatz wurde unter anderem gewählt, um die für die mesoskalige Modellierung verfügbare Datengrundlage umfassend auszuschöpfen. Dieser Ansatz beinhaltet sowohl empirische Komponenten als auch physikalisch basierte Modellansätze, soweit sie für die Skalenebene als sinnvoll erachtet wurden. Nach ROBRECHT, LEHMANN et al. (2007) sind komplexe physikalische Modelle wegen fehlender Daten und der zu bearbeitenden Gebietsgröße für Modellierungen im mesoskaligen Bereich nicht geeignet.

Nach THORMÄHLEN & WICHMANN (2007) ist es jedoch möglich, dass ein verbesserter Berechnungsansatz auf der Basis pauschaler Annahmen der Aussagekraft eines numerischen Strömungs-, Transport-, und Reaktionsmodells nahe kommen kann; sie beziehen sich dabei konkret auf die Umsatzprozesse im Grundwasser. Das bedeutet jedoch nicht, dass physikalisch detaillierte Modelle unbedingt exakte Ergebnisse liefern (vergleiche hierzu Kapitel 4.7 mit Ergebnissen des Modells MODEST die nach BECKER & LAHMER (2004) 40 % Abweichung aufweisen).

Diese bei THORMÄHLEN & WICHMANN (2007) angesprochene Aussagekraft (siehe oben) ist dahingehend zu verstehen, dass für die Modellergebnisse die berechnete Eintragungssituation für die Maßstabsebene der Mesoskala **plausibel** und **möglichst wahrscheinlich** ist. Dabei ist wichtig, dass bei der mesoskaligen Betrachtung der Verlust an Detailinformation durch den Gewinn an Übersichtsinformation kompensiert wird. Auch LORZ & HAASE (2004) fordern, verstärkt Methoden zu entwickeln und zu verbessern die eine Ableitung von Stoffbelastungen, Abfluss- und Transportregimen auf der mesoskaligen Ebene zum Gegenstand haben.

Die Visualisierung der Ergebnisse in den folgenden Kapiteln erfolgt mit der Auflösung der Berechnungsgrundlage des Modells, mit Rastern von einem Hektar. Wie in Kapitel 3.14 dargestellt, besteht nach HERRMANN (2001) die Gefahr, dass bei der Überführung aggregierter Raumeinheiten in Rasterzellen eine Genauigkeit vorgetäuscht wird, die sie aufgrund ihrer Eingangsdatenqualität nicht besitzen. Aus diesem Grund wurde wie in Kapitel 3.14 und Kapitel 4.6 dargestellt, eine Signifikanzanalyse für verschiedene Raumeinheiten in das Modell implementiert. In Kapitel 4.7 erfolgt eine Bewertung der grundlegenden Modellergebnisse.

Ein Modell kann in jedem Fall nur ein Werkzeug sein das dazu dient, Rückschlüsse auf Wirkungszusammenhänge zu ziehen und die Eintragungssituation möglichst wahrscheinlich abzubilden und somit entscheidungsunterstützend zu wirken.

Nachfolgend werden die mit dem Modell erzielten Ergebnisse in den unterschiedlichen Naturräumen der Einzugsgebiete der Fuhse und der Oker vorgestellt und interpretiert.

Als Grundlage für den Nährstoffeintrag über die verschiedenen Pfade wird zuerst die **Wasserbilanz** behandelt.

Bei der darauf folgenden Ergebnisdarstellung der Stickstoffeinträge über die unterirdischen Pfade wird nach dem Transportweg vorgegangen. Dabei wird zuerst der **N-Bilanzüberschuss** als bestimmender Eingangswert behandelt, gefolgt von den Ergebnissen der **Denitrifikation im Oberboden** und **Unterboden**. Nach dem Berechnungsschritt

Denitrifikation im Oberboden liegen die Einträge über **Zwischenabfluss** und **Dränage** vor, die danach erläutert werden. Darauf folgend wird die **Denitrifikation im Grundwasser** und der N-Eintrag über **Grundwasser** mit dem Sonderfall der **Langzeitbetrachtung** für große Grundwasserverweilzeiten betrachtet. Die Langzeitbetrachtung wird zudem detailliert in dem Kapitel 4.8 beschrieben, wenn es um Szenarien und den zeitlichen Horizont von Maßnahmen geht. Danach werden die oberirdischen N-Einträge mit **Abschwemmung** und **Erosion** behandelt sowie die **Direkt-** und die **urban** geprägten Einträge und letztendlich die **Summen** der N-Einträge vorgestellt.

Für die anschließenden Ergebnisse der P-Einträge werden zunächst die Ergebnisse von **Bodenabtrag** und **Anbindung** als maßgeblich bestimmende Einflüsse auf die nachfolgend vorgestellten **erosiven** Einträge dargestellt. Danach werden Ergebnisse der **Abschwemmung**, der **unterirdischen** P-Eintragspfade, sowie der **Direkteinträge**, der **urban** geprägten Einträge und letztendlich die **Summen** der P-Einträge vorgestellt.

Aufbauend auf diesen Emissionsergebnissen folgen die Betrachtung der **Retention** und die Vorstellung der Ergebnisse der **Immission**.

Anschließend werden exemplarisch Ergebnisse der im Modell implementierten **Auswerterroutinen** sowie Ergebnisse der **Signifikanzanalyse** vorgestellt.

Eine weiterführende **Bewertung der Modellergebnisse** erfolgt in Kapitel 4.7. Hier erfolgt ein Abgleich der Modellergebnisse auf Basis der quantifizierten Nährstoffsummen mit berechneten Nährstofffrachten für die Einzugsgebiete, Bilanzgebiete und einzelne Jahre. Darüber hinaus werden die Modellergebnisse für den Grundwasserpfad mit der entsprechenden  $\text{NO}_3\text{-N}$ -Konzentration im Vorfluter für die einzelnen Bilanzgebiete der jeweiligen Einzugsgebiete abgeglichen.

Abschließend folgen die Ergebnisse der **Szenarienberechnungen**.

#### **4.1 Darstellung und Interpretation der Ergebnisse der Wasserbilanz in den Einzugsgebieten der Fuhse und der Oker**

Die Berechnung der mittleren Wasserbilanz in den Einzugsgebieten der Fuhse und der Oker erfolgte unter Berücksichtigung der mittleren Niederschlags- und Verdunstungsbedingungen (vergleiche Kapitel 3.5). Bild 47 zeigt die erzielten Ergebnisse für die beiden Untersuchungsgebiete.

Die Wasserbilanz bildet die Abflusspfade Oberflächenabfluss, Zwischenabfluss, Grundwasserabfluss und Dränageabfluss sowie den Abfluss von versiegelten Flächen ab. Die in das Modell integrierten Berechnungsansätze orientieren sich weitgehend an dem Modell GROWA (KUNKEL & WENGLAND, 1998). Wesentliche Unterschiede bestehen bei der Ableitung der Abflussquotienten zur Differenzierung des Gesamtabflusses in Zwischen- und Grundwasserabfluss im Lockergesteinsbereich nach RÖDER (1997) und bei der Berechnung des Dränage- und Oberflächenabflusses (vergleiche hierzu Kapitel 3.5).

Für die Modellvorgaben der Anwendbarkeit in der wasserwirtschaftlichen Praxis war es notwendig, die unterirdischen Wasserscheiden gleich der oberirdischen anzunehmen, da eine GIS-gestützte Verrechnung nicht kongruenter Flächen in einer praxisnahen Anwendbarkeit nicht realisierbar war. Es sollte jedoch nicht unerwähnt bleiben, dass besonders in Locker-

gesteinsaquiferen Unterschiede zwischen den unterirdischen Fließrichtungen und den oberirdischen Wasserscheiden auftreten können (vergleiche hierzu auch BRONSTERT, 2005).

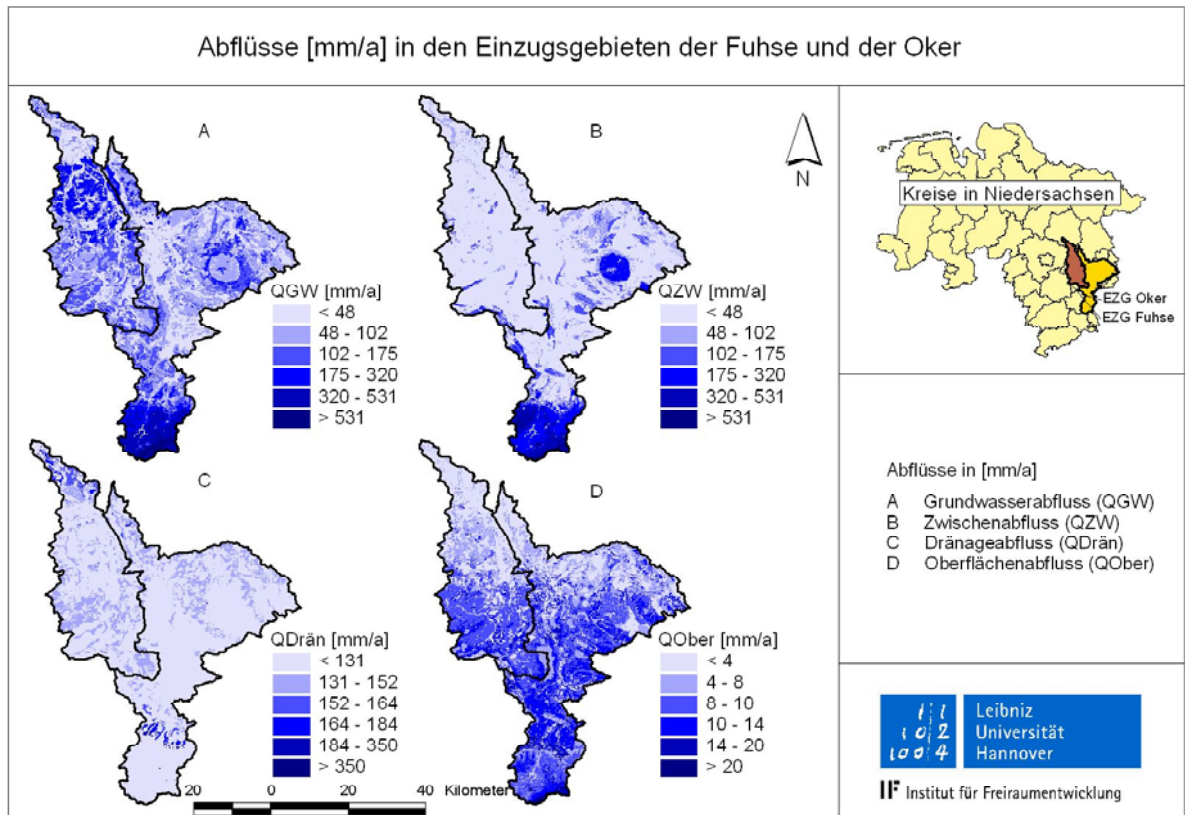


Bild 47: Abflüsse [mm/a] in den Einzugsgebieten der Fuhse und der Oker. Grundwasser- und Zwischenabfluss sind gleich skaliert.

Zu beachten ist, dass der Grundwasser- und der Zwischenabfluss gleich skaliert sind, Drainage- und Oberflächenabfluss wurden hingegen zur besseren Darstellung abweichend skaliert (Bild 47).

Erwartungsgemäß ergeben sich im Harz, vor allem bedingt durch die sehr hohen Niederschläge, die höchsten Abflüsse; sie betragen bis zu 1.400 mm/a. Hohe Gesamtabflüsse ergeben sich ansonsten vor allem in Waldgebieten (beispielsweise im Elm, siehe Bild 6, Kapitel 3.1). Darüber hinaus werden hohe Abflüsse in der Geest nördlich von Peine berechnet. Geringe Gesamtabflüsse werden insbesondere für die Ackerflächen der Börde ermittelt.

Auffällig ist der hohe Grundwasser- und Zwischenabfluss in den Höhenlagen des Harzes, bedingt durch den hohen Niederschlag in diesem Gebiet (Bild 17 rechts, Kapitel 3.1). Gegen Norden nimmt der Oberflächenabfluss bei geringer bis keiner Hangneigung ab, und der Grundwasseranteil gewinnt an Bedeutung. Das ist auf die hier vorkommenden Bodenprofile (Bodentyp), den Hydromorphingrad und den Grundwasserflurabstand zurückzuführen, wonach entsprechend dem Abflussquotienten der Gesamtabfluss auf die einzelnen Abflusspfade aufgeteilt wird (vergleiche auch Kapitel 3.5.2).

Die relativ hohen Abflüsse in der Geest nördlich von Peine resultieren überwiegend aus einem hohen Grundwasserabfluss. Dieser wird hervorgerufen durch die vorherrschenden Bodenbedingungen, nämlich sandige Böden mit einer entsprechend geringen nutzbaren Feld-

kapazität. Gerade kurz unter der Nordspitze des Fuhsegebietes ist bei geringer Hangneigung und vorherrschender Braunerde (terrestrischer Bodentyp) bei entsprechenden Grundwasserflurabstand nach RÖDER (1997) 100 % des Gesamtabflusses der Grundwasserneubildung zugeteilt (vergleiche Tabelle 9).

Der Elm (siehe Bild 6, Kapitel 3.1) sticht mit hohem Anteil an Zwischenabfluss hervor. Der Elm besteht in weiten Teilen aus Festgestein. Bei Festgestein kommt der Ansatz von BOGENA, KUNKEL et al. (2003) zum Einsatz, der die Abflussquotienten zur Ableitung des Anteils an Grundwasserneubildung am Gesamtabfluss anhand der hydraulischen Leitfähigkeitsklasse des Untergrundes festlegt (vergleiche Kapitel 3.5.2).

Dränageabfluss findet sich nur auf dränierten landwirtschaftlichen Nutzflächen, deren Lage im Bilanzmodell anhand typischer und relevanter Bodenkenndaten abgeleitet wurde. Es wurden für diesen Abflusspfad die Ansätze von KRETZSCHMAR (1977) und TETZLAFF (2006) kombiniert (vergleiche Kapitel 3.5.3). Aufgrund der in weiten Teilen der Untersuchungsgebiete geringen Niederschläge sind die Abflüsse über Dränagen im Vergleich zu anderen Regionen relativ gering. Abgesehen vom Harzvorland liegen sie meist zwischen etwa 100 mm/a und 180 mm/a.

Eine Bewertung des Moduls zur Ableitung dräniertes landwirtschaftlicher Nutzflächen kann durch einen Abgleich der Modellergebnisse mit den Ergebnissen einer entsprechenden Erhebung der Landwirtschaftskammer Hannover für den Großraum Braunschweig (LWK HANNOVER, 1999), der einen Großteil der Untersuchungsgebiete Fuhse und Oker abdeckt, erfolgen.

Tabelle 36 zeigt den prozentualen Anteil dräniertes Flächen an der gesamten landwirtschaftlichen Nutzfläche für die Kreise Braunschweig, Salzgitter, Peine, Wolfenbüttel, Helmstedt und Goslar nach der Erhebung der LWK Hannover und nach den Modellergebnissen.

Tabelle 36: Dränageflächenerhebung der LWK Hannover (in LWK HANNOVER, 1999)

| Kreis               | Fläche im Untersuchungsgebiet [%] | Dränierte LNF [%] nach LWK | Dränierte LNF [%] Modell |
|---------------------|-----------------------------------|----------------------------|--------------------------|
| <b>Braunschweig</b> | <b>99</b>                         | <b>41</b>                  | <b>48</b>                |
| <b>Salzgitter</b>   | <b>90</b>                         | <b>32</b>                  | <b>28</b>                |
| <b>Peine</b>        | <b>87</b>                         | <b>39</b>                  | <b>31</b>                |
| Wolfenbüttel        | 77                                | 50                         | 37                       |
| Helmstedt           | 50                                | 52                         | 38                       |
| Goslar              | 35                                | 28                         | 29                       |

Für die drei Kreise Braunschweig, Salzgitter und Peine, die beinahe vollständig in den Untersuchungsgebieten Fuhse und Oker liegen, ergibt sich eine sehr gute Übereinstimmung zwischen den Ergebnissen: Für den Kreis Braunschweig wird der Dränflächenanteil leicht überschätzt, für die Kreise Salzgitter und Peine, die jeweils zu etwa 90 % im Untersuchungsgebiet liegen, ergibt sich eine geringfügige Unterschätzung des Anteils dräniertes landwirtschaftlicher Nutzflächen (LNF); sie kann zum Teil durch die außerhalb der Untersuchungsgebiete liegenden Flächenanteile der Kreise erklärt werden. In allen drei Kreisen wird jedoch die Größenordnung der Dränflächenanteile durch die Modellergebnisse hervorragend wiedergegeben.

Für die Kreise Wolfenbüttel, Helmstedt und Goslar, deren Flächenanteile im Untersuchungsgebiet mit 35 % bis 77 % teilweise erheblich geringer als bei den drei oben genannten Kreisen sind, ist ein Abgleich nur eingeschränkt möglich, da sich die Flächenangaben nach LWK HANNOVER (1999) auf die gesamten Kreisflächen, die Modellergebnisse jedoch auf die geringeren Flächenanteile im Untersuchungsgebiet beziehen.

Dennoch deuten die Ergebnisse darauf hin, dass auch hier die Größenordnung der Dränflächenanteile tendenziell korrekt wiedergegeben wird; eine Überprüfung dieser These wäre durch Anwendung des Dränflächenmoduls auf die gesamten Kreisflächen möglich, konnte jedoch aufgrund fehlender Daten (die BÜK 50 lag nur für die Gebiete Fuhse und Oker vor) nicht durchgeführt werden.

Bild 48 zeigt den Abfluss über versiegelte Flächen für beide Einzugsgebiete. Die Gemeinde Braunschweig ist exemplarisch hervorgehoben.

Die starke Differenzierung der Abflüsse ist auf die unterschiedliche urbane Flächennutzung zurückzuführen, die 32 Nutzungen berücksichtigt und zusätzlich die Einwohnerzahl anrechnet (vergleiche Tabelle 8, Kapitel 3.5.1). Der Zusammenhang, dass auf versiegelten Flächen die Verdunstung reduziert ist, wurde nach KUNKEL & WENDLAND (1998) in modifizierter Form berücksichtigt (vergleiche Kapitel 3.5.1), um die sehr gute Datengrundlage von ATKIS adäquat auszunutzen.

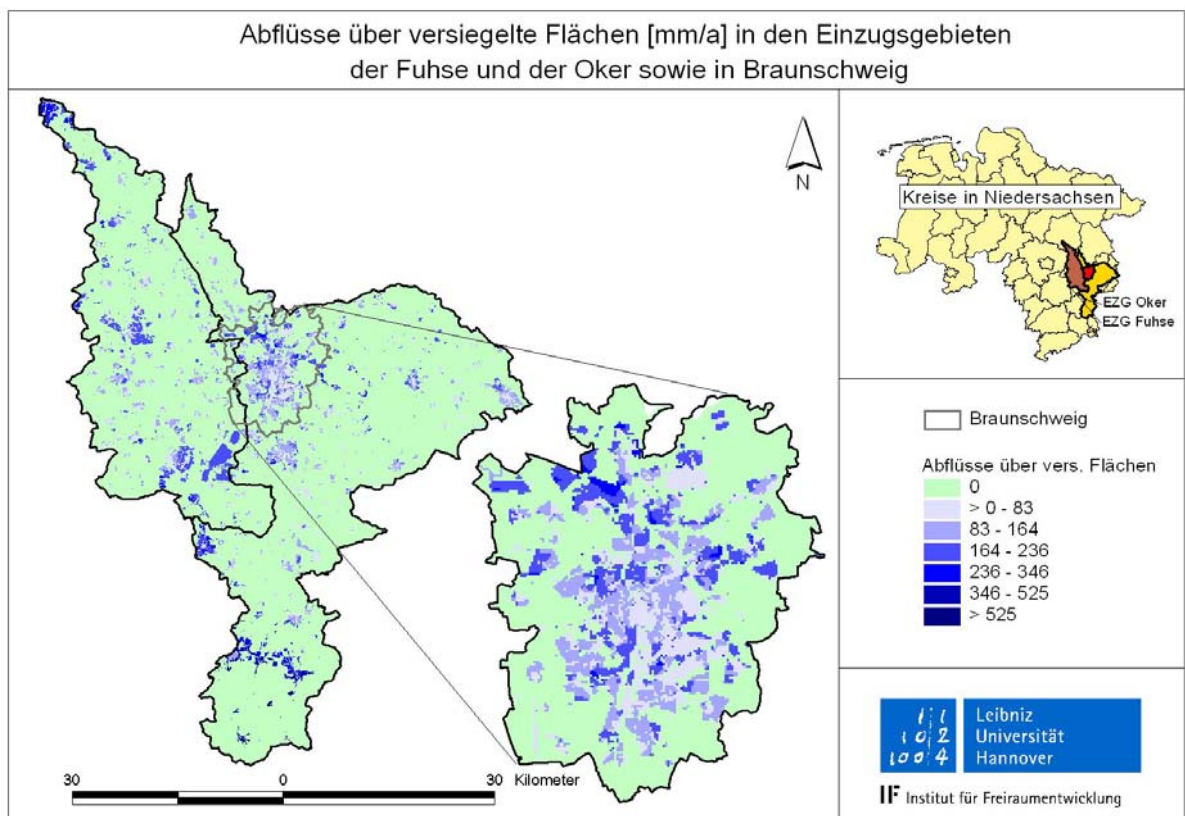


Bild 48: Abflüsse über versiegelte Flächen [mm/a] in den Einzugsgebieten der Fuhse und der Oker mit Zoom auf Braunschweig

Tabelle 37 zeigt die erzielten Ergebnisse der Wasserbilanz für die beiden Untersuchungsgebiete. Aufgeführt sind hier nur die pegelwirksamen Abflüsse (vergleiche Kapitel 3.2).

Tabelle 37: Ergebnisse des Moduls Wasserbilanz für die Einzugsgebiete der Fuhse und der Oker für langjährige mittlere Klima- und Abflussbedingungen

| Abflusspfad  | EZG Fuhse          | EZG Oker    |
|--|--------------------|-------------|
| Grundwasserabfluss [m <sup>3</sup> /s]               | 2,39               | 5,28        |
| Zwischenabfluss [m <sup>3</sup> /s]                  | 0,43               | 3,72        |
| Dränageabfluss [m <sup>3</sup> /s]                   | 0,96               | 1,30        |
| Oberflächenabfluss [m <sup>3</sup> /s]               | 0,16               | 0,38        |
| Abfluss von versiegelten Flächen [m <sup>3</sup> /s] | 0,43               | 0,82        |
| Kläranlagenabfluss [m <sup>3</sup> /s]               | 0,60               | 0,93        |
| <b>Gesamtabfluss [m<sup>3</sup>/s]</b>               | <b>4,97</b>        | <b>12,4</b> |
| MQ [m <sup>3</sup> /s]                               | 4,16               | 11,6        |
| <b>Differenz zu MQ [%]</b>                           | <b>19,7 (~10)*</b> | <b>7,1</b>  |

\* unter Berücksichtigung von Grundwasserentnahmen, siehe unten

Auffallend bei den Ergebnissen von Tabelle 37 ist zunächst die vermeintlich große Abweichung von 19,7 % zwischen dem berechneten mittleren und dem tatsächlichen mittleren Abfluss im Einzugsgebiet der Fuhse.

Die Hauptursache hierfür liegt darin, dass Wasserentnahmen vor allem für die landwirtschaftliche Beregnung im Bilanzmodell bisher nicht berücksichtigt werden konnten, da diese Informationen nicht flächenscharf vorlagen. Das Modell wurde jedoch so konzipiert, dass, wenn Angaben zu Wasserentnahmen vorhanden sind, diese auch berücksichtigt werden.

Ein großer Teil dieses Beregnungswassers verdunstet, beziehungsweise wird von den Pflanzen aufgenommen, sodass es nicht abflusswirksam werden kann. Werden die erteilten Wasserrechte für die landwirtschaftliche Feldberegnung im Einzugsgebiet der Fuhse nach Erhebung der Landwirtschaftskammer bei den unteren Wasserbehörden von 1997 (LWK HANNOVER, 1999) zugrunde gelegt, und wird davon ausgegangen, dass diese im langjährigen Mittel zu etwa 50 % zur Feldberegnung ausgenutzt werden, so verringert sich die mit dem Modell errechnete Gesamtabflussmenge um ca. 0,4 m<sup>3</sup>/s. Der mittlere Gesamtabfluss liegt dann bei etwa 4,6 m<sup>3</sup>/s, die Abweichung zu den realen Pegelwerten beträgt nur noch etwa 10 % und ist somit als sehr zufriedenstellend einzustufen.

Da die Feldberegnung im Gebiet der Fuhse zu einem wesentlichen Anteil auf Grundwasser beruht - nur im Gebiet Erse/Aue sind signifikante Wasserentnahmen direkt aus den Fließgewässern bekannt (BEZIRKSREGIERUNG BRAUNSCHWEIG, 2005a) - wird im Modell vor allem der Grundwasserabfluss überschätzt. Dennoch dominiert der Grundwasserabfluss im Einzugsgebiet der Fuhse. Daneben ist bei mittleren Abflussbedingungen vor allem noch der Abfluss über Dränagen mit fast 1 m<sup>3</sup>/s von Bedeutung.

Auch für das Einzugsgebiet der Oker gilt, dass bei der Berechnung der Wasserbilanz keine Wasserentnahmen berücksichtigt wurden. Neben Grundwasserentnahmen zur Feldberegnung sind im Einzugsgebiet der Oker laut C-Bericht (BEZIRKSREGIERUNG BRAUNSCHWEIG, 2005b) signifikante Wasserentnahmen (> 50 l/s ohne Wiedereinleitung) für die landwirtschaftliche Beregnung, die Wasserversorgung und sonstige Vorhaben aus der Oker, der Schunter und der Ilse zu verzeichnen.

Obwohl die genannten Wasserentnahmen nicht berücksichtigt werden konnten, wird der Gesamtabfluss im Einzugsgebiet der Oker mit dem gewählten Berechnungsansatz nur leicht um 7,1 % überschätzt.

Wie im Einzugsgebiet der Fuhse dominiert auch im Einzugsgebiet der Oker der Grundwasserabfluss. Er wird aus den oben genannten Gründen auch hier leicht überschätzt. Daneben ist jedoch im Gegensatz zum Fuhsegebiet der Zwischenabfluss von großer Bedeutung, zurückzuführen auf den großen Anteil an Festgestein.

Insgesamt sind sowohl die berechneten mittleren Jahresabflüsse als auch die Anteile und die räumliche Verteilung der einzelnen Abflusspfade als plausibel anzusehen.

Damit ist das Ziel erfüllt, auf Basis bestehender Verfahren die Verfahrensansätze auszuwählen und in das Bilanzmodell zu integrieren, die es erlauben, neben dem Gesamtabfluss auch die oben genannten Abflusskomponenten auf Grundlage verfügbarer Daten hinreichend genau abzubilden.

Unter Berücksichtigung von Grundwasserentnahmen liegen die Abweichungen bei den naturräumlich sehr unterschiedlichen Einzugsgebieten der Fuhse und der Oker unter 10 %. Damit sind die erzielten Modellergebnisse als ausgezeichnet zu bewerten. Nach KUNKEL & WENDLAND (1998) kann man davon ausgehen, dass bei Abweichungen unter 15 % die modellierten Abflusshöhen den mittleren langjährigen Gesamtabfluss in dem betreffenden Gebiet sehr gut wiedergeben.

Für die pegelwirksamen Bilanzgebiete (vergleiche Kapitel 3.2) werden die Abflüsse generell leicht überschätzt (Bild 49). Die Abweichungen liegen jedoch fast im Bereich der 15 %-Grenze (Bild 49). Hauptursache sind, wie oben erwähnt, nicht berücksichtigte Grundwasserentnahmen (vergleiche hierzu BEZIRKSREGIERUNG BRAUNSCHWEIG, 2005a und 2005b).

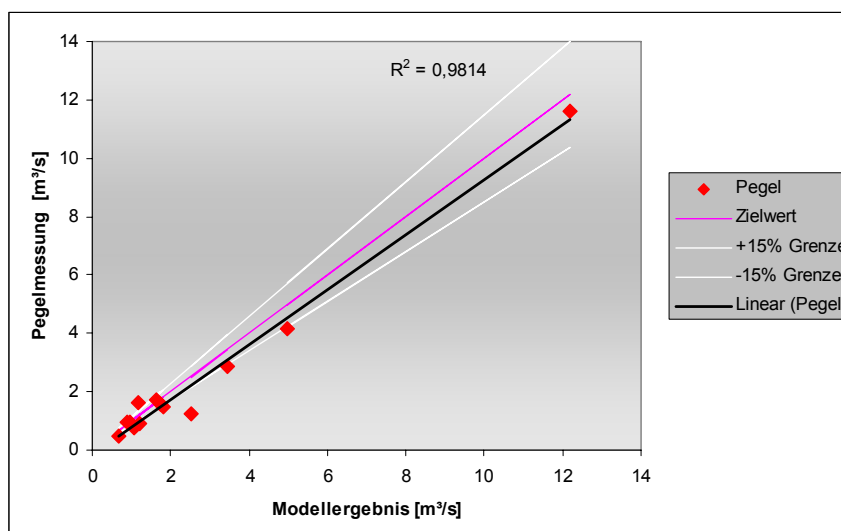


Bild 49: Abgleich der modellierten zu den gemessenen Gesamtabflüssen [m³/s] der Bilanzgebiete

KUNKEL & WENDLAND (1998) ermittelten bei Validierung über den Pegelabgleich bei 33 % der Pegel im Flusseinzugsgebiet der Elbe Abweichungen über 20 % (teilweise bis 55 %) und nennen anthropogene Eingriffe in den Wasserhaushalt als Ursache für die Abweichungen.



KUNKEL & WENDLAND (1998) weisen darauf hin, dass es zu großen Differenzen zwischen gemessenen und berechneten Abflusshöhen kommen kann, die nicht notwendigerweise auf modellbedingte Ursachen zurückzuführen sind. Auch nach F & N UMWELTCONSULT (2001) sind Abweichungen von 10 % als gut anzusehen, jedoch schon unter Berücksichtigung von Grundwasserentnahmen.

Die Ergebnisse der Wasserbilanz stellen somit eine sehr gute Grundlage für die Berechnung der diffusen und punktuellen Nährstoffeinträge dar, die ab Kapitel 4.2 vorgestellt werden.

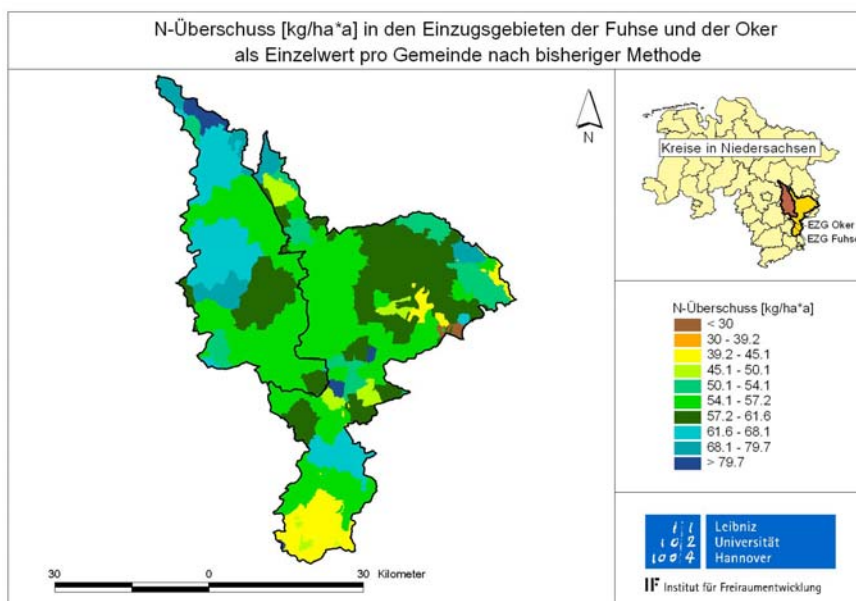
## 4.2 Darstellung und Interpretation der Ergebnisse der Stickstoffeinträge in den Einzugsgebieten der Fuhse und der Oker

In diesem Kapitel werden die mit dem Bilanzmodell bei mittleren Abflussbedingungen erzielten Ergebnisse für die diffusen Stickstoffeinträge für die beiden Untersuchungsgebiete der Fuhse und der Oker vorgestellt.

Da für die Quantifizierung der dominierenden N-Eintragspfade Grundwasser, Zwischen- und Drainageabfluss die Berechnungsschritte N-Bilanzüberschuss, Denitrifikation im Oberboden und für den Pfad Grundwasser zusätzlich Denitrifikation im Unterboden und Grundwasser von maßgeblicher Bedeutung für die Höhe der jeweils ermittelten N-Einträge sind, werden die hierfür erzielten Ergebnisse ebenfalls vorgestellt.

### N-Bilanzüberschuss

Der N-Bilanzüberschuss stellt eine wesentliche Eingangsgröße zur Berechnung der diffusen N-Einträge dar. Insbesondere für landwirtschaftliche Nutzflächen liegt er auf Basis frei verfügbarer Daten zur Agrarstatistik nach gängigen Verfahren (BACH & FREDE, 2002) nur als einheitlicher Wert pro Gemeinde beziehungsweise Kreis vor (Bild 50). Diese räumliche Auflösung ist für eine standortdifferenzierte Berechnung der diffusen N-Einträge unzureichend.



Die bisherige Zuordnung des N-Bilanzüberschusses auf Gemeindeebene ist für eine standortdifferenzierte Berechnung der diffusen N-Einträge unzureichend.

Bild 50: N-Bilanzüberschuss [kg/ha\*a] als Einzelwert pro Gemeinde in den Einzugsgebieten der Fuhse und der Oker nach bisheriger Methode



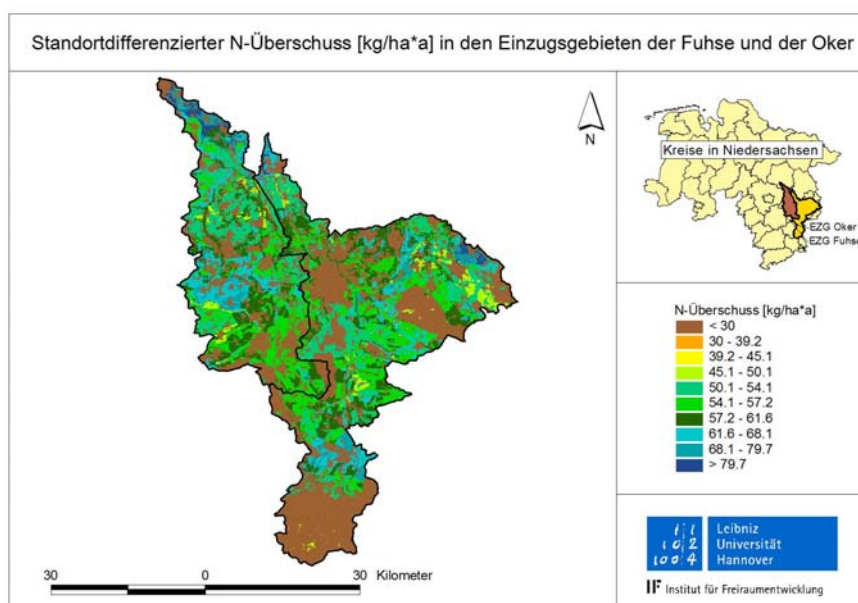
Ein wesentliches Ziel für die Modelloptimierung bestand daher darin, einen Bilanzansatz für den N-Überschuss zu entwickeln, der es erlaubt, die N-Bilanzüberschüsse (vor allem von landwirtschaftlichen Nutzflächen) räumlich hoch aufgelöst zu ermitteln.

Für die landwirtschaftlichen Nutzflächen erfolgt die Berechnung des N-Bilanzüberschusses in einem neu entwickelten Modul kulturarten- und flächenspezifisch unter Berücksichtigung von 33 Nutzungseinheiten (Anhang 4) und den Standortbedingungen. Zunächst erfolgt eine räumlich differenzierte Zuordnung der Anbaustruktur zur Nutzfläche. Ausgangspunkte für diese standort- und fruchtfolgespezifische, beziehungsweise kulturartengewichtete Zuordnung sind die Ackerfläche pro Gemeinde sowie die Anbauverhältnisse der Kulturarten aus der Agrarstatistik. Aus diesen Anbauverhältnissen werden nach Rangvergabe Leitfrüchte ermittelt und durch Abgleich mit der Fruchtfolgematrix sowie der Nutzungsstruktur der Historie Fruchtfolgen festgelegt. Die räumlich differenzierte Zuordnung einer Fruchtfolge erfolgt in zwei Schritten. Zuerst werden durch sogenannte „harte Standortkriterien“ die Flächen ausgeschlossen, die aufgrund der Standortbedingungen nicht für den Anbau dieser Fruchtfolge geeignet sind. Im zweiten Schritt erfolgt auf Basis verschiedener „weicher Standortkriterien“ eine Abstufung der Anbauwahrscheinlichkeit der Kulturarten für die restlichen Flächen sowie die räumliche Zuordnung. Nach diesem System werden erst die Fruchtfolgen und anschließend die übrigen Kulturarten auf die Ackerfläche einer Gemeinde verteilt (Details hierzu in Kapitel 3.6).

Der N-Bilanzüberschuss wird anschließend in Anlehnung an BACH & FREDE (2002) für die jetzt räumlich differenziert vorliegende Anbaustruktur pro Raster berechnet.

Die Ermittlung der Stickstoffflächenbilanz für die Landnutzung Wald erfolgt in Anlehnung an das Critical-Load-Konzept (NAGEL & GREGOR, 1999; NAGEL, BECKER et al., 2004), wobei wesentliche Eingangsdaten horizontbezogen in die Berechnung einfließen (vergleiche Kapitel 3.7.2).

Die auf diesem Weg erzielten Ergebnisse sind Bild 51 zu entnehmen.



Die neu entwickelten Berechnungsmodulare erlauben es, den N-Bilanzüberschuss z.B. auf landwirtschaftlichen Nutzflächen innerhalb der Gemeinden deutlich zu differenzieren.

Bild 51: Standortdifferenzierter N-Bilanzüberschuss [kg/ha\*a] in den Einzugsgebieten der Fuhse und der Oker

Bild 51 zeigt die erheblich erhöhte Auflösung der für die Berechnung der diffusen N-Einträge sehr wesentlichen Eingangsdaten des N-Bilanzüberschusses im Vergleich zum oben genannten bisherigen Berechnungsweg.

Die neu entwickelten Berechnungsmodule erlauben es, den N-Bilanzüberschuss zum Beispiel auf landwirtschaftlichen Nutzflächen innerhalb der Gemeinden deutlich, zu differenzieren (vergleiche 3.14). Er variiert unter anderem in Abhängigkeit der abgeleiteten standortgerechten Fruchtfolge und des Ertragspotenzials der Böden. Dadurch ergeben sich zum Beispiel Unterschiede für den N-Bilanzüberschuss von Ackerflächen von bis zu 50 % innerhalb einer Gemeinde.

Geringe N-Überschüsse von  $< 30 \text{ kg/ha} \cdot \text{a}$  sind erwartungsgemäß in den Waldgebieten und auf Siedlungsflächen zu verzeichnen. Für die N-Bilanzüberschüsse auf den landwirtschaftlichen Nutzflächen ergibt sich ein klares Nord-Süd-Gefälle. Im nördlichen Teil des Einzugsgebietes der Fuhse, auf den verbreitet sandigen Böden, sind die N-Bilanzüberschüsse im Schnitt deutlich geringer als im Süden, wo im Bereich der Börde ertragsreiche Böden dominieren. Als Folge dieser Unterschiede bei der Bodengüte unterscheiden sich auch die Fruchtfolgen in den beiden Regionen. In der Börde dominieren die anspruchsvollen Fruchtfolgen Winterweizen-Winterweizen-Zuckerrübe und Winterweizen-Wintergerste-Zuckerrübe, während im Nordteil des Einzugsgebietes der Fuhse verbreitet Kartoffel und verschiedenes Getreide angebaut werden.

Die hohen Bilanzüberschüsse im äußersten Norden des Einzugsgebietes der Fuhse resultieren aus einer vergleichsweise hohen Viehzahl in den Gemeinden, wodurch sich modellintern der Wirtschaftsdüngeranteil erhöht. Daneben treten in der Nordhälfte hohe N-Überschüsse auf Grünland auf.

Der standortdifferenzierte N-Bilanzüberschuss im Einzugsgebiet der Oker liegt im südlichen Bereich (als blaues Band zu erkennen) bei vergleichbar hohen Werten von über  $60 \text{ kg/ha} \cdot \text{a}$  (Bild 51). Dieses betrifft die Gemeinde Vienenburg, bei der aufgrund der hohen Viehzahl modellintern von einem stark erhöhten Wirtschaftsdüngeranteil ausgegangen wird. Im nordöstlichen Bereich des Einzugsgebietes der Oker sind hohe N-Bilanzüberschüsse besonders in Bereichen mit sehr hohem ackerbaulichen Ertragspotenzial abzulesen.

Geringe N-Bilanzüberschüsse von deutlich weniger als  $30 \text{ kg/ha} \cdot \text{a}$  zeigen dagegen die Wald- und Siedlungsflächen. Daneben treten relativ niedrige Überschüsse auf den eher sandigen Böden auf.

Auffällig sind die im Bereich der Börde sehr hohen N-Bilanzüberschüsse im Einzugsgebiet der Fuhse, die viel höher liegen als im Einzugsgebiet der Oker. Zum einen ist dies auf eine etwas höhere Bodengüte zurückzuführen, zum anderen auf den gemeindespezifischen, viehzahlbedingt hohen Anteil an Wirtschaftsdünger in der Gemeinde Lahstedt.

Die vorliegenden differenzierten und räumlich erheblich höher als bisher aufgelösten N-Bilanzüberschüsse stellen eine wesentliche Weiterentwicklung für die Modellierung der dominierenden diffusen N-Eintragspfade Grundwasser, Zwischen- und Drainageabfluss dar. Sie sind die Voraussetzung dafür, dass eine zielgerichtete Ausweisung räumlich differenzierter Hot Spots der diffusen N-Belastung erfolgen kann.

Ein Abgleich der berechneten N-Bilanzüberschüsse als Mittelwert pro Gemeinde mit Ergebnissen die freundlicherweise vom LBEG für das Jahr 2003 zur Verfügung gestellt wurden, zeigt eine sehr gute Übereinstimmung (Bild 52). Die Abweichungen liegen im Einzugsgebiet der Oker größtenteils unter 10 %. Im Einzugsgebiet der Fuhse liegen die Abweichungen unter 15 %. Die mittlere Abweichung für diesen Bereich ( $\leq 15\%$ ) beträgt nur  $-0,26 \text{ kg/ha}\cdot\text{a}$ . Der N-Bilanzüberschuss wird mit dem eigenen Ansatz demnach nur geringfügig niedriger eingeschätzt.

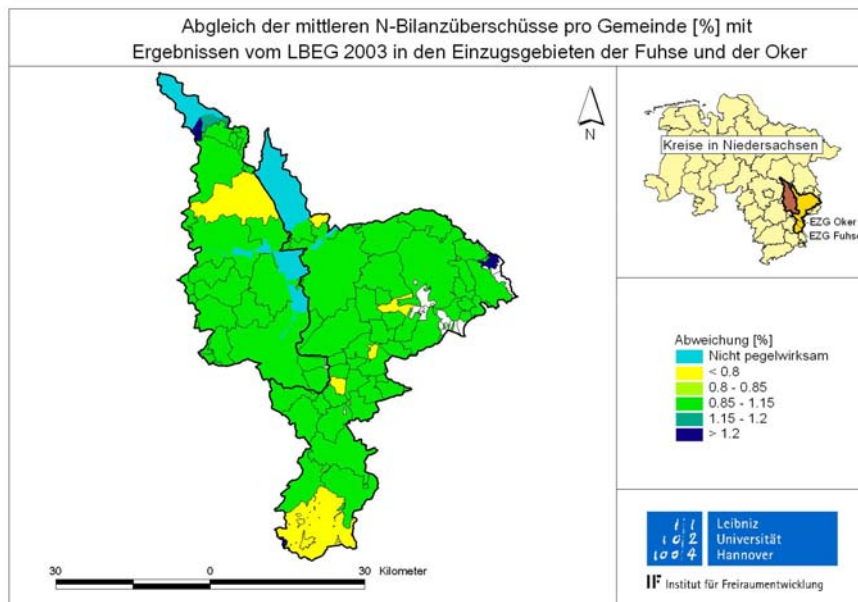


Bild 52: Abgleich der N-Bilanzüberschüsse in [%] mit Ergebnissen vom LBEG für das Jahr 2003

Daraus ist zu schließen, dass die Berechnungsansätze für den mittleren N-Bilanzüberschuss plausibel sind.

Die Ausweisung von standortspezifischen Fruchtfolgen und die Differenzierung der N-Bilanzüberschüsse wurde nach ähnlichen Überlegungen im weiterentwickelten Ansatz für das Modell RAUMIS (KREINS & GÖMANN, 2005) durchgeführt. Nach KREINS & GÖMANN (2005) wird damit die Hypothese unterstützt, dass Pflanzenerträge und Fruchtfolgen weitgehend von natürlichen Standortbedingungen determiniert sind. Dieser Ansatz wird beispielsweise auch von RUST (2006) und BRONSTERT & ITZEROTT (2006) bestätigt. Anders als in RAUMIS liegt der Schwerpunkt dieser Arbeit in der Entwicklung eines eigenständigen Werkzeuges, das keinen nur von Experten anzuwendenden Modellverbund darstellt. Für die Ermittlung diffuser Nährstoffeinträge wird RAUMIS im Modellverbund mit dem für großräumige Berechnungen ausgelegten Modell MONERIS angewendet.

Die tatsächlichen Anbauverhältnisse werden, soweit ein regionaler Abgleich wie beispielsweise in Braunschweig möglich war, mit guter Übereinstimmung vom Modell wiedergegeben (vergleiche Kapitel 3.6). Regionale Differenzierungen wurden beispielweise durch STADT BRAUNSCHWEIG (2002), LWK HANNOVER (2006) und durch mehrfache Ortsbegehungen bestätigt. Das bedeutet jedoch nicht, dass diese Differenzierung „flächenscharf“ erfolgt, sondern dass eine räumliche Verteilung innerhalb einer Gemeinde sehr wahrscheinlich ist.

Die detaillierten Bewertungen der grundlegenden Modellergebnisse sind Kapitel 4.7 zu entnehmen. Der Abgleich der Modellergebnisse mit Nitrat-Konzentrationen im Grundwasser (vergleiche Kapitel 4.7) zeigt sehr gute Ergebnisse. Die Abweichungen liegen im Einzugsgebiet der Fuhse für die Bilanzgebiete lediglich bei 0,1-0,9 mg/l, bei den Bilanzgebieten im Okergebiet bei 0,3-0,8 mg/l. Diese Ergebnisse zeigen, dass die wesentlichen Einflussfaktoren auf den Stickstoffeintrag über Grundwasser, der Bilanzüberschuss, die Denitrifikation im Ober- und Unterboden und die Denitrifikation im Grundwasser vom Modell plausibel abgebildet werden. Damit ist die Zielvorgabe erfüllt, auf der Basis frei verfügbarer Daten die Stickstoff-flächenbilanz zunächst auf Gemeindeebene zu ermitteln und nachfolgend eine weitere Flächendifferenzierung zu ermöglichen, um innerhalb einer Gemeinde Teilbereiche als Belastungsschwerpunkte (Hot Spots) nach erfolgter Modellberechnung aufzuzeigen. Diese können modellintern über differenzierte Signifikanzanalysen ausgewertet werden (vergleiche Kapitel 3.13).

### **Denitrifikation im Oberboden**

Die Denitrifikation im Ober- und Unterboden wurde in Abhängigkeit der wesentlichen prozessbestimmenden Standorteinflüsse flächendifferenziert pro Raster berechnet (vergleiche Kapitel 3.7.3 und 3.7.4).

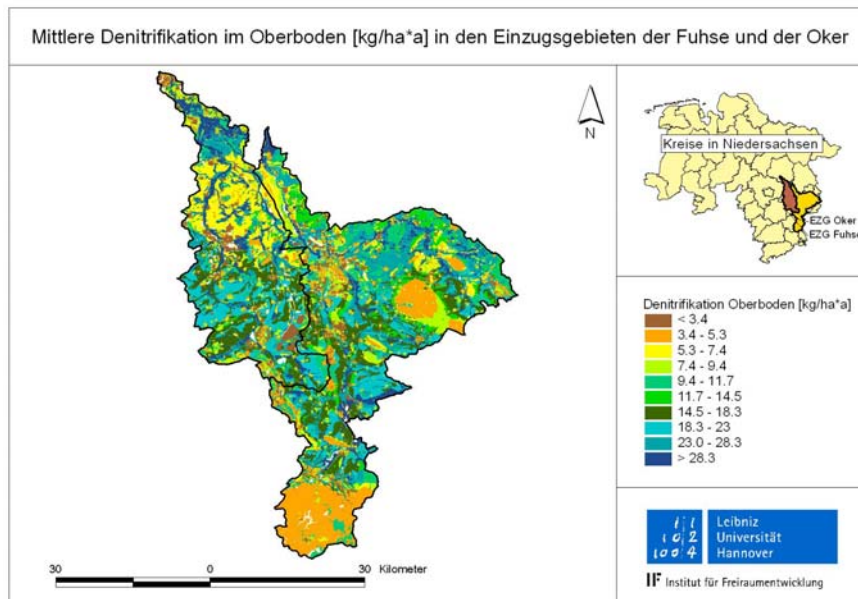
Die bei der Berechnung der Denitrifikation im Oberboden erzielten Ergebnisse in den beiden Untersuchungsgebieten unter mittleren Klimabedingungen sind Bild 53 zu entnehmen.

Es wird deutlich, dass der in das Bilanzmodell implementierte Berechnungsansatz sehr differenzierte Ergebnisse für die Denitrifikation im Oberboden liefert. In beiden Einzugsgebieten liegen die kalkulierten Denitrifikationsraten zwischen etwa 1 kg/ha\*a und 41 kg/ha\*a.

Der Maximalwert von 41 kg/ha\*a wird im Einzugsgebiet der Fuhse auf der Landnutzung Grünland erreicht. Ursache hierfür ist das Zusammentreffen eines hohen N-Bilanzüberschusses (99 kg/ha\*a) mit den standörtlichen Bodeneigenschaften eines Gleys; letztere erlauben eine hohe maximale Denitrifikationsrate von etwa 87 kg/ha\*a. Ebenfalls auf Gley wird die höchste Denitrifikation auf Acker erreicht; sie beträgt 34,8 kg/ha\*a bei einem N-Bilanzüberschuss von 85 kg/ha\*a.

Insgesamt werden im Einzugsgebiet der Fuhse im Mittel die höchsten Stickstoffverluste über Denitrifikation im Oberboden für die Landnutzung Grünland ermittelt. Hauptursache hierfür ist der im Mittel höchste N-Bilanzüberschuss aller Landnutzungen sowie die aus den standörtlichen Bodeneigenschaften (vernässte Böden, vermehrt Gleye und Auenböden) resultierende deutlich höchste mittlere maximale Denitrifikationsrate (vergleiche Tabelle 38).

Nach Ergebnissen von Barraclough, Hyden et al. (1983) ermöglicht die ganzjährige Bodenbedeckung einen sehr hohen N-Entzug selbst bei hohen Düngegaben. Auch Stickel (1995) und Klempt (1997) beschreiben die geringeren N-Austräge unter Grünland und erklären sie mit einer erhöhten Denitrifikation im Vergleich zu Ackerland. Das wurde auch von WERNER & OLFS (1990) sowie FEICHTINGER (1998) bestätigt. Dennoch werden auch für die Landnutzung Grünland vereinzelt geringe Denitrifikationsraten berechnet und zwar immer dann, wenn hier Bodentypen mit sehr geringer maximaler Denitrifikationsrate, wie zum Beispiel Podsole, auftreten (gilt ebenso für Ackerflächen).



Die hohe räumliche Differenzierung der Denitrifikation im Oberboden zeigt eine geringe Denitrifikation bei den sandigen Braunerden nördlich von Peine (gelb). Zu erkennen sind in diesem Bereich Flussläufe (blau) mit hoher Denitrifikation.

Bild 53: Denitrifikation im Oberboden [kg/ha\*a] in den Einzugsgebieten der Fuhse und der Oker

Da bei der Landnutzung Acker sowohl der mittlere N-Saldo als vor allem auch die mittlere maximale Denitrifikationsrate geringer als auf Grünland ist, resultiert ein deutlich niedrigerer Verlust durch Denitrifikation im Oberboden.

Dagegen sind die Denitrifikationsbedingungen für die Landnutzung Wald günstiger als für die Ackerflächen. Aufgrund der vergleichsweise sehr geringen N-Bilanzüberschüsse erscheinen die Denitrifikationsraten jedoch gering; prozentual ist der Verlust durch Denitrifikation hier aber am höchsten.

Tabelle 38: Kenndaten für die Denitrifikation im Oberboden für die Landnutzungen Acker, Grünland und Wald im Einzugsgebiet der Fuhse in [kg/ha\*a]

| Landnutzung | Mittelwert N-Saldo | Mittelwert D <sub>max</sub> Standort | Denitrifikation |        |      |
|-------------|--------------------|--------------------------------------|-----------------|--------|------|
|             |                    |                                      | min             | Mittel | max  |
| Acker       | 57,5               | 28,8                                 | 5,9             | 17,3   | 34,8 |
| Grünland    | 58,8               | 73,1                                 | 5,3             | 26,0   | 41,0 |
| Wald        | 13,6               | 37,2                                 | 3,1             | 8,1    | 12,5 |

Bild 53 zeigt die räumliche Verteilung der berechneten Denitrifikation im Oberboden für beide Einzugsgebiete. Auffallend ist neben der sehr hohen räumlichen Differenzierung vor allem der große Bereich nördlich von Peine, in dem eine geringe Denitrifikation unter 7,5 kg/ha\*a berechnet wurde (gelb in Bild 53), obwohl es sich weitgehend um Ackerflächen handelt. Die Ursache hierfür liegt in den dort dominierenden sandigen Braunerden, denen lediglich geringe Denitrifikationspotenziale zugeordnet werden. Innerhalb des genannten Gebietes finden sich insbesondere entlang des Flusses Fuhse Bereiche mit ausgezeichneten Denitrifikationsbedingungen und folglich hohen Denitrifikationsraten auf Grünland.

Auf den pseudovergleyten Böden und Schwarzerden in der Börde werden ebenso wie auf den Gleyen ganz im Norden des Einzugsgebietes die höchsten Denitrifikationsraten im Oberboden erreicht. Auch für das Einzugsgebiet der Oker werden sehr differenzierte Ergebnisse für die Denitrifikation im Oberboden erzielt. Großflächig geringe Denitrifikationsverluste

im Oberboden sind in den Wäldern des Harzes und des Elms sowie im Stadtgebiet Braunschweig zu verzeichnen (siehe Bild 6, Kapitel 3.1).

Dagegen ist die Denitrifikation im Oberboden auf den landwirtschaftlich genutzten Flächen der Börde (auch hier sind pseudovergleyte Böden und Schwarzerden verbreitet) überwiegend hoch. Sie liegt in der Regel über 15 kg/ha\*a, meist sogar über 20 kg/ha\*a. Insgesamt zeigt Bild 53 erneut die sehr hohe räumliche Differenzierung der Ergebnisse zur Denitrifikation im Oberboden.

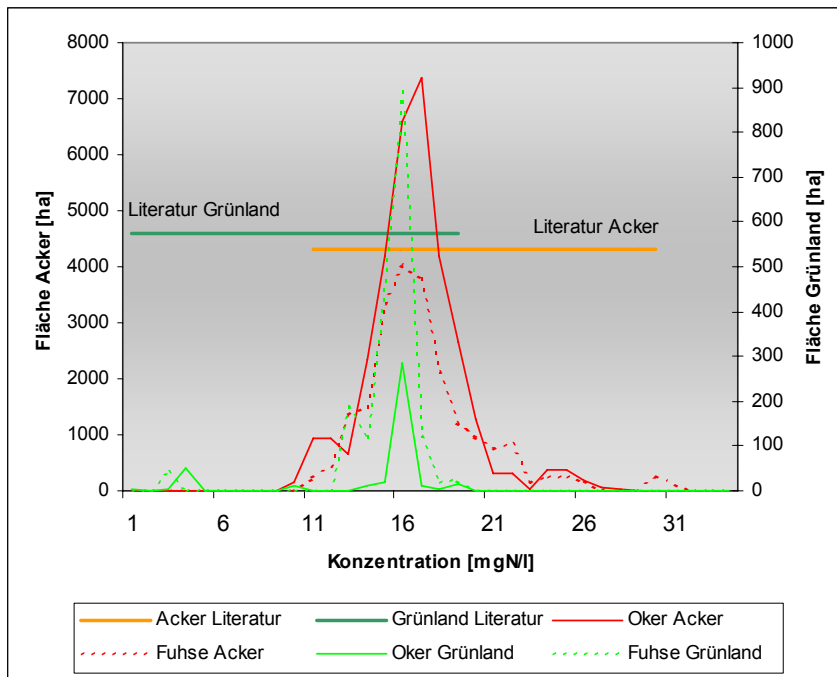
Wie im Einzugsgebiet der Fuhse werden auch im Einzugsgebiet der Oker die höchsten Werte für die Landnutzung Grünland erzielt, wenngleich die mittlere Denitrifikation bei dieser Landnutzung hier, bedingt durch die niedrigere standörtliche  $D_{\max}$ , etwas geringer als im Gebiet der Fuhse ausfällt (vergleiche Tabelle 38 und Tabelle 39). Dagegen ist die mittlere Denitrifikation bei Ackerflächen im Gebiet der Oker wegen der besseren Denitrifikationsbedingungen der Böden um 2 kg/ha\*a höher als im Gebiet der Fuhse.

Tabelle 39: Kenndaten für die Denitrifikation im Oberboden für die Landnutzungen Acker, Grünland und Wald im Einzugsgebiet der Oker in [kg/ha\*a]

| Landnutzung | Mittelwert<br>N-Saldo | Mittelwert<br>$D_{\max}$ Standort | Denitrifikation |        |      |
|-------------|-----------------------|-----------------------------------|-----------------|--------|------|
|             |                       |                                   | min             | Mittel | max  |
| Acker       | 57,5                  | 32,3                              | 5,9             | 19,5   | 36,1 |
| Grünland    | 55,3                  | 61,2                              | 4,6             | 24,5   | 47,0 |
| Wald        | 13,7                  | 24,3                              | 3,0             | 6,7    | 12,5 |

Die Berechnungsmethode der Denitrifikation im Oberboden im optimierten Modell beruht auf etablierten Verfahren, ergänzt durch plausible Annahmen (vergleiche Kapitel 3.7.3). Die Berechnung der Denitrifikation erfolgte bislang bestenfalls anhand von Bodenkennwerten, die für ein ganzes Profil generalisiert wurden, teilweise sogar pauschal für gesamte Einzugsgebiete (SCHEER, 2005 und SCHEER, PANCKOW et al., 2004). Die rechentechnisch aufwändige Umsetzung für die Berücksichtigung der verschiedenen Horizonte mit den spezifischen Denitrifikationsbedingungen der Kompartimente Oberboden, Unterboden und Grundwasser ist jedoch auch in der mesoskaligen Emissionsmodellierung notwendig, um die verschiedenen Eintragspfade standortspezifisch zu berücksichtigen. Nur so kann beispielsweise der aus dem Oberboden resultierende Eintrag über Drainage und Zwischenabfluss im mesoskaligen Maßstab bestmöglich abgeschätzt werden.

Die Plausibilität der Denitrifikation im Oberboden lässt sich anhand der berechneten Austräge aus diesem Kompartiment abschätzen. In Bild 54 sind die mit dem Modell berechneten N-Konzentrationen für die beiden Einzugsgebiete für Acker und Grünland getrennt für Drainage ausgewertet und den Literaturangaben aus F & N UMWELTCONSULT (2001) gegenüber gestellt.



Die Modellergebnisse der N-Konzentrationen für Dränage liegen im Rahmen der Literaturangaben. Einträge von Grünland liegen tendenziell etwas niedriger als Einträge von Acker.

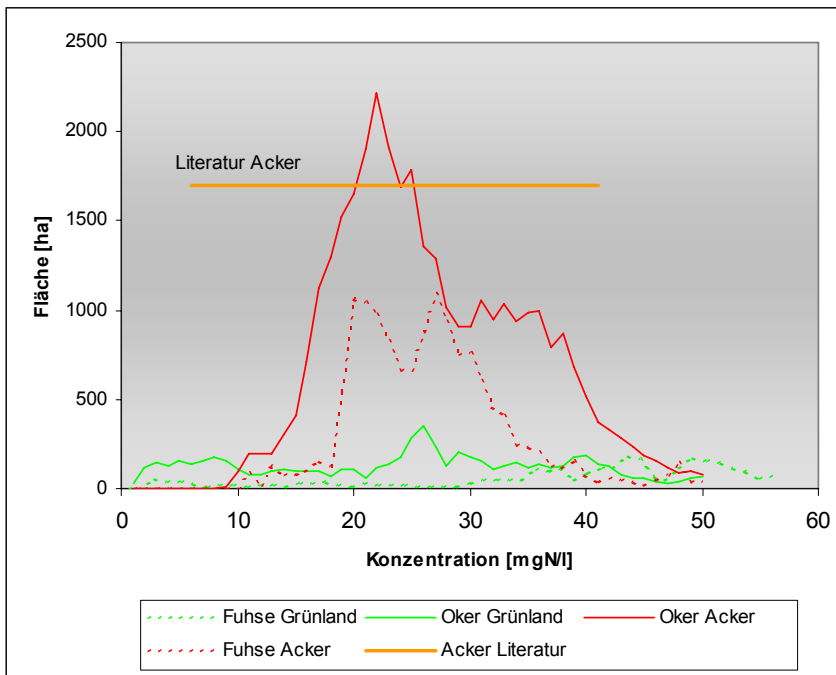
Bild 54: Abgleich der Modellergebnisse für N-Konzentrationen über Dränage für Acker und Grünland mit Literaturangaben (F & N UMWELTCONSULT, 2001; LAMMEL, 1990, FELDWISCH, 2004 und BEHRENDT, HUBER et al. (1999)

Nach Literaturrecherche von F & N UMWELTCONSULT (2001) werden für  $\text{NO}_3\text{-N}$ -Konzentrationen über Dränageabfluss für Acker überwiegend Werte zwischen 11-30 mg/l genannt. Bei Grünland werden niedrigere Werte zwischen 4-19 mg/l gemessen, vereinzelt aber auch deutlich darunter (kleiner 1 mg/l). Nach Untersuchungen von LAMMEL (1990) liegen die N-Konzentrationen zwischen 1-30 mg/l.

Die mit dem Bilanzmodell ermittelten Konzentrationen liegen für Acker im Mittel bei 16 mg/l, vereinzelt bis zu 32 mg/l. Für Grünland liegen die mit dem Modell ermittelten Konzentrationen im Mittel bei 12 mg/l, vereinzelt aber auch nur bei 1-3 mg/l (Bild 54). FELDWISCH (2004) ermittelt für die Schwankungsamplitude der  $\text{NO}_3\text{-N}$ -Konzentrationen im Dränageabfluss Werte von 3-30 mg/l bei einem Mittelwert von 10 mg/l. BEHRENDT, HUBER et al. (1999) nennen  $\text{NO}_3\text{-N}$ -Konzentrationen über Dränageabfluss für Acker zwischen 10 mg/l und 36 mg/l und für Grünland von 1-11 mg/l als Mittelwerte verschiedener Gebiete. Die Modellergebnisse der  $\text{NO}_3\text{-N}$ -Konzentrationen über Dränageabfluss liegen damit im Rahmen von Literaturangaben.

In Bild 55 sind die mit dem Modell berechneten N-Konzentrationen für die beiden Einzugsgebiete für Acker und Grünland getrennt für Zwischenabfluss ausgewertet und mit Literaturwerten verglichen. Angaben zu  $\text{NO}_3\text{-N}$ -Konzentrationen für Zwischenabfluss sind nicht sehr häufig zu finden, von daher werden Angaben zur Sickerwasserkonzentrationen nach LAMMEL (1990) unter Berücksichtigung der entsprechenden Tiefen des Oberbodens als Referenzwert aufgeführt. Sie liegen bei 41 mg/l für einen Ackerstandort (Lößboden). Angaben zu  $\text{NO}_3\text{-N}$ -Konzentrationen für den Zwischenabfluss von F & N UMWELTCONSULT (2001) liegen bei 16,5 mg/l für Acker und bei 3 mg/l für Grünland. Angaben zu  $\text{NO}_3\text{-N}$ -Konzentrationen für den Zwischenabfluss weisen nach Versuchen von FELDWISCH (2004) eine große Spannweite auf. Die  $\text{NO}_3\text{-N}$ -Konzentrationen lagen zwischen 6 mg/l und 67 mg/l, teilweise aber auch über 100 mg/l.





Die Modellergebnisse der N-Konzentrationen für Zwischenabfluss liegen im Rahmen von Literaturangaben.

Bild 55: Abgleich der Modellergebnisse für N-Konzentration über Zwischenabfluss für Acker und Grünland mit Literaturangaben nach F & N UMWELTCONSULT (2001) und nach LAMMEL (1990)

Damit liegen die Modellergebnisse im Rahmen der Literaturangaben. Die detaillierten Bewertungen der grundlegenden Modellergebnisse sind Kapitel 4.7 zu entnehmen.

In den folgenden Kapiteln wird der N-Eintrag aus dem Oberboden in den Unterboden und nachfolgend in das Grundwasser behandelt.

### Denitrifikation im Unterboden

Die Denitrifikation im Unterboden ist in beiden Untersuchungsgebieten erwartungsgemäß deutlich geringer als im Oberboden (Bild 56). Sie liegt sowohl für das Einzugsgebiet der Fuhse als auch für das Einzugsgebiet der Oker im Mittel bei ca. 1 kg/ha\*a, Werte deutlich über 5 kg/ha\*a werden jeweils nur vereinzelt erreicht.

Insgesamt erlaubt vor allem der erweiterte Denitrifikationsansatz für den Oberboden die Denitrifikationsbedingungen kleinräumig und hochdifferenziert abzubilden. Denn dieser Ansatz berücksichtigt die wesentlichen standortbedingten Einflussfaktoren auf den zu erwartenden Stickstoffverlust über Denitrifikation. Neben dem standortgerechten N-Bilanzüberschuss wird vor allem die maximale Denitrifikationsrate abgeleitet, dem Bodentyp sowie den Bodenwasserhaushaltsbedingungen entsprechend.



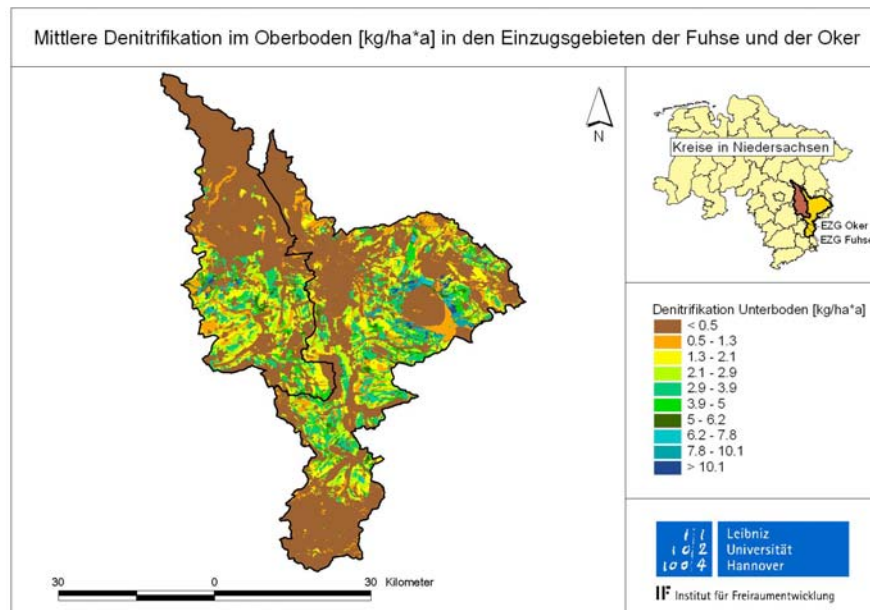


Bild 56: Denitrifikation im Unterboden [kg/ha\*a] in den Einzugsgebieten der Fuhse und der Oker

Die im Vergleich zum Oberboden erheblich geringeren Denitrifikationsraten im Unterboden werden in der Literatur bestätigt (COLBOURN & DOWDELL, 1984; WALTHER, 1995; KUNST, MULL et al., 1996). Ein Vergleich von Literaturwerten der Sickerwasserkonzentrationen in dem entsprechenden Tiefenbereich (bis 2 m) mit den berechneten Modellergebnissen ergab eine gute Übereinstimmung. Angaben von LAMMEL (1990) mit 17-33 mg/l für Tiefenbereiche von 2-1,5 m liegen im Bereich der Modellergebnisse mit circa 29 mg/l (Mittelwert der Ackerstandorte beider Einzugsgebiete). Auch die bei WALTHER (1995) ausgewerteten Sickerwasserkonzentrationen für Bodentiefen von 0,8-1,5 m liegen in diesem Bereich.

Somit werden die für die Quantifizierung der dominierenden diffusen N-Eintragspfade Grundwasser, Zwischen- und Drainageabfluss wesentlichen Berechnungsgrundlagen N-Bilanzüberschuss und Denitrifikation im Ober- und Unterboden mit hoher räumlicher Auflösung standortgerecht ermittelt.

### Diffuse N-Einträge über Zwischenabfluss

Bild 57 zeigt die N-Einträge über Zwischenabfluss in den Einzugsgebieten der Fuhse und der Oker. Sie weisen überwiegend eine Spannweite von 0,5 bis etwa 30 kg/ha\*a auf, vereinzelt liegen sie auch deutlich darüber. In den braun dargestellten Bereichen in Bild 57 tritt kein Zwischenabfluss auf und folglich auch keine N-Einträge über diesen Pfad. Die großen Unterschiede werden durch die drei Bilanzterme N-Bilanzüberschuss, Denitrifikation im Oberboden und Anteil des Zwischenabflusses am Gesamtabfluss verursacht.

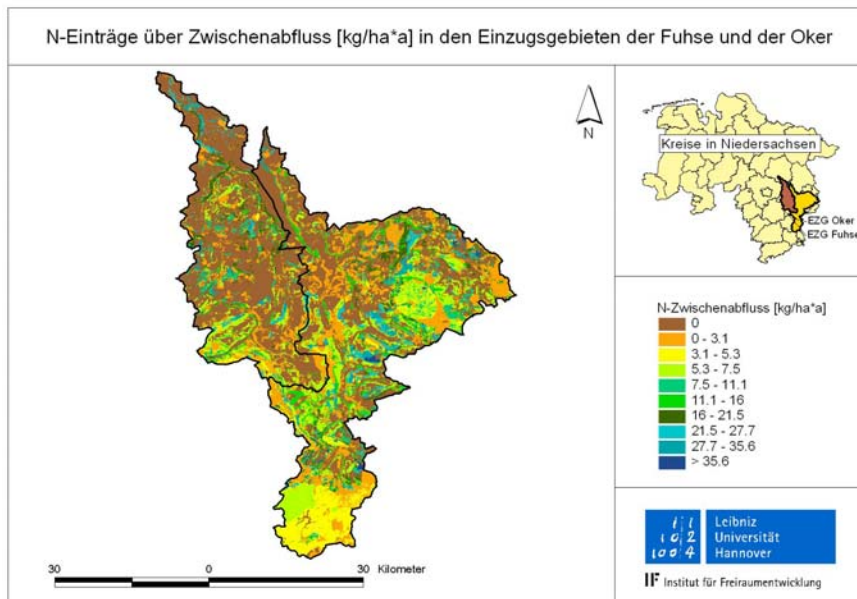


Bild 57: N-Einträge über Zwischenabfluss [kg/ha\*a] in den Einzugsgebieten der Fuhse und der Oker

Die gesamten N-Einträge über diesen Pfad liegen im Einzugsgebiet der Fuhse bei 278 t/a, im Einzugsgebiet der Oker bei 802 t/a (vergleiche Tabelle 40). Der deutlich höhere Anteil der Einträge im Einzugsgebiet der Oker ist vor allem auf die Bodenbedingungen und die daraus folgenden höheren Zwischenabflussmengen zurückzuführen. Der größte Anteil der Einträge von über 60 % resultiert in den beiden Einzugsgebieten aus der Landnutzung Acker. Daneben ist jeweils noch die Landnutzung Grünland mit 28 % (Fuhse) und 17 % (Oker) bedeutsam. Im Einzugsgebiet der Oker treten zudem relevante N-Einträge aus Wäldern auf. Letztere summieren sich zu 146 t/a, was 18 % der N-Einträge über diesen Pfad entspricht, obwohl die N-Überschüsse vergleichsweise gering sind; die Ursache liegt in der großen Waldfläche und dem hohen Zwischenabflussanteil im Einzugsgebiet der Oker.

Tabelle 40: Kennwerte der N-Einträge über Zwischenabfluss nach Landnutzung in den Einzugsgebieten der Fuhse und der Oker bei mittleren Abflussbedingungen

| Landnutzung | EZG Fuhse           |                  |                | EZG Oker            |                  |                |
|-------------|---------------------|------------------|----------------|---------------------|------------------|----------------|
|             | Mittel<br>[kg/ha*a] | Max<br>[kg/ha*a] | Summe<br>[t/a] | Mittel<br>[kg/ha*a] | Max<br>[kg/ha*a] | Summe<br>[t/a] |
| Acker       | 11,7                | 58,3             | 180            | 14,1                | 47,5             | 498            |
| Grünland    | 16,9                | 80,9             | 77             | 15,4                | 53,5             | 140            |
| Wald        | 2,2                 | 10,3             | 16             | 3,5                 | 9,6              | 146            |
| Siedlung    | 0,8                 | 8                | 4              | 1,0                 | 8,3              | 13             |
| sonstige    | 1,8                 | 8,3              | 1              | 2,1                 | 8,7              | 5              |
| Gesamt      | 8,5                 | 80,9             | 278            | 7,9                 | 53,5             | 802            |

Bewertungen dieser Ergebnisse sind im Kapitel 4.2 bei der Darstellung und Interpretation der Ergebnisse der Denitrifikation im Oberboden zu entnehmen. Hier erfolgte ein Abgleich der mit dem Modell berechneten  $\text{NO}_3\text{-N}$ -Konzentrationen jeweils für die beiden Einzugsgebiete und für Acker und Grünland getrennt mit Literaturwerten unter anderem für den Zwischenabfluss. Dieser Abgleich zeigt eine gute Übereinstimmung zwischen den mit dem Modell be-

rechneten  $\text{NO}_3\text{-N}$ -Konzentrationen nach LAMMEL (1990), F & N UMWELTCONSULT (2001), und FELDWISCH (2004).

### Diffuse N-Einträge über Drainageabfluss

Diffuse N-Einträge über den Pfad Drainageabfluss werden nur für die Landnutzungen Acker und Grünland ermittelt. Die Höhe der Einträge über Drainageabfluss wird dabei beeinflusst vom N-Bilanzüberschuss, der Denitrifikation im Oberboden sowie vom Anteil des Gesamtabflusses, der über Dränagen abfließt. Die in das Modell implementierte Methodik der Ableitung und Zuordnung von Dränflächen ist Kapitel 3.5.3 zu entnehmen.

Tabelle 41 zeigt wesentliche Kennwerte für die N-Einträge über Drainageabfluss. Sie betragen für das Einzugsgebiet der Fuhse unter mittleren Abflussbedingungen 485 t/a und stellen hier mit fast 38 % der gesamten N-Einträge den dominanten Eintragspfad dar. Gut 90 % dieser Einträge resultieren von Ackerflächen. Die N-Einträge über Dränagen liegen im Mittel bei etwa 23 kg/ha\*a und damit deutlich höher als über den Pfad Zwischenabfluss, vor allem deshalb, weil der Abflussanteil und damit der Anteil des verlagerten N-Überschusses auf dränierten Böden höher ist. Dagegen sind die maximalen Einträge über den Drainageabfluss erheblich geringer, vor allem von der Landnutzung Grünland. Hauptursache hierfür sind die unterschiedlichen Denitrifikationsraten im Oberboden, die auf den dränierten Böden sehr viel höher liegen.

Tabelle 41: Kennwerte der N-Einträge über Drainageabfluss nach Landnutzung in den Einzugsgebieten der Fuhse und der Oker bei mittleren Abflussbedingungen

| Landnutzung | EZG Fuhse           |                  |                | EZG Oker            |                  |                |
|-------------|---------------------|------------------|----------------|---------------------|------------------|----------------|
|             | Mittel<br>[kg/ha*a] | Max<br>[kg/ha*a] | Summe<br>[t/a] | Mittel<br>[kg/ha*a] | Max<br>[kg/ha*a] | Summe<br>[t/a] |
| Acker       | 23,0                | 48,5             | 448            | 21,7                | 36,3             | 646            |
| Grünland    | 20,7                | 25,8             | 37             | 18,6                | 24,4             | 8              |
| Gesamt      | 22,8                | 48,5             | 485            | 21,6                | 36,3             | 654            |

Im Einzugsgebiet der Oker beträgt die Summe der N-Einträge über Dränagen 654 t/a, der Anteil ist jedoch mit 27 % der Gesamteinträge geringer als im Einzugsgebiet der Fuhse. Grund hierfür ist der geringere Anteil an Dränflächen im Einzugsgebiet.

Bild 58 zeigt die räumliche Verteilung der N-Einträge über Dränagen für die beiden Untersuchungsgebiete. Deutlich zu erkennen sind hier die unterschiedlichen N-Eintragsmengen. Die Spannweite reicht von weniger als 17 bis zu 50 kg/ha\*a über diesen Pfad.

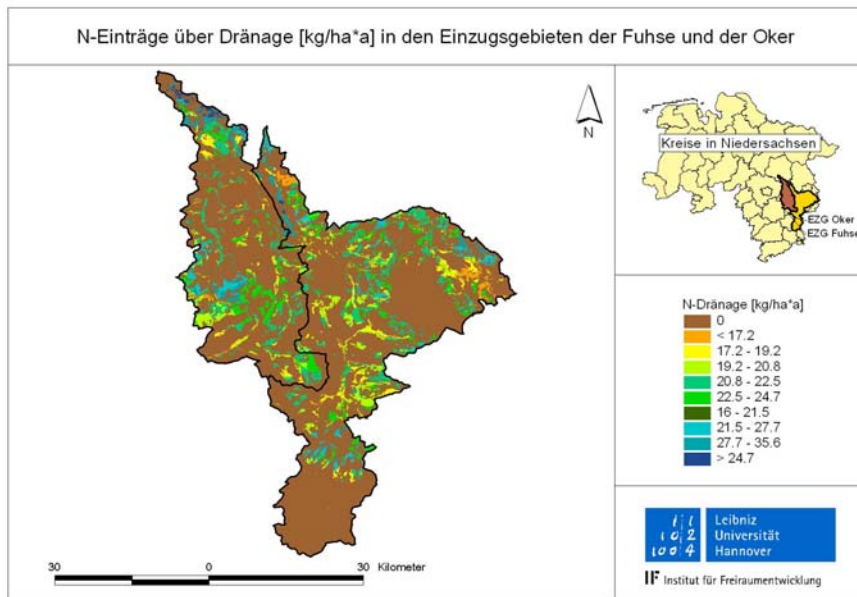


Bild 58: N-Einträge über Dränage [kg/ha\*a] in den Einzugsgebieten der Fuhse und der Oker

Bewertungen dieser Ergebnisse sind im Kapitel 4.2 bei der Darstellung und Interpretation der Ergebnisse der Denitrifikation im Oberboden zu entnehmen. Hier erfolgte eine Abgleich der mit dem Modell berechneten  $\text{NO}_3\text{-N}$ -Konzentrationen jeweils für die beiden Einzugsgebiete und für Acker und Grünland getrennt mit Literaturwerten. Dieser Abgleich zeigt eine gute Übereinstimmung zwischen den mit dem Modell berechneten  $\text{NO}_3\text{-N}$ -Konzentrationen nach FELDWISCH (2004), F & N UMWELTCONSULT (2001), BEHRENDT, HUBER et al. (1999) und LAMMEL (1990). Eine Bewertung der Ableitung dränierter landwirtschaftlicher Nutzflächen kann 4.1 entnommen werden.

### Denitrifikation im Grundwasser

Für die zu bilanzierenden N-Einträge in Oberflächengewässer über den Pfad Grundwasser ist die Denitrifikation im oberen Grundwasserkörper unter Umständen von entscheidender Bedeutung.

Handelt es sich um einen reduzierten, also nitratabbauenden Grundwasserkörper, kann das Nitrat, das nach der Bodenpassage diesen Grundwasserkörper erreicht, bei ausreichender Kontaktzeit weitgehend denitrifiziert, also abgebaut werden.

Im norddeutschen Flachland sind derartige Aquifere, die oftmals pyrithaltig sind und somit eine autotrophe Denitrifikation erlauben, weit verbreitet. Dies gilt auch für weite Bereiche des Fuhsegebietes und für den nördlichen Teil des Okergebietes, wo folglich von sehr guten Denitrifikationsbedingungen im Grundwasser auszugehen ist, solange das Denitrifikationspotenzial dieser Aquifere nicht erschöpft ist.

Bild 59 zeigt die mit dem Bilanzmodell berechnete Denitrifikation im Grundwasser für die Einzugsgebiete der Fuhse und der Oker. Aufgrund der im Fuhsegebiet weit verbreiteten Aquifere mit nitratabbauendem Charakter treten hier zum Teil großflächig und insgesamt im Vergleich zum Okergebiet in großen Gebietsanteilen hohe bis sehr hohe N-Verluste über Denitrifikation von 30 bis über 70 kg/ha\*a im Grundwasser auf. Insbesondere im Bereich der Flussläufe sind dagegen in beiden Untersuchungsgebieten - auch bei guten Denitrifikations-

bedingungen im Aquifer - aufgrund der hier sehr geringen Grundwasserverweilzeiten nur äußerst geringe Nitratabbauraten von weniger als 3 kg/ha\*a zu verzeichnen. Folglich ist von diesen Flächen - sofern dort landnutzungsbedingt hohe N-Bilanzüberschüsse auftreten - mit hohen N-Einträgen in die Oberflächengewässer über den Pfad Grundwasser zu rechnen.

Daneben sind vor allem im Einzugsgebiet der Oker, aber auch im Fuhsegebiet, zum Teil großflächige Bereiche mit sehr geringer Denitrifikation bei hoher Grundwasserverweilzeit zu erkennen. Hierfür sind unterschiedliche Ursachen verantwortlich:

- Die Denitrifikationsbedingungen sind ungünstig, sodass durch die hohe Halbwertszeit die Reaktionsgeschwindigkeit sehr gering ist und somit der Nitratabbau nur sehr langsam erfolgt (trifft vor allem auf das südliche Einzugsgebiet der Oker zu),
- der N-Bilanzüberschuss ist niedrig, sodass nur wenig Nitrat zur Denitrifikation zur Verfügung steht (gilt vor allem für Waldgebiete),
- der Anteil des Grundwasserabflusses ist gering, sodass nur ein geringer Anteil des N-Überschusses über den Grundwasserpfad abfließt (gilt für drainierte Flächen und Gebiete, in denen Zwischenabfluss auftritt),
- durch Denitrifikation im Ober- und Unterboden ist bereits ein Großteil des N-Bilanzüberschusses abgebaut.

Die genannten Gründe für eine geringe Denitrifikation im Grundwasser treten oftmals nebeneinander auf und können sich dadurch überlagern und damit verstärken oder abschwächen.

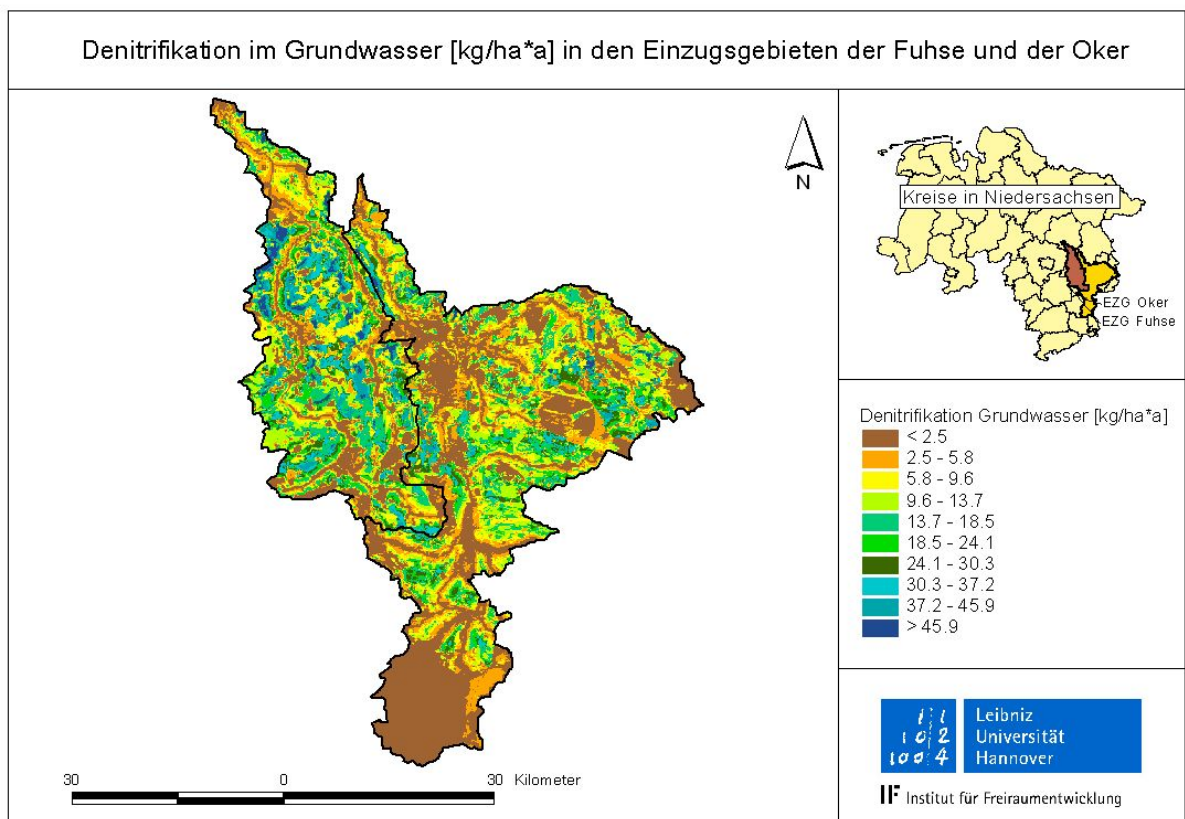


Bild 59: Denitrifikation im Grundwasser [kg/ha\*a] in den Einzugsgebieten der Fuhse und der Oker

Die Ergebnisse verdeutlichen, dass in den beiden Untersuchungsgebieten von höchst unterschiedlichen Denitrifikationsleistungen in den Grundwasserkörpern auszugehen ist. Je nach standörtlicher Denitrifikationsbedingung, das sind Halbwertszeit der Reaktion, Grundwasserverweilzeit und Menge des zu denitrifizierenden Stickstoffes, liegt der Verlust über Denitrifikation im oberen Aquifer zwischen wenigen  $\text{kg/ha} \cdot \text{a}$  und über  $70 \text{ kg/ha} \cdot \text{a}$ ; prozentual reicht der Verlust von wenigen Prozenten bis zu fast vollständigem Abbau.

Insgesamt zeigen die Ergebnisse, dass es der Modellansatz für die Denitrifikation im Grundwasser erlaubt, die wesentlichen Einflussfaktoren auf die Höhe des Denitrifikationsverlustes kleinräumig genau und plausibel abzubilden.

Zur Bewertung der Modellergebnisse vergleiche Kapitel 4.7. Hier erfolgt eine detaillierte Bewertung anhand von  $\text{NO}_3\text{-N}$ -Konzentrationen im Grundwasser durch einen Abgleich der Modellergebnisse für den Grundwasserpfad mit der mittleren  $\text{NO}_3\text{-N}$ -Konzentration im Vorfluter bei geringen Abflüssen und Temperaturen unter  $10 \text{ }^\circ\text{C}$  als Maß für die tatsächliche  $\text{NO}_3\text{-N}$ -Konzentration im Grundwasser. Die  $\text{NO}_3\text{-N}$ -Konzentration für den Grundwassereintrag in das Oberflächengewässer berücksichtigt dabei auch den historischen N-Bilanzüberschusses für lange Grundwasserverweilzeiten und die Summation der Abbauverhältnisse auf dem Fließweg (vergleiche Kapitel 3.7.5.1).

### **Diffuse N-Einträge über Grundwasser**

Bei mittleren Abflussbedingungen betragen die diffusen N-Einträge in die Oberflächengewässer über Grundwasser  $270 \text{ t/a}$  im Einzugsgebiet der Fuhse und  $553 \text{ t/a}$  im Einzugsgebiet der Oker, was 21 % beziehungsweise 23 % der gesamten N-Einträge entspricht. Dieser Eintragspfad ist folglich in beiden Einzugsgebieten von großer Bedeutung.

Bild 60 zeigt die räumliche Herkunft dieser Einträge. Deutlich zu erkennen sind große Bereiche, von denen nur sehr geringe N-Einträge von unter  $1,1 \text{ kg/ha} \cdot \text{a}$  über Grundwasser ausgehen. Ursache hierfür ist vor allem das Zusammentreffen von guten Denitrifikationsbedingungen im Grundwasser und hohen Grundwasserverweilzeiten. Besonders in Waldgebieten können daneben auch geringe N-Überschüsse die Ursache sein.

Hohe N-Einträge über den Pfad Grundwasser treten verstärkt entlang der grundwasserwirksamen Flüsse auf. Grund hierfür sind vor allem die geringen Grundwasserverweilzeiten, wodurch selbst bei guten Denitrifikationsbedingungen im Grundwasser nur ein geringer Nitratabbau stattfindet. Vergleiche dazu die Maximalwerte für die Landnutzung Acker- und Grünland in Tabelle 42.



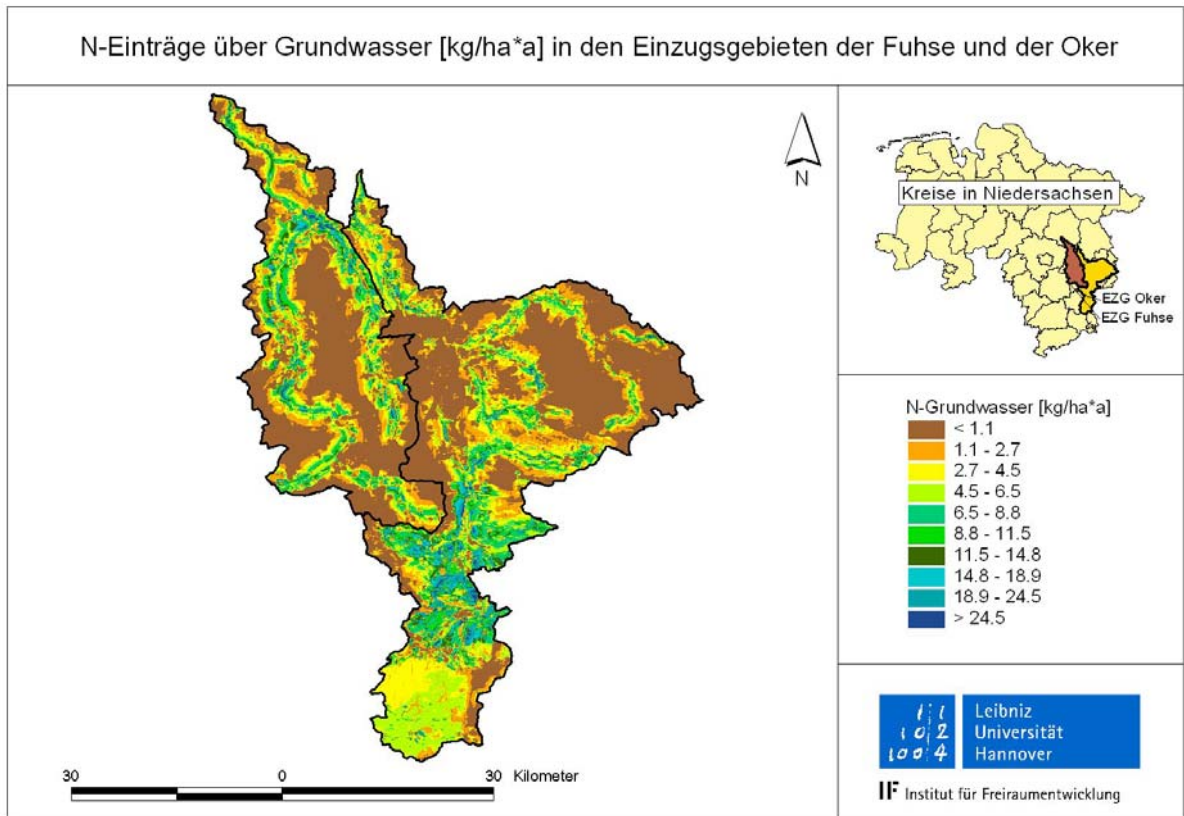


Bild 60: N-Einträge über Grundwasser [kg/ha\*a] in den Einzugsgebieten der Fuhse und der Oker

Daneben sind vergleichsweise hohe N-Einträge über Grundwasser in den Regionen zu verzeichnen, in denen die Denitrifikationsbedingungen im Grundwasser hydrogeologisch bedingt weniger gut sind (zum Beispiel im Festgesteinsbereich im südlichen Einzugsgebiet der Oker). Hier reichen selbst größere Grundwasserverweilzeiten nicht aus, um das Nitrat im Grundwasser weitestgehend abzubauen.

Für die Berechnung des Grundwassereintrages für Grundwasserverweilzeiten über einem Jahr basiert die Berechnung auf dem historischen N-Saldo abhängig von der Verweilzeit und zusätzlichen Denitrifikationsberechnungen für den Ober- und Unterboden. Wie in Bild 61 zu sehen ist, weisen ein Großteil der Flächen in den Einzugsgebieten Grundwasserverweilzeiten von über einem Jahr auf und werden dementsprechend auch erst nach dieser Zeit im Vorfluter wirksam. Siehe hierzu auch Bild 39: Differenzierte N-Langzeitberechnung sowie Kapitel 3.7.5.1.

Die Auswirkungen dieser Betrachtungsweise wird detailliert am Beispiel der Szenarienberechnungen für diesen Pfad in Kapitel 4.8 erläutert.

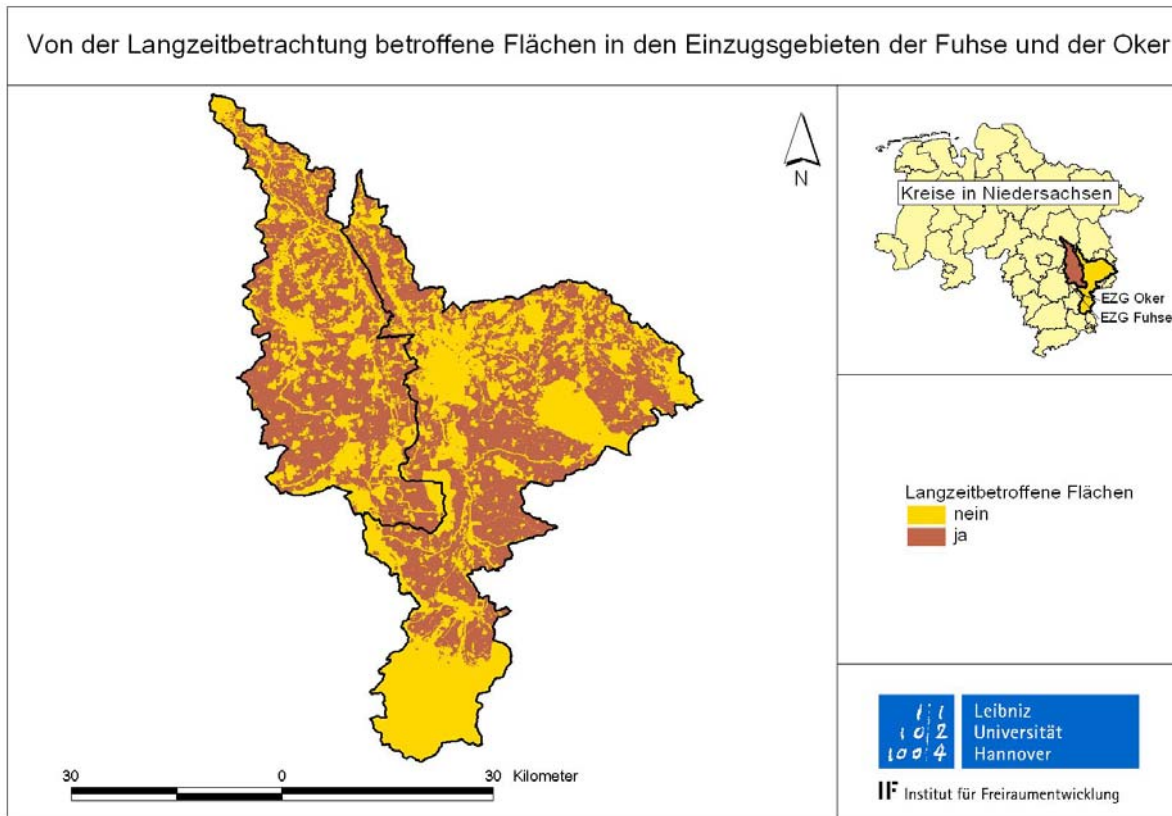


Bild 61: Von der Langzeitbetrachtung im Grundwasser betroffene Ackerflächen in den Einzugsgebieten der Fuhse und der Oker

Tabelle 42 zeigt wesentliche Kennwerte für die N-Einträge über Grundwasser. Erwartungsgemäß sind sie von den Landnutzungen Acker und Grünland aufgrund der weitaus höheren N-Bilanzüberschüsse im Mittel am höchsten. Zu beachten ist, dass diese mittleren N-Einträge erheblich geringer sind als von den Direktabflusspfaden Zwischen- und Drainageabfluss (vergleiche Tabelle 40 und Tabelle 41). Die Differenz spiegelt näherungsweise die im Grundwasser erfolgte Denitrifikation wider.

Weiterhin ist Tabelle 42 zu entnehmen, dass die N-Einträge über Grundwasser von der Landnutzung Wald im Okergebiet im Mittel mehr als doppelt so hoch sind wie im Fuhsegebiet. Ursache hierfür sind die erheblich ungünstigeren Denitrifikationsbedingungen im Festgesteinsbereich im südlichen Okereinzugsgebiet.

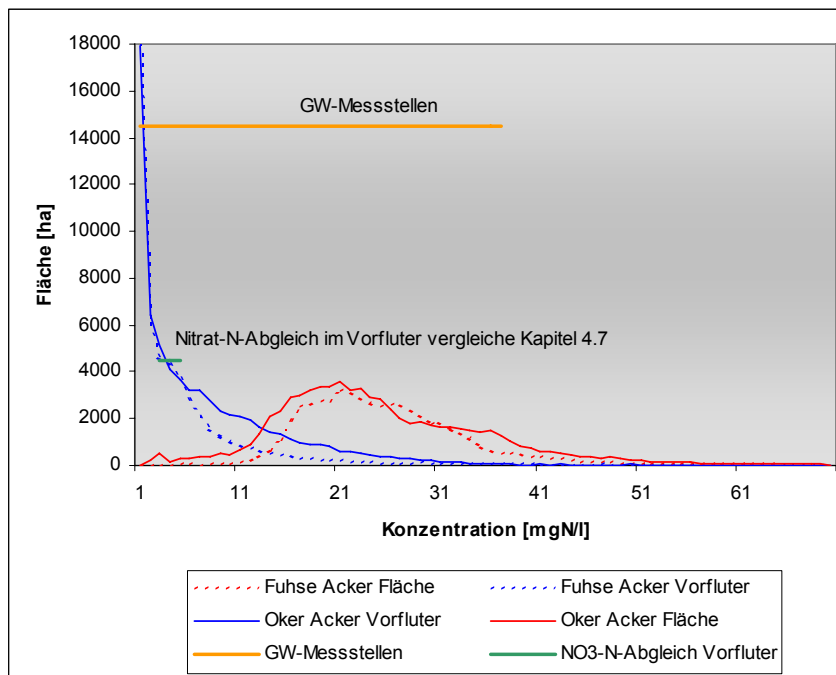
Tabelle 42: Kennwerte der N-Einträge über Grundwasser nach Landnutzung in den Einzugsgebieten der Fuhse und der Oker

| Landnutzung | EZG Fuhse           |                  |                | EZG Oker            |                  |                |
|-------------|---------------------|------------------|----------------|---------------------|------------------|----------------|
|             | Mittel<br>[kg/ha*a] | Max<br>[kg/ha*a] | Summe<br>[t/a] | Mittel<br>[kg/ha*a] | Max<br>[kg/ha*a] | Summe<br>[t/a] |
| Acker       | 4,19                | 40,9             | 216            | 5,5                 | 62,1             | 389            |
| Grünland    | 4,2                 | 38,6             | 33             | 4,8                 | 59,7             | 49             |
| Wald        | 0,8                 | 15,8             | 8              | 2,1                 | 20,3             | 88             |
| Siedlung    | 1,0                 | 18,0             | 1,7            | 1,1                 | 20,1             | 20,6           |
| Sonstige    | 1,6                 | 17,8             | 2              | 1,9                 | 17,3             | 7              |
| Gesamt      | 3,3                 | 40,9             | 270            | 3,8                 | 62,1             | 553            |



Insgesamt zeigen die Ergebnisse für die N-Einträge über den Pfad Grundwasser ein äußerst differenziertes Bild der Belastungssituation. Dadurch lassen sich die Gebiete deutlich abgrenzen, die maßgeblich für die N-Einträge über Grundwasser verantwortlich sind.

In Bild 62 sind  $\text{NO}_3\text{-N}$ -Konzentrationen im Grundwasser unter Ackerflächen in den Einzugsgebieten der Fuhse und der Oker flächenanteilig dargestellt. Es ist zu sehen, dass in dieser Häufigkeitsverteilung die Mehrzahl der Flächen im Bereich um 20 mg/l  $\text{NO}_3\text{-N}$  liegen. Zusätzlich sind die Wertebereiche der Grundwassermessstellen, die in den Einzugsgebieten der Fuhse und der Oker liegen, angegeben.



Die Modellergebnisse der  $\text{NO}_3\text{-N}$ -Konzentrationen im Grundwasser geben die Wertebereiche der Grundwassermessstellen in den beiden Einzugsgebieten gut wieder. Zusätzlich sind die vom Modell berechneten vorfluterwirksamen  $\text{NO}_3\text{-N}$ -Konzentrationen in ihrer Häufigkeitsverteilung aufgeführt. Diese Konzentrationen ergeben sich aus der Summation der Abbauverhältnisse auf dem Fließweg. Daraus ergibt sich eine weitaus geringere Konzentration, die vorfluterwirksam ist (vergleiche Kapitel 4.7).

Bild 62: N-Konzentration [mg/l] im Grundwasser unter Ackerflächen und nach der Summation der Abbauverhältnisse auf dem Fließweg als vorfluterwirksame N-Konzentration

Bei den Grundwassermessstellen handelt es sich um die 17 von 28 Messstellen, bei denen in dem entsprechenden Tiefenbereich (2-5 m) des oberflächennahen Grundwassers Daten erhoben wurden. Die Daten wurden freundlicherweise vom NLWKN-Süd Braunschweig bereitgestellt. Die Modellergebnisse geben den Wertebereich dieser Messergebnisse von >1 mg/l bis 37,3 mg/l gut wieder.

Zusätzlich sind die vom Modell berechneten vorfluterwirksamen  $\text{NO}_3\text{-N}$ -Konzentrationen in ihrer Häufigkeitsverteilung aufgeführt. Diese Konzentrationen ergeben sich aus der Summation der Abbauverhältnisse auf dem Fließweg. Daraus ergibt sich eine weitaus geringere Konzentration des Grundwassers bei Eintritt in den Vorfluter.

Eine detaillierte Bewertung der Modellergebnisse anhand von  $\text{NO}_3\text{-N}$ -Konzentrationen im Grundwasser durch einen Abgleich der Modellergebnisse der einzelnen Bilanzgebiete für den Grundwasserpfad mit der mittleren  $\text{NO}_3\text{-N}$ -Konzentration im Vorfluter ist Kapitel 4.7 zu entnehmen.

### Diffuse N-Einträge über Abschwemmung

Die diffusen N-Einträge über den Pfad Abschwemmung spielen in den Untersuchungsgebieten nur eine untergeordnete Rolle. Sie summieren sich für das Einzugsgebiet der Fuhse auf 5,4 t/a, für das Einzugsgebiet der Oker auf 14,8 t/a, wobei die Einträge von der Landnutzung Acker jeweils deutlich dominieren (vergleiche Tabelle 43); für das Einzugsgebiet der Fuhse liegt der Anteil bei 77 %, für das Einzugsgebiet der Oker bei 69 %. Daneben werden im Okergebiet noch 2 t/a oder 14 % durch die Landnutzung Wald verursacht; dieser Anteil ist aufgrund der hier vorliegenden großen Waldfläche höher als im Einzugsgebiet der Fuhse.

Tabelle 43: Kennwerte der N-Einträge über Abschwemmung nach Landnutzung in den Einzugsgebieten der Fuhse und der Oker bei mittleren Abflussbedingungen

| Landnutzung | EZG Fuhse        |               |             | EZG Oker         |               |             |
|-------------|------------------|---------------|-------------|------------------|---------------|-------------|
|             | Mittel [kg/ha*a] | Max [kg/ha*a] | Summe [t/a] | Mittel [kg/ha*a] | Max [kg/ha*a] | Summe [t/a] |
| Acker       | 0,12             | 0,43          | 4,2         | 0,15             | 0,68          | 10,2        |
| Grünland    | 0,13             | 0,37          | 0,6         | 0,14             | 0,85          | 1,2         |
| Wald        | 0,03             | 0,10          | 0,2         | 0,05             | 0,32          | 2,0         |
| Siedlung    | 0,05             | 0,31          | 0,4         | 0,07             | 0,46          | 1,2         |
| Sonstige    | 0,05             | 0,16          | 0,1         | 0,07             | 0,33          | 0,2         |
| Gesamt      | 0,10             | 0,43          | 5,4         | 0,11             | 0,85          | 14,8        |

Für alle Landnutzungen sind die N-Einträge über Abschwemmung in kg/ha\*a im Einzugsgebiet der Oker im Mittel etwas höher als im Einzugsgebiet der Fuhse. Begründet ist dies vor allem durch die höheren Oberflächenabflüsse. Sie sind auch dafür verantwortlich, dass die maximalen N-Einträge über diesen Pfad im Einzugsgebiet der Oker zum Teil deutlich höher liegen als im Einzugsgebiet der Fuhse. Die höchsten N-Einträge über Abschwemmung werden von der Landnutzung Grünland im Gebiet der Oker berechnet (Bild 63). Hauptgrund hierfür ist die hohe Gewässeranbindung dieser Flächen. Sie liegen sehr dicht am Gewässer und weisen eine erhöhte Hangneigung sowie einen vergleichsweise hohen Oberflächenabfluss auf.

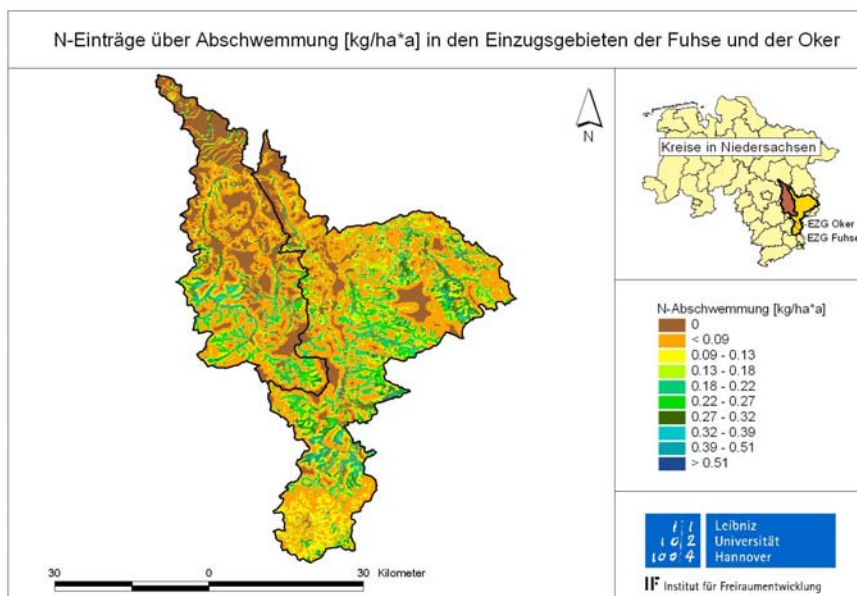


Bild 63: N-Einträge über Abschwemmung [kg/ha\*a] in den Einzugsgebieten der Fuhse und der Oker

Die Berechnung der diffusen Nährstoffeinträge über Abschwemmung erfolgt unter Berücksichtigung nutzungstypischer Ausgangskonzentrationen in Anlehnung an PRASUHN, SPIESS et al. (1996) und BEHRENDT, HUBER et al. (1999) und berücksichtigt zusätzlich die Anbindung an das Gewässernetz (vergleiche Kapitel 3.9).

Nach den Modellberechnungen ergeben sich für Ackerflächen mittlere N-Konzentrationen über Abschwemmung von 1,68 mg/l für das Einzugsgebiet der Oker und 1,41 mg/l für das Einzugsgebiet der Fuhse. Sie liegen damit in der Größenordnung von FELDWISCH (2004), der eine mittlere  $\text{NO}_3\text{-N}$ -Konzentration im Oberflächenabfluss von 2,3 mg/l ermittelte und von PRASUHN & BRAUN (1994) beziehungsweise SCHMID & PRASUHN (2000), die einen Wertebereich von 0,2-2,6 mg/l angeben. Die Ergebnisse belegen damit die Plausibilität des Wertebereichs.

### **Diffuse N-Einträge über Erosion**

Die diffusen N-Einträge über den Pfad Erosion sind im Gegensatz zu den P-Einträgen über diesen Pfad (vergleiche Kapitel 3.8.1) eher unbedeutend.

Für die hier betrachteten mittleren Abflussbedingungen wurden für das Einzugsgebiet der Fuhse 33 t/a und für das Einzugsgebiet der Oker 69 t/a berechnet. Der Anteil der erosiven N-Einträge an den gesamten N-Einträgen liegt in den Untersuchungsgebieten bei 2,6 % (Fuhse) beziehungsweise 2,9 % (Oker).

Aufgrund des weitaus stärker ausgeprägten Reliefs und der zum Teil erheblich höheren Oberflächenabflüsse sind die deutlich höchsten N-Einträge über Erosion im Einzugsgebiet der Oker zu verzeichnen; sie betragen bis zu 100 kg/ha\*a, die maximalen Einträge im Einzugsgebiet der Fuhse liegen hingegen bei 13 kg/ha\*a.

Aufgrund der bereits oben angesprochenen weitaus höheren Bedeutung für die diffusen P-Einträge werden die Abhängigkeiten, die zu erosiven und insbesondere zu erhöhten erosiven Einträgen führen, ausführlich im Kapitel „Diffuse P-Einträge über Erosion“ (Kapitel 3.8.1) erläutert.

### **Diffuse N-Einträge über Direkteinträge**

Das Bilanzmodell berechnet Direkteinträge von verschiedenen Landnutzungen. Unterschieden werden Direkteinträge in Gewässer, über Waldstreu, über weidendes Vieh sowie über Mineraldünger (zur Berechnungsmethodik vergleiche Kapitel 3.10).

Die nachfolgende Tabelle 44 zeigt die erzielten Ergebnisse für die diffusen N-Einträge über Direkteintrag in den Einzugsgebieten der Fuhse und der Oker, Bild 64 zeigt die flächenhafte Verteilung der Direkteinträge beider Gebiete.

Die höchsten N-Einträge mit 34,1 t/a werden hierbei im Einzugsgebiet der Oker über den Eintragspfad Waldstreu ermittelt. Begründet ist dies durch den vergleichsweise hohen Waldanteil im Einzugsgebiet.

Während die Direkteinträge über weidendes Vieh und Mineraldünger in beiden Gebieten mit jeweils unter 2 t/a unbedeutend sind, ergeben sich für die Direkteinträge in die Gewässer über atmosphärische N-Deposition 15 t/a beziehungsweise 18 t/a (Tabelle 47).

Tabelle 44: N-Direkteinträge in den Einzugsgebieten der Fuhse und der Oker nach Pfaden

| Eintragspfad                       | EZG Fuhse | EZG Oker |
|------------------------------------|-----------|----------|
|                                    | N [t/a]   | N [t/a]  |
| Direkteinträge in Gewässer         | 15,3      | 18,4     |
| Direkteinträge über Waldstreu      | 8,0       | 34,1     |
| Direkteinträge über weidendes Vieh | 0,56      | 0,50     |
| Direkteinträge über Mineraldünger  | 0,62      | 0,85     |
| Summe                              | 24,5      | 53,9     |

Insgesamt sind die diffusen Stickstoffeinträge in die Gewässer über Direkteintrag vergleichsweise unbedeutend. Sie betragen bezogen auf die Summe der N-Emissionen in den beiden Untersuchungsgebieten jeweils etwa 2 % (Tabelle 47).

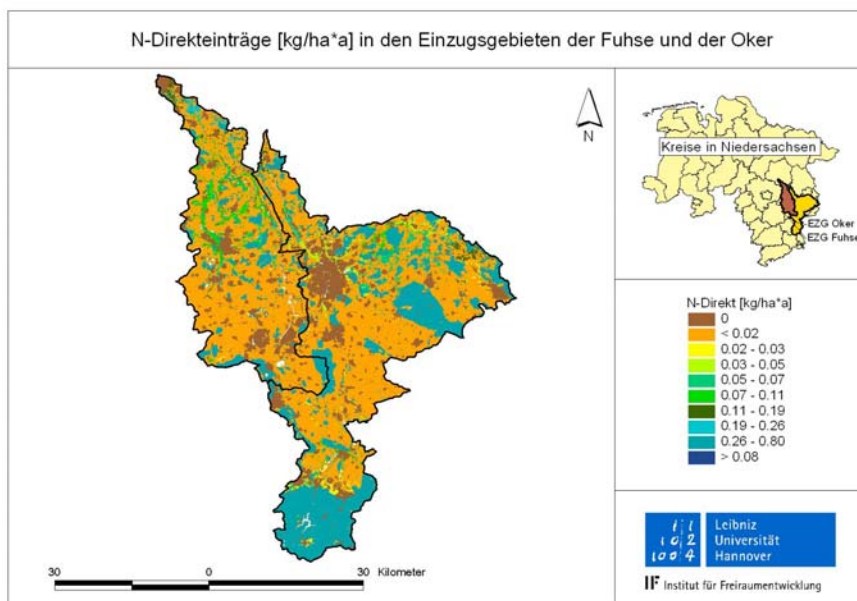


Bild 64: N-Direkteinträge [kg/ha\*a] in den Einzugsgebieten der Fuhse und der Oker

### Urbane N-Einträge

Neben den Stickstoffeinträgen über Kläranlagen sind noch weitere urban geprägte Eintragspfade zu berücksichtigen. Hierzu gehören in erster Linie die Einträge über Mischkanalisationsabschläge und über Trennkanalisationen. Daneben werden noch die Stickstoffeinträge der Bewohner der Einzugsgebiete näherungsweise abgeschätzt, die nicht an eine kommunale Kläranlage angeschlossen sind.

Die bilanzierten Eintragungssummen für diese urban geprägten Eintragspfade werden in den folgenden Kapiteln vorgestellt.

Die N-Einträge in die Oberflächengewässer von Kläranlagen wurden auf Basis der Informationen der C-Berichte (BEZIRKSREGIERUNG BRAUNSCHWEIG, 2005a; BEZIRKSREGIERUNG BRAUNSCHWEIG, 2005b) berechnet. Da keine Angaben zu einzelnen Jahren vorlagen, wurden die N-Einträge von Kläranlagen für alle Untersuchungszeiträume als identisch angenommen.

Für das Einzugsgebiet der Fuhse ergaben sich dabei 112,5 t/a (vergleiche Tabelle 45). Anzumerken ist, dass die Einträge durch die Kläranlage Wathlingen unberücksichtigt bleiben,

da diese Kläranlage zwar innerhalb des Einzugsgebietes der Fuhse liegt, jedoch unterhalb des Auslasspegels und somit für die Bilanzierung nicht relevant ist.

Im Einzugsgebiet der Oker betragen die N-Einträge von Kläranlagen bis zum Auslasspegel Groß Schwülper laut C-Bericht 143,8 t/a (vergleiche Tabelle 45). Allerdings werden von der Kläranlage Braunschweig etwa 80 % des Abwassers landwirtschaftlich verregnet und erreichen somit nicht direkt den Vorfluter. Dieser Sonderfall wird bei der Bilanzierung in der Form berücksichtigt, dass nur 20 % der Emissionen der Kläranlage Braunschweig angerechnet werden. Somit betragen die modellintern ermittelten N-Einträge im Einzugsgebiet der Oker 118,2 t/a.

Tabelle 45: N-Einträge von kommunalen Kläranlagen in den Einzugsgebieten der Fuhse und der Oker pro Bilanzgebiet (BG) in [t/a] und Zuordnung des verwendeten Retentionsansatzes RET (HF = RET für Hauptfluss, MW = mittlerer RET, vergleiche Kapitel 3.12)

| Kläranlage            | EZG   | BG | RET | N [t/a] |
|-----------------------|-------|----|-----|---------|
| Dollbergen            | Fuhse | 23 | HF  | 5,0     |
| Sievershausen         | Fuhse | 23 | MW  | 0,7     |
| Söhle/Steinbrück      | Fuhse | 22 | HF  | 3,4     |
| Uetze                 | Fuhse | 23 | HF  | 1,1     |
| Adenstedt             | Fuhse | 22 | MW  | 5,1     |
| Edemissen             | Fuhse | 23 | MW  | 3,2     |
| Gadenstedt            | Fuhse | 22 | MW  | 4,8     |
| Gr. Lafferde          | Fuhse | 22 | MW  | 3,2     |
| Lengede               | Fuhse | 22 | HF  | 5,9     |
| Münstedt              | Fuhse | 22 | MW  | 0,6     |
| Peine                 | Fuhse | 23 | HF  | 18,7    |
| Salzgitter-Nord       | Fuhse | 21 | MW  | 54,9    |
| Schmedenstedt         | Fuhse | 22 | MW  | 2,8     |
| Wahle                 | Fuhse | 24 | HF  | 5,0     |
| Braunschweig          | Oker  | 18 | HF  | 6,4     |
| Cremelingen           | Oker  | 17 | MW  | 0,5     |
| Goslar-Ost            | Oker  | 11 | HF  | 30,8    |
| Gr. Biewende          | Oker  | 14 | MW  | 1,4     |
| Hattdorf/Heiligendorf | Oker  | 17 | MW  | 0,4     |
| Helmstedt             | Oker  | 16 | MW  | 11,4    |
| Kissenbrück           | Oker  | 14 | MW  | 1,5     |
| Klein Mahner          | Oker  | 14 | MW  | 1,9     |
| Königslutter          | Oker  | 16 | MW  | 1,2     |
| Lehre                 | Oker  | 17 | HF  | 1,2     |
| Mariental             | Oker  | 16 | MW  | 0,2     |
| Radauanger            | Oker  | 12 | MW  | 13,3    |
| Salzgitter-Bad        | Oker  | 14 | MW  | 8,3     |
| Schladen              | Oker  | 12 | HF  | 0,7     |
| Schöppenstedt         | Oker  | 15 | MW  | 1,1     |
| Sicke                 | Oker  | 17 | MW  | 1,8     |
| Süpplingenburg        | Oker  | 16 | HF  | 4,6     |
| Weddel                | Oker  | 17 | MW  | 1,5     |
| Wiedelah              | Oker  | 14 | MW  | 3,3     |
| Wolfenbüttel          | Oker  | 18 | HF  | 26,6    |

Zu den sonstigen urban geprägten Eintragspfaden zählen Einträge von Mischkanalisationsüberläufen, von versiegelten Flächen über die Trennkanalisation und Einträge der Bewohner, die nicht an kommunale Kläranlagen angeschlossen sind (Kapitel 3.11). Die Einträge über Misch- und Trennkanalisation zeigen bei den bilanzierten Jahren deutliche Schwankungen, was auf den Einfluss der Abflussverhältnisse des betrachteten Jahres zurückzuführen ist. Einträge der nicht an kommunale Kläranlagen angeschlossenen Einwohner weisen hingegen keine jahresspezifische Variabilität auf. Bei der Auswertung der Summen der N-Einträge bei mittleren Abflussbedingungen in den Einzugsgebieten der Fuhse und der Oker ist zu erkennen, dass im Einzugsgebiet der Oker alle Eintragspfade höher liegen als im Einzugsgebiet der Fuhse.

Trotz der Dominanz von Trennkanalisationssystemen sind im Einzugsgebiet der Oker die N-Einträge über Misch- und Trennkanalisation vergleichbar hoch, da die zugrunde gelegten Mischkanalisationsabschläge deutlich höhere N-Konzentrationen aufweisen als die Einträge über Trennkanalisation. Dies ist auch die Ursache dafür, dass im Einzugsgebiet der Fuhse, wo der Anteil an Mischkanalisationssystemen höher als im Einzugsgebiet der Oker ist, die Einträge über Mischkanalisation dominieren, obwohl auch hier die Trennkanalisationssysteme weit verbreitet sind.

Tabelle 46: Summen der N-Einträge der sonstigen urban geprägten Eintragspfade bei mittleren Abflussbedingungen in den Einzugsgebieten der Fuhse und der Oker

| Eintragspfad                  | Fuhse<br>N [t/a] | Oker<br>N [t/a] |
|-------------------------------|------------------|-----------------|
| Mischkanalisation             | 41,6             | 49              |
| Trennkanalisation             | 22,2             | 45,7            |
| Nicht an KA angeschlossene EW | 12,3             | 19,4            |
| Summe                         | 76,1             | 114,1           |

### Summe der Stickstoffemissionen

Die Ergebnisse der Quantifizierung der diffusen und punktuellen Stickstoffeinträge für die beiden Untersuchungsgebiete bei mittleren Abflussbedingungen sind in Tabelle 47 für die einzelnen Eintragspfade zusammengefasst.

Sie zeigen deutlich, dass sowohl im Einzugsgebiet der Fuhse als auch im Einzugsgebiet der Oker die diffusen Stickstoffeinträge dominieren. Ihr Anteil liegt bei etwa 85 beziehungsweise 90 % der Gesamteinträge.

Hauptintragsquellen sind die unterirdischen Pfade: Im Einzugsgebiet der Fuhse dominieren bei mittleren Abflussbedingungen die N-Einträge über Dränagen, die einen Anteil von 38 % an den gesamten Einträgen aufweisen. Daneben sind mit jeweils knapp über 21 % die Pfade Zwischenabfluss und Grundwasser bedeutsam. Zusammen resultieren folglich fast 80 % aller Stickstoffeinträge in die Oberflächengewässer aus den genannten unterirdischen Eintragspfaden. Dagegen sind im Einzugsgebiet der Fuhse nur etwa 15 % der Stickstoffbelastungen den punktuellen Eintragspfaden zuzuordnen.

Im Einzugsgebiet der Oker ist die Dominanz der unterirdischen Eintragspfade noch klarer. In der Summe sind sie für 84 % der Stickstoffeinträge verantwortlich, auf den Zwischenabfluss

entfallen hierbei 34 %. Dieser Eintragspfad hat somit im Einzugsgebiet der Oker eine größere Bedeutung als im Fuhsegebiet. Begründet ist dies durch den höheren Anteil an Gebietsflächen, auf denen Zwischenabfluss unter anderem durch ein stärkeres Relief und durch andere geologische Untergrundverhältnisse wie Festgestein auftritt.

Tabelle 47: Summe der Stickstoffemissionen und Stickstoffemissionen pro Eintragspfad in den Einzugsgebieten der Fuhse und der Oker bei mittleren Abflussbedingungen

| Eintragspfad    | EZG Fuhse |       | EZG Oker |       |
|-----------------|-----------|-------|----------|-------|
|                 | N [t/a]   | N [%] | N [t/a]  | N [%] |
| Direkteinträge  | 24,5      | 1,9   | 53,9     | 2,3   |
| Abschwemmung    | 5,4       | 0,4   | 14,8     | 0,6   |
| Erosion         | 33,0      | 2,6   | 69,0     | 2,9   |
| Grundwasser     | 270,1     | 21,0  | 553,4    | 23,3  |
| Zwischenabfluss | 278,0     | 21,6  | 801,6    | 33,7  |
| Dränage         | 485,2     | 37,8  | 653,8    | 27,5  |
| Kläranlagen     | 112,5     | 8,8   | 118,2    | 5,0   |
| Urbane Einträge | 76,1      | 5,9   | 114,1    | 4,8   |
| Summe diffus    | 1096,2    | 85,3  | 2146,5   | 90,2  |
| Summe punktuell | 188,6     | 14,7  | 232,2    | 9,8   |
| Summe           | 1285      | 100   | 2378     | 100   |

Die räumliche Verteilung der diffusen N-Einträge in den beiden Untersuchungsgebieten ist Bild 65 zu entnehmen.

Hierbei ergibt sich eine Differenzierung der Eintragungssituation über eine sehr große Spannweite. Die Höhe der diffusen N-Einträge reicht von etwa 2 kg/ha\*a bis vereinzelt deutlich über 80 kg/ha\*a. Wie bereits in den vorherigen Kapiteln dargestellt, sind sowohl für die sehr niedrigen als auch für die extrem hohen N-Einträge eine Vielzahl von Einflussfaktoren verantwortlich.

Sehr hohe N-Einträge werden verursacht entweder durch Direktabfluss (Zwischen- oder Dränageabfluss), insbesondere bei hohen N-Bilanzüberschüssen und/oder geringer Denitrifikation im Oberboden, oder durch den Pfad Grundwasser, bei sehr geringen Grundwasser-Verweilzeiten oder schlechten Denitrifikationsbedingungen im Aquifer. Niedrige und sehr niedrige N-Einträge ergeben sich vor allem dort, wo

- ein geringer N-Bilanzüberschuss vorherrscht (Waldgebiete und Siedlungen),
- kein Direktabfluss stattfindet oder
- die Denitrifikationsverluste im Oberboden und insbesondere im Grundwasser sehr hoch sind.

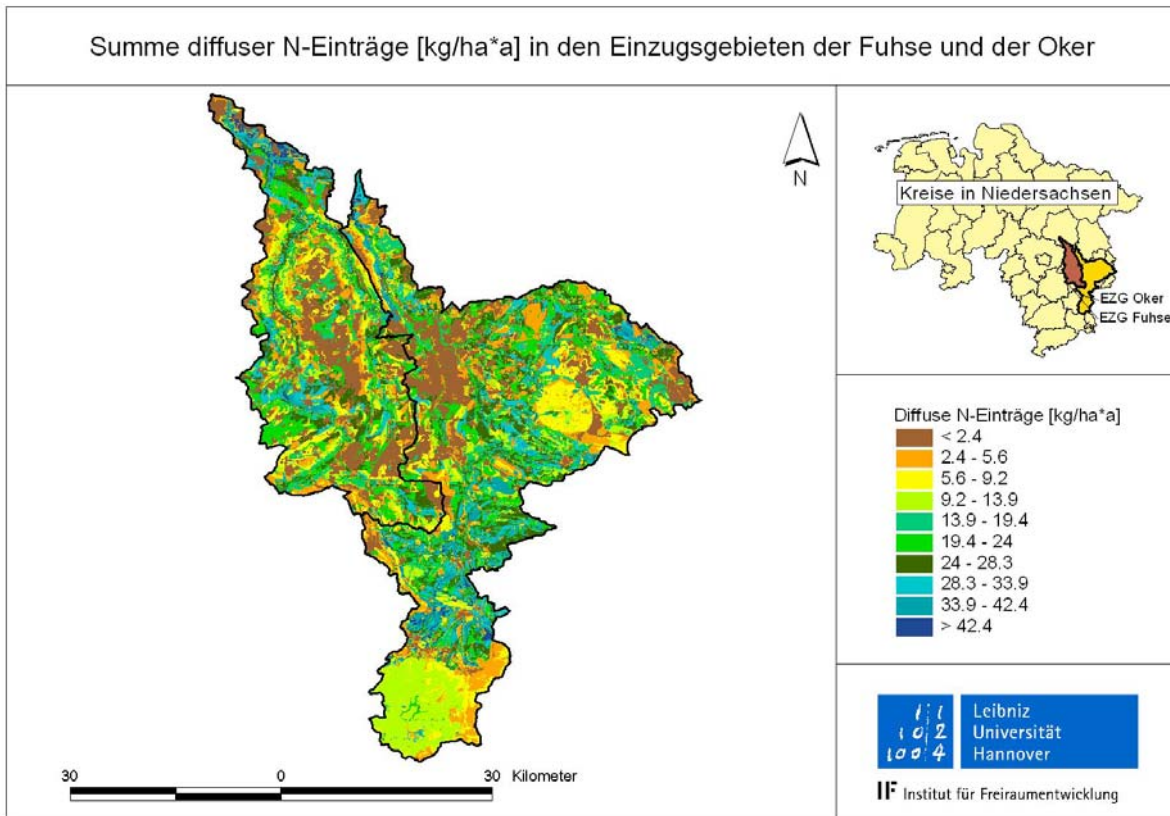


Bild 65: Summe diffuser N-Einträge [kg/ha\*a] in den Einzugsgebieten der Fuhse und der Oker

Insgesamt erlauben es die Modellergebnisse, räumlich differenzierte Aussagen über die N-Belastungssituation in den beiden Einzugsgebieten der Fuhse und der Oker zu treffen. Es können insbesondere die Gebiete mit ihren verantwortlichen Eintragspfaden identifiziert werden, von denen besonders hohe N-Belastungen ausgehen.

Somit stehen die notwendigen Informationen für eine pfadnutzungsspezifische Belastungsanalyse, die Ausweisung von Hot Spots und die Ableitung zielführender Bewirtschaftungsmaßnahmen zur Verfügung (vergleiche Kapitel 4.7).

### Jährliche diffuse und punktuelle Stickstoffeinträge

In diesem Kapitel werden die mit dem Bilanzmodell für die Betrachtungszeiträume 1999, 2000, 2001, 2002, 2003/2004 sowie die für mittlere Abflussbedingungen berechneten diffusen und punktuellen N-Einträge in den Einzugsgebieten der Fuhse und der Oker vorgestellt. Eine Bewertung dieser Ergebnisse durch einen Abgleich mit den entsprechenden Frachten folgt in Kapitel 4.7.

Die nachfolgende Tabelle 48 zeigt die mit dem Bilanzmodell für die genannten Bedingungen berechneten diffusen und punktuellen N-Einträge im Einzugsgebiet der Fuhse.

Ausgehend von den Einträgen bei mittleren Abflussbedingungen zeigen sich im Einzugsgebiet der Fuhse für die verschiedenen Jahre zum Teil deutliche Unterschiede, die sowohl die Summe der Einträge als auch die Einträge der einzelnen Pfade betreffen. Die Summe der Einträge reicht von 847 t im Jahr 2001 bis 1.939 t im Jahr 2002 und unterscheidet sich somit um deutlich mehr als den Faktor 2.



Die deutlich höchsten N-Einträge werden für das Jahr 2002 bilanziert. Sie liegen in der Summe um 50 % über denen der mittleren Betrachtung, der diffuse Anteil ist sogar 55 % höher. Für die Direkteinträge und die Einträge über Kläranlagen ergeben sich keine, sowie für die Pfade Abschwemmung, Erosion und sonstige urbane Einträge eher geringfügige Unterschiede in den einzelnen Betrachtungszeiträumen. Folglich resultieren die erheblichen Eintragungsschwankungen der Untersuchungszeiträume weitgehend aus den unterirdischen Eintragungspfaden.

Die Ursachen hierfür sind unterschiedlicher Natur. Einerseits ergeben sich für die einzelnen Jahre aufgrund der vor allem klimabedingt variierenden Ernteerträge unterschiedliche N-Bilanzüberschüsse für die Ackerflächen. Andererseits wird die Höhe der N-Auswaschung durch die verschiedenen Abflussmengen beeinflusst, insbesondere die der schnellabfließenden Pfade Zwischen- und Drainageabfluss. Letztgenannter Effekt beeinflusst zwar auch in geringerem Ausmaß die N-Austräge aus dem Oberboden für den Pfad Grundwasser, jedoch werden hier diese Schwankungen bei guten Denitrifikationsbedingungen und ausreichender Kontaktzeit weitgehend ausgeglichen.

Tabelle 48: Jährliche diffuse und punktuelle Stickstoffeinträge im Einzugsgebiet der Fuhse in [t/a]

| Eintragungspfad | EZG Fuhse |      |      |      |           |         |
|-----------------|-----------|------|------|------|-----------|---------|
|                 | 1999      | 2000 | 2001 | 2002 | 2003/2004 | Mittel* |
| Direkteinträge  | 24,5      | 24,5 | 24,5 | 24,5 | 24,5      | 24,5    |
| Abschwemmung    | 5,2       | 3,2  | 3,0  | 8,6  | 5,2       | 5,4     |
| Erosion         | 32,5      | 28,4 | 28,3 | 40,5 | 32,3      | 33      |
| Grundwasser     | 269       | 204  | 200  | 356  | 253       | 270     |
| Zwischenabfluss | 231       | 137  | 134  | 527  | 241       | 278     |
| Drainage        | 397       | 333  | 298  | 746  | 358       | 485     |
| Kläranlagen     | 113       | 113  | 113  | 113  | 113       | 113     |
| Urbane Einträge | 71,8      | 47,5 | 48,0 | 124  | 76,1      | 76,1    |
| Summe diffus    | 959       | 730  | 687  | 1702 | 914       | 1096    |
| Summe punktuell | 184       | 160  | 161  | 323  | 189       | 189     |
| Summe           | 1144      | 890  | 847  | 1939 | 1103      | 1285    |

\*: bei mittleren Abflussbedingungen

Tabelle 49: Jährliche diffuse und punktuelle Stickstoffeinträge im Einzugsgebiet der Oker in [t/a]

| Eintragungspfad | EZG Oker |      |      |      |           |         |
|-----------------|----------|------|------|------|-----------|---------|
|                 | 1999     | 2000 | 2001 | 2002 | 2003/2004 | Mittel* |
| Direkteinträge  | 53,9     | 53,9 | 53,8 | 53,9 | 53,9      | 53,9    |
| Abschwemmung    | 14,1     | 10,4 | 8,4  | 27,6 | 14,4      | 14,8    |
| Erosion         | 67,2     | 60,1 | 56,7 | 101  | 69,7      | 69      |
| Grundwasser     | 571      | 474  | 401  | 761  | 557       | 533     |
| Zwischenabfluss | 674      | 499  | 412  | 1594 | 689       | 802     |
| Drainage        | 506      | 441  | 359  | 1175 | 489       | 653     |
| Kläranlagen     | 118      | 118  | 118  | 118  | 118       | 118     |
| Urbane Einträge | 106      | 81,0 | 71,7 | 204  | 111       | 114     |
| Summe diffus    | 1886     | 1538 | 1297 | 3714 | 1872      | 2146    |
| Summe punktuell | 224      | 199  | 190  | 323  | 229       | 232     |
| Summe           | 2110     | 1737 | 1481 | 4036 | 2101      | 2378    |

\*: bei mittleren Abflussbedingungen

Ebenso wie im Einzugsgebiet der Fuhse ergeben die Modellergebnisse für die einzelnen Bilanzzeiträume auch im Einzugsgebiet der Oker große Unterschiede zwischen den kalkulierten N-Einträgen. Sie schwanken in der Summe zwischen 1.481 t/a im Jahr 2001 und 4.036 t/a im Jahr 2002, also um den Faktor 2,7.

Bezogen auf die mittleren N-Einträge von 2.146 t/a liegen die diffusen N-Einträge im Jahr 2001 nur bei 60 %, im Jahr 2002 dagegen bei 173 % der mittleren Einträge. Auch hier werden diese Schwankungen größtenteils durch die Eintragspfade Zwischen- und Drainageabfluss verursacht. Im Vergleich zum Fuhsegebiet variieren hier die N-Einträge über den Pfad Grundwasser stärker; Ursache hierfür sind die weitaus schlechteren Denitrifikationsbedingungen im Grundwasser vor allem im südlichen Teil des Einzugsgebietes der Oker.

Insgesamt zeigen diese Ergebnisse für die verschiedenen Jahre, dass insbesondere die Stickstoffeinträge über die schnell abfließenden Eintragspfade Zwischen- und Drainageabfluss enormen Schwankungen unterworfen sind. Bei sehr hohen Abflüssen wie im Jahr 2002 nehmen diese Einträge überproportional zu, bei geringeren Abflüssen wie in den Jahren 2000 und 2001 dagegen entsprechend ab (vergleiche auch die Ergebnisse der Wasserbilanzen für diese Jahre in Kapitel 4.1). Hauptursachen hierfür sind unterschiedliche N-Bilanzüberschüsse für die Ackerflächen in den einzelnen Jahren aufgrund variierender Ernteerträge (zum Beispiel sind die N-Bilanzüberschüsse in 2002 wegen geringerer Erträge höher als im Mittel) sowie die in Abhängigkeit der Abflussmengen variierenden N-Auswaschungen aus dem Oberboden.

Die detaillierten Bewertungen der grundlegenden Modellergebnisse sind Kapitel 4.7 zu entnehmen. Zusammengefasst zeigen die Ergebnisse der Bewertung der mit dem Bilanzmodell ermittelten N-Einträge und Immissionen (Frachten), dass mittlere Systemzustände, unterschiedliche Eintragsbedingungen einzelner Jahre und Einträge auf Ebene von Bilanzgebieten in naturräumlich sehr unterschiedlichen Untersuchungsgebieten mit dem Bilanzmodell zuverlässig abgebildet werden können (vergleiche Kapitel 4.7).

Die in das neue Bilanzmodell implementierten Berechnungsansätze vermögen es folglich, die oben genannten wesentlichen Einflussfaktoren auf die Höhe der diffusen N-Einträge abzubilden.

### **4.3 Darstellung und Interpretation der Ergebnisse der Phosphoreinträge in den Einzugsgebieten der Fuhse und der Oker**

In den folgenden Kapiteln werden die mit dem Bilanzmodell in den beiden Einzugsgebieten der Fuhse und der Oker bei mittleren Abflussbedingungen ermittelten diffusen P-Einträge für die wesentlichen P-Eintragspfade vorgestellt.

Da für die Quantifizierung des dominierenden P-Eintragspfades Erosion die Berechnungsschritte Bodenabtrag nach ABAG (vergleiche Kapitel 3.8.1.1) und Anbindungsgrad an das Gewässersystem von maßgeblicher Bedeutung für die Höhe der ermittelten erosiven P-Einträge sind, werden die hierfür erzielten Ergebnisse ebenfalls vorgestellt.

Die diffusen P-Einträge über Erosion sind maßgeblich beeinflusst von der Menge des Bodenabtrages und der Gewässeranbindung erosiver Ackerflächen; letztere gibt an, welcher Anteil des Bodenabtrages tatsächlich den Vorfluter erreicht.

Der Bodenabtrag wurde nur für Ackerflächen nach der ABAG berechnet (vergleiche Kapitel 3.8.1.1). Die für die Einzugsgebiete erzielten Ergebnisse sind in Bild 66 dargestellt. Es wird deutlich, dass der Bodenabtrag im Süden des Einzugsgebietes der Fuhse höher ist als im Norden. Der Bereich höheren Bodenabtrages beginnt südlich von Peine. Er erstreckt sich von der Mitte des Einzugsgebietes bis in den Süden. Als Hauptgrund für diese Unterschiede lässt sich die Hangneigung benennen, ein wesentlicher Einflussfaktor für die Höhe des berechneten Bodenabtrages nach der ABAG. Sie liegt tendenziell im Süden des Einzugsgebietes höher als im flacheren Norden. Eine Auswertung der mittleren Hangneigung pro Gemeinde im Bezug zum Bodenabtrag ergab eine Korrelation von  $r = 0,82$ .

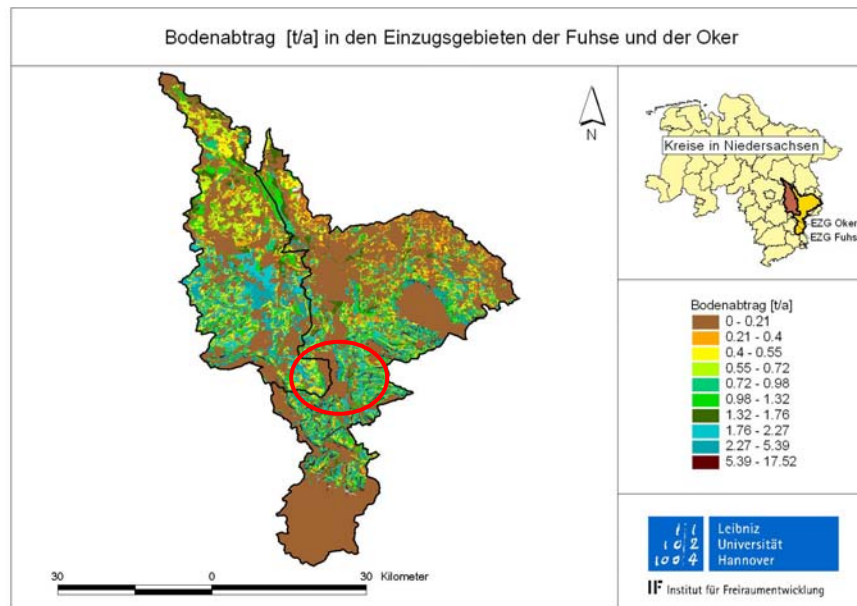


Bild 66: Bodenabtrag in [t/a] in den Einzugsgebieten der Fuhse und der Oker

Auch im Einzugsgebiet der Oker ist eine große Variabilität bei den Bodenabträgen zu erkennen (vergleiche Bild 66). Im nördlichen Bereich sind bei geringen Hangneigungen entsprechend geringe Bodenabträge ausgewiesen. Tendenziell steigt der Bodenabtrag in Richtung Süden an. Besonders bei den höheren Hangneigungen am Elm und in Richtung Harz ist eine Zunahme zu verzeichnen. Dieses Muster im Einzugsgebiet der Oker ist auch bei der Flächenanbindung zu erkennen. Die Gewässeranbindung in diesen Gebieten ist relativ hoch (Bild 67). Es sind jedoch auch Bereiche zu erkennen, die hohe Bodenabträge bei gleichzeitig geringer Anbindung ausweisen (rote Markierung in Bild 66 und Bild 67).

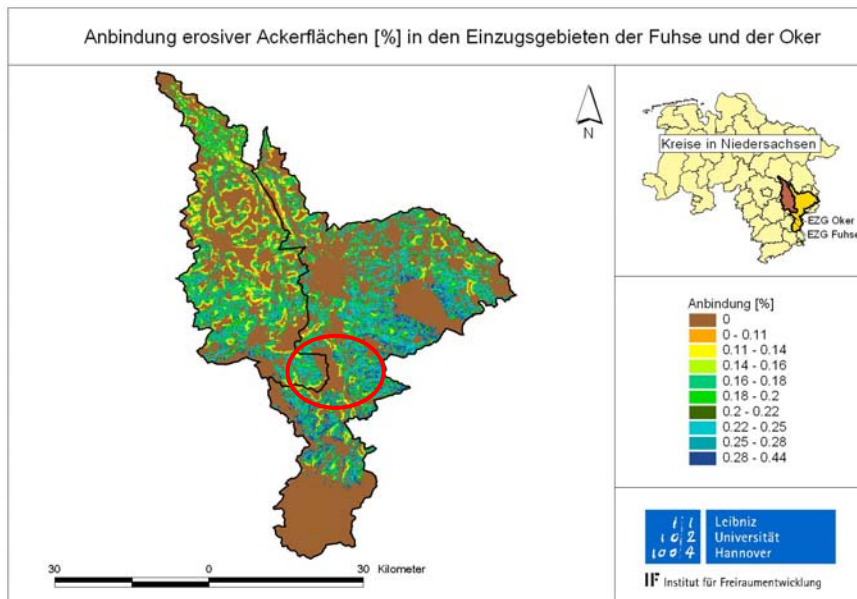


Bild 67: Anbindung erosiver Ackerflächen in [%] in den Einzugsgebieten der Fuhse und der Oker

Bei der Betrachtung der Ergebnisse zur Anbindung erosiver Flächen (Bild 67) wird deutlich, dass der mittlere Teil des Einzugsgebietes der Fuhse die geringste Gewässeranbindung aufweist, im Norden und Süden liegt sie hingegen deutlich höher. Zudem sind die Umriss der Flüsse besonders im südlichen Bereich gut zu erkennen. Diese Bereiche weisen wegen ihrer Gewässernähe, ihres hinreichenden Reliefs und Oberflächenabflusses einen hohen Anbindungsgrad auf und lassen folglich einen hohen Anteil an Sedimenteintrag zu. Im mittleren Bereich des Einzugsgebietes grenzen die Flüsse vielfach direkt an Grünlandflächen an, von denen kein erosiver Eintrag und somit auch keine Anbindung berechnet wird. Deshalb ist hier der Verlauf der Flüsse nur in Ansätzen erkennbar. Bodenabtrag, Gewässeranbindung und daraus folgende erosive Einträge werden nur für Ackerflächen berechnet.

Die weiteren Einflussfaktoren für die Anbindung, nämlich Oberflächenabfluss, Abtragskraft und Bodenabtrag, sind im mittleren Teil des Einzugsgebietes zudem geringer, sodass die Anbindung entsprechend gering ausfällt. Im flacheren Norden liegt hingegen ein sehr ausgeprägtes Gewässernetz und Grabensystem, woraus wiederum durch die Nähe zu den Gewässern eine höhere Anbindung resultiert.

Im Einzugsgebiet der Oker ist die Anbindung generell höher als im Fuhsegebiet (Bild 67), überwiegend bedingt durch die oben genannten Einflussfaktoren der größere Hangneigung, hohem Oberflächenabfluss sowie einer entsprechenden Nähe zum Gewässernetz und zum Grabensystem.

Die P-Einträge über Erosion ergeben sich aus dem Bodenabtrag, der Gewässeranbindung erosiver Ackerflächen, dem Anreicherungsverhältnis und dem P-Gehalt im Oberboden (vergleiche Kapitel 3.8.1.1 bis 3.8.1.4). Unter Berücksichtigung der Gewässeranbindung ermöglicht es dieser Berechnungsansatz, die Ackerflächen zu separieren, von denen tatsächlich ein erosiver Bodeneintrag in die Gewässer zu erwarten ist. Dagegen wird für Ackerflächen, auf denen zwar ein Bodenabtrag und eine mögliche Bodenverlagerung stattfindet, die aber an keine Gewässer angebunden sind, kein Eintrag über Erosion ausgewiesen.

Bild 68 zeigt die Ergebnisse für den Eintragspfad Erosion für die Einzugsgebiete der Fuhse und der Oker. Es ist zu erkennen, dass der erosive P-Eintrag im mittleren Teil des Einzugsgebietes der Fuhse am geringsten ist. Hier sind sowohl die Bodenabträge der Ackerflächen als auch die Anbindung dieser Flächen am niedrigsten. Die Erosion ist dagegen im Norden und vor allem im Süden deutlich höher. Die bei der Darstellung der Anbindung (Bild 67) zuvor gut zu erkennenden Flussläufe im Süden des Einzugsgebietes sind bei der Betrachtung der Ergebnisse der Erosion nicht mehr so deutlich ausgeprägt. Die höchsten Einträge sind ganz im Süden zu verzeichnen; hier zeigen sich bis zu 8 kg/ha\*a an eintragsrelevanter Erosion. Dieses Gebiet weist eine höhere Hangneigung auf. Durch den hohen Bodenabtrag und die entsprechende Anbindung ist hier mit höheren erosiven Belastungen für den Vorfluter zu rechnen als im nördlichen Teil des Einzugsgebietes der Fuhse.

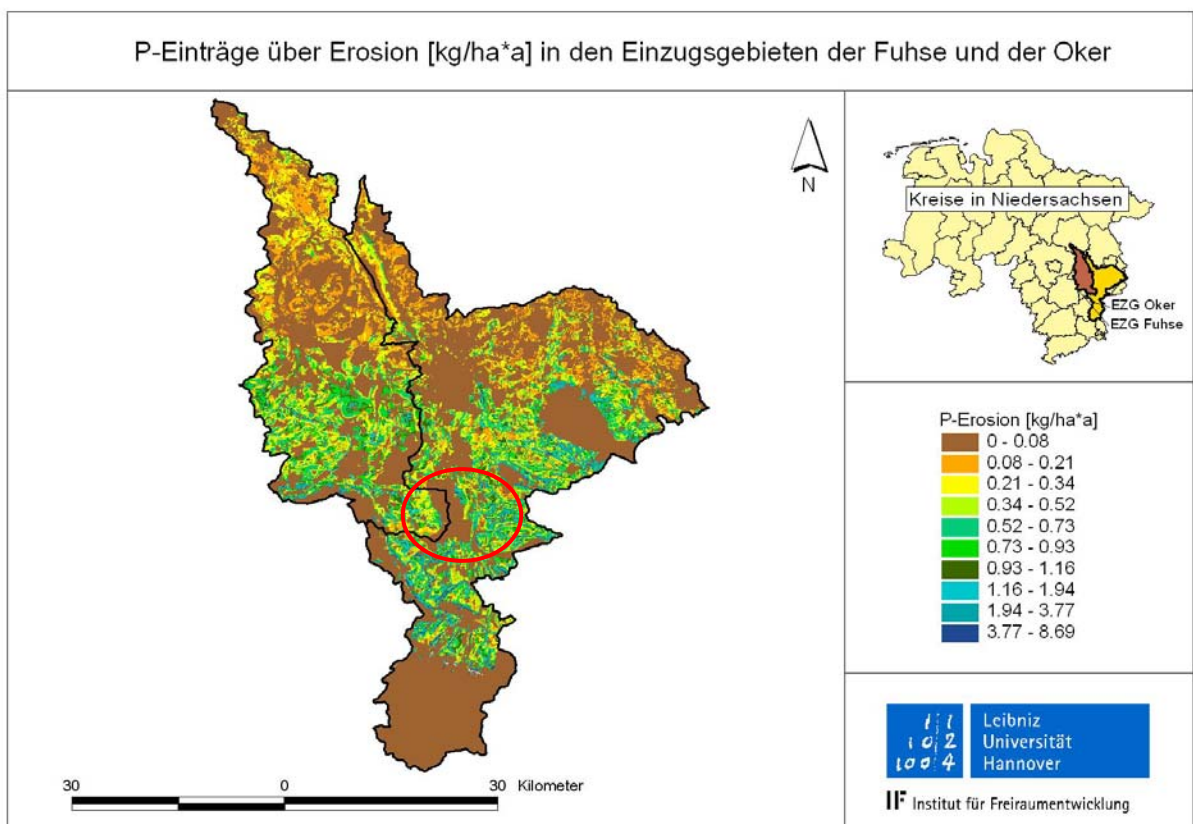


Bild 68: Erosiver P-Eintrag [kg/ha\*a] in den Einzugsgebieten der Fuhse und der Oker

Auch im Einzugsgebiet der Oker entspricht die Tendenz der gegen Süden hin zunehmenden erosiven Einträge (Bild 68) dem im Nord-Süd-Verlauf zunehmenden Bodenabtrag und der zunehmenden Anbindung. Es wird jedoch deutlich, dass Flächen, die zuvor mit hohen Bodenabträgen auffielen, teilweise relativ geringe Erosion ausweisen (Bild 68 rote Markierung).

Solchermaßen ausgewiesene Flächen sind aufgrund der geringen Anbindung trotz hoher Bodenabträge als nicht eintragsrelevant für den Vorfluter zu werten. Das heißt es sind tatsächlich mehr Flächen von der Verlagerung der Bodenabträge betroffen, was bei der ackerbaulichen Nutzung durchaus eine Rolle spielen kann, jedoch sind diese Flächen nicht relevant für eine Belastung der Oberflächengewässer. Da ausschließlich der erosionswirksame Bodenabtrag hinsichtlich der Eintragsrelevanz für den Vorfluter berechnet wird, können bei

Szenarienberechnungen und Maßnahmenplanungen die Flächen gezielt angesprochen werden, die auch eine entsprechende Belastungsminimierung für den Vorfluter erwarten lassen.

Tabelle 50: P-Einträge über Erosion in den Einzugsgebieten der Fuhse und der Oker für verschiedene Bilanzzeiträume

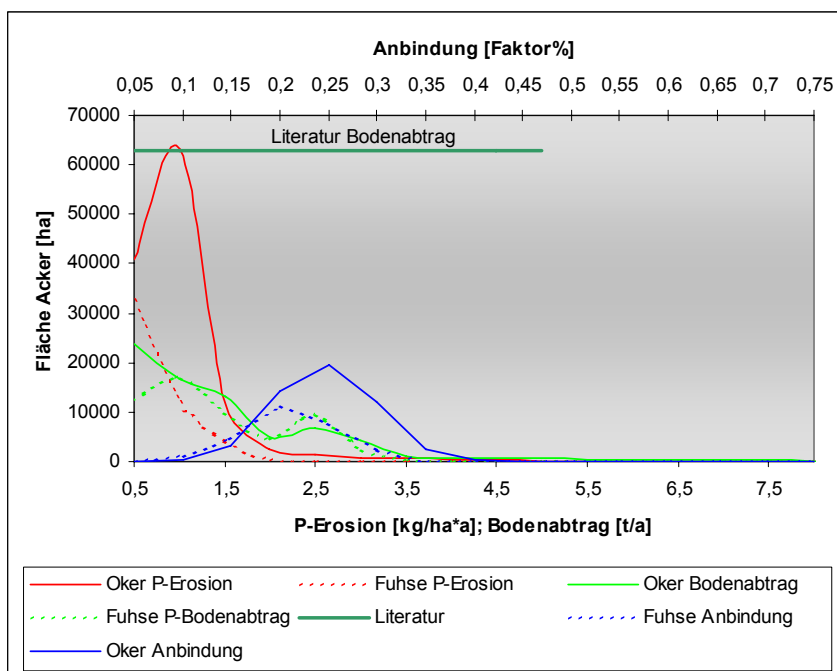
| Bilanzzeitraum | EZG Fuhse [t/a] | EZG Oker [t/a] |
|----------------|-----------------|----------------|
| 1999           | 20,8            | 44,8           |
| 2000           | 18,1            | 40,0           |
| 2001           | 18,1            | 37,9           |
| 2002           | 25,9            | 66,7           |
| 2003/2004      | 20,7            | 46,6           |
| Mittel         | 21,2            | 46,1           |

Der Vergleich der Summen erosiver Einträge der beiden Einzugsgebiete zeigt für die Oker eine größere Bedeutung dieses Eintragspfads. Dies ist sowohl für die Betrachtung des mittleren Zustandes als auch für die einzelnen Jahre der Fall. Der maximale Eintrag beträgt im eintragsstärksten Jahr 2002 bei der Oker 67 t, bei der Fuhse 26 t. Im Vergleich zu den mittleren Abflussbedingungen entspricht dies einer Zunahme von 45 % im Einzugsgebiet der Oker. Bei der Fuhse liegt die Differenz dagegen nur bei 22 % (Tabelle 50). Das Jahr 2002 ist durch hohe Niederschläge gekennzeichnet. Diese führen besonders im Einzugsgebiet der Oker zu hohen Einträgen. Der mittlere Eintrag liegt im Einzugsgebiet der Oker mit 0,7 kg/ha\*a fast 50 % höher als im Einzugsgebiet der Fuhse, der maximale erosive P-Eintrag ist dort mit 46 kg/ha\*a mehr als 5 Mal höher als im Fuhsegebiet. Dieses ist durch das erheblich stärker ausgeprägte Relief und die dadurch erhöhte Gewässeranbindung bedingt.

In Bild 69 sind die Modellergebnisse für P-Erosion [kg/ha\*a] und für den Bodenabtrag [t/a] mit den beteiligten Flächen aufgeführt. Die Werte liegen insgesamt sehr niedrig, zu beachten ist allerdings, dass der Eintrag von sehr vielen Flächen verursacht wird. Die Skalierung bis zu 8 t/a (kg/ha\*a) gibt dabei nicht wieder, dass vereinzelt Ackerflächen deutlich höher liegen. Diese Flächen können zwar für die Belastungssituation eine Rolle spielen, sind aber für die hier gewählte Darstellung des Flächenanteils unbedeutend. Der mit dem Modell ermittelte Bodenabtrag und die P-Erosion decken sich mit Angaben aus der Literatur. Nach MOSIMANN, MAILLARD et al. (1991) ist bei Bodenabträgen, die nach der ABAG berechnet wurden und unter 1 t/a liegen, keine Gefährdung gegeben, zwischen 1-2 t/a ist ein geringer Erosionsgefährdungsgrad und zwischen 2-5 t/a ein mittlerer Erosionsgefährdungsgrad ausgewiesen. MOSIMANN, MAILLARD et al. (1991) nennen für leichte Böden in der Schweiz einen mittleren Bodenabtrag von 0,5-1 t/a und für lehmig-schluffige Böden einen Bodenabtrag von 3-5 t/a. Zwar sind diese Ergebnisse nicht direkt miteinander vergleichbar, belegen aber dennoch die Plausibilität des Wertebereichs für die betrachtete Maßstabsebene.

Dabei gilt es zu bedenken, dass nach HERRMANN (1995) in klein strukturierten Bereichen erhebliche Fehler auftreten können, wie ein Vergleich zwischen einem DGM 50 und einem 5-Meter-Höhenmodell zeigte. Beim Skalenübergang von der Mikroskala auf die Mesoskala können nach HERRMANN (1995) wiederum die auf der Mikroskala relevanten speziellen Prozesse nicht ohne weiteres auf regionale Ebene übertragen werden.

HERRMANN (2001) führte umfassende Bodenabtragsberechnungen mit der ABAG auf drei Skalenebenen durch und zeigte auf, dass von der Mikro- zur Makroebene die Extremwerte stark abnehmen und ein Nivellierungseffekt auftritt. Die Schwächen der ABAG werden bei Versuchen von FELDWISCH (2004) deutlich. FELDWISCH (2004) ermittelte in Versuchen Einträge von 2,8 t/ha in einem Zeitraum von knapp zwei Jahren. Nach FELDWISCH (2004) ist dieser Abtrag auf nur neun Einzelereignisse zurückzuführen. Diese zeitliche Diskreditierung kann von der ABAG nicht geleistet werden, beispielsweise kann keine Berücksichtigung von Starkregenereignissen erfolgen, die häufig die stärksten Bodenabträge verursachen. Trotz dieser Einschränkungen ist nach SCHEER (2005) die ABAG die akzeptierteste Möglichkeit für mesoskalige Gebiete, mit vertretbarem Aufwand und verfügbaren Daten die Bodenabträge zu quantifizieren. Ein wichtiger Punkt ist, dass bei der mesoskaligen Betrachtung der Verlust an Detailinformation durch den Gewinn an Übersichtsinformation kompensiert wird.



Insgesamt liegen die meisten erosiven Flächen im relativ geringem Eintragsbereich von 1 kg/ha\*a. Vereinzelt weisen Ackerflächen auch einen deutlich höheren Eintrag auf, was bei dieser Darstellung nicht deutlich wird. Die Anbindung der Flächen an das Gewässer liegt bei der Oker etwas höher als bei der Fuhse und bestimmt den erosiven Eintrag.

Bild 69: Modellergebnisse für P-Erosion [kg/ha\*a], Bodenabträge [t/a] und die Anbindung [Faktor]

Die Bewertungen der Modellergebnisse sind in Kapitel 4.7 zusammengefasst. Die Ergebnisse der Bewertung der mit dem Bilanzmodell ermittelten P-Einträge und Immissionen (Frachten) zeigen, dass mittlere Systemzustände, unterschiedliche Eintragsbedingungen einzelner Jahre und Einträge auf Ebene von Bilanzgebieten in naturräumlich sehr unterschiedlichen Untersuchungsgebieten mit dem Bilanzmodell auf der Ebene der Mesoskala weitgehend zuverlässig abgebildet werden können (vergleiche Kapitel 4.7).

### Diffuse P-Einträge über Abschwemmung

Die berechneten P-Einträge über Abschwemmung sind weder im Einzugsgebiet der Fuhse noch im Einzugsgebiet der Oker von großer Bedeutung. In beiden Einzugsgebieten liegen die mittleren Einträge bei 0,03 kg/ha\*a, nur bei der Oker sind sie auf Ackerflächen geringfügig höher (0,05 kg/ha\*a). Die maximalen Einträge über Abschwemmung für die Landnutzung Grünland liegen im Einzugsgebiet der Oker mit 0,3 kg/ha\*a doppelt so hoch wie die entspre-



chenden Einträge über die Landnutzung Acker. Im Fuhsegebiet hingegen ist zwischen den Landnutzungen Acker und Grünland kein Unterschied feststellbar.

Tabelle 51: Kennwerte der P-Einträge über Abschwemmung nach Landnutzung in den Einzugsgebieten der Fuhse und der Oker bei mittleren Abflussbedingungen

| Landnutzung | EZG Fuhse        |               |             | EZG Oker         |               |             |
|-------------|------------------|---------------|-------------|------------------|---------------|-------------|
|             | Mittel [kg/ha*a] | Max [kg/ha*a] | Summe [t/a] | Mittel [kg/ha*a] | Max [kg/ha*a] | Summe [t/a] |
| Acker       | 0,03             | 0,11          | 1,23        | 0,05             | 0,16          | 3,09        |
| Grünland    | 0,04             | 0,11          | 0,18        | 0,04             | 0,30          | 0,40        |
| Wald        | < 0,01           | < 0,01        | 0,01        | < 0,01           | 0,01          | 0,09        |
| Siedlung    | < 0,01           | 0,01          | 0,02        | < 0,01           | 0,08          | 0,06        |
| Sonstige    | 0,01             | 0,04          | 0,01        | 0,01             | 0,08          | 0,02        |
| Gesamt      | 0,03             | 0,11          | 1,44        | 0,03             | 0,30          | 3,66        |

Die Berechnung der Abschwemmung erfolgt landnutzungsdifferenziert unter Berücksichtigung nutzungstypischer Ausgangskonzentrationen. Diese werden entsprechend dem Wirtschaftsdüngeranfall korrigiert und ergeben unter Berücksichtigung der Oberflächenabflussmenge und der Gewässeranbindung die Einträge über diesen Pfad.

Aufgrund dieser Einflussfaktoren ergeben sich sowohl innerhalb der Landnutzungen differenzierte Einträge als auch bei der Bilanzierung unterschiedlicher Jahre. Die Variation der Einträge bei der Betrachtung verschiedener Jahre ergibt sich aus den unterschiedlichen Oberflächenabflüssen und Differenzen im Wirtschaftsdüngeranfall.

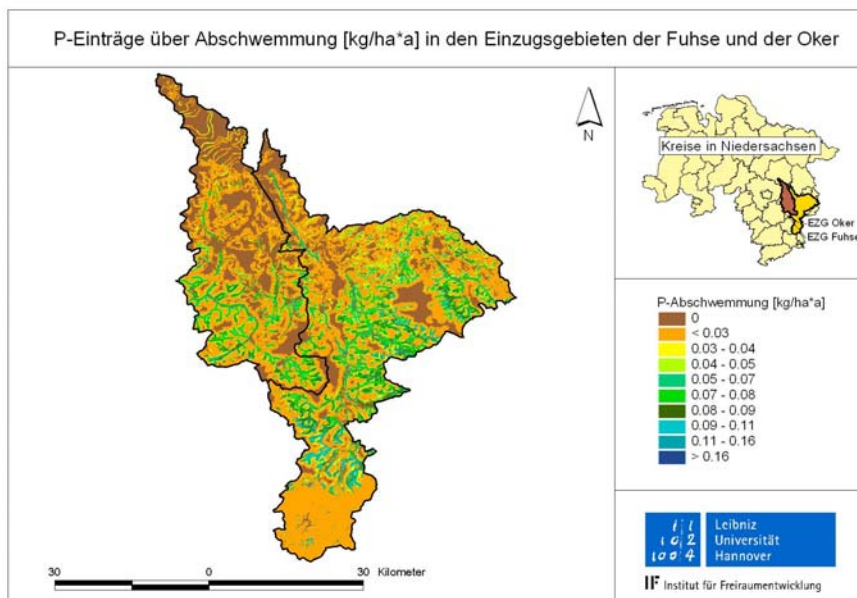


Bild 70: P-Einträge über Abschwemmung [kg/ha\*a] in den Einzugsgebieten der Fuhse und der Oker

Es ergeben sich nach den Modellberechnungen für Ackerflächen mittlere  $PO_4$ -P-Konzentrationen über Abschwemmung von 0,48 mg/l für das Einzugsgebiet der Oker und 0,36 mg/l für das Einzugsgebiet der Fuhse. FELDWISCH (2004) gibt als  $PO_4$ -P-Konzentrationen im Oberflächenabfluss eine Spannweite von 0,23 mg/l bis 0,58 mg/l für ausgewählte Einzelereignisse an. BEHRENDT, HUBER et al. (1999) bestätigen prinzipiell



eine mittlere  $\text{PO}_4\text{-P}$ -Konzentration im Oberflächenabfluss von 0,5 mg/l für das norddeutsche Flachland, weisen aber darauf hin, dass die P-Konzentration stark von der P-Sättigung im Boden abhängt. Von daher sind diese Ergebnisse nicht direkt miteinander vergleichbar, belegen aber dennoch die Plausibilität des Wertebereichs.

### Diffuse P-Einträge über Grundwasser

Die berechneten P-Einträge über Grundwasser liegen im Mittel im Einzugsgebiet der Fuhse mit 0,06 kg/ha\*a doppelt so hoch wie im Einzugsgebiet der Oker mit 0,03 kg/ha\*a (Tabelle 52). Die höheren Einträge betreffen überwiegend die Landnutzungen Acker und Grünland. Demgegenüber zeigen die Einträge im Einzugsgebiet der Oker jedoch eine durchaus höhere Spannweite, was an den maximalen Einträgen deutlich wird. Neben der Landnutzung Acker werden die höchsten P-Einträge im Einzugsgebiet der Oker mit 1,1 t/a über die Landnutzung Wald ermittelt, diese Landnutzung ist im Einzugsgebiet der Oker erheblich weiter verbreitet als im Einzugsgebiet der Fuhse.

Tabelle 52: Kennwerte der P-Einträge über Grundwasserabfluss nach Landnutzung in den Einzugsgebieten der Fuhse und der Oker bei mittleren Abflussbedingungen

| Landnutzung | EZG Fuhse           |                  |                | EZG Oker            |                  |                |
|-------------|---------------------|------------------|----------------|---------------------|------------------|----------------|
|             | Mittel<br>[kg/ha*a] | Max<br>[kg/ha*a] | Summe<br>[t/a] | Mittel<br>[kg/ha*a] | Max<br>[kg/ha*a] | Summe<br>[t/a] |
| Acker       | 0,07                | 0,35             | 3,5            | 0,04                | 0,52             | 2,8            |
| Grünland    | 0,09                | 0,34             | 0,7            | 0,04                | 2,60             | 0,4            |
| Wald        | 0,01                | 0,08             | 0,1            | 0,03                | 0,40             | 1,1            |
| Siedlung    | 0,02                | 0,13             | 0,2            | 0,01                | 0,40             | 0,3            |
| Sonstige    | 0,04                | 0,20             | 0,1            | 0,04                | 0,77             | 0,2            |
| Gesamt      | 0,06                | 0,35             | 4,6            | 0,03                | 2,60             | 4,7            |

Dazu muss angemerkt werden, dass der maximale Wert von 2,6 kg/ha\*a nur vereinzelt bei Grünlandnutzung auf Hochmoor auftritt (vergleiche auch Kapitel 3.8.2).

Die Variabilität der Ergebnisse beruht auf dem Berechnungsansatz, bei dem das P-Bindungsvermögen (horizontbezogen), der Grundwasserflurabstand, die Wasserdurchlässigkeit, die Sickerwassermenge, die Mächtigkeit des Lockergesteins und der P-Saldo beziehungsweise der Wirtschaftsdünger in die Berechnung einfließen. Eine Variation der Ergebnisse zwischen den bilanzierten Jahren erfolgt dabei über die unterschiedliche Sickerwassermenge und über Variationen beim Wirtschaftsdüngeranfall. Die relativ höchsten Einträge betreffen den Bereich nördlich von Peine im Einzugsgebiet der Fuhse. Hier sind neben höheren Abflussmengen des Grundwassers (siehe Bild 47) zusätzlich Böden mit geringem P-Bindungsvermögen und teilweise mit Grundwasserbeeinflussung vorhanden.

Die P-Einträge über Grundwasser summieren sich in beiden Einzugsgebieten zu etwas mehr als 4,6 t/a, was im Einzugsgebiet der Fuhse einem Anteil von fast 7 % der gesamten P-Einträge entspricht, während dieser Pfad im Okergebiet mit 4,3 % unbedeutender ist.

### Diffuse P-Einträge über Zwischenabfluss

Die diffusen P-Einträge über Zwischenabfluss sind vor allem im Einzugsgebiet der Fuhse von untergeordneter Bedeutung; sie summieren sich hier zu 0,9 t/a (vergleiche Tabelle 53), was lediglich einem Anteil von gut 1 % der gesamten P-Einträge entspricht. Gut die Hälfte dieser Einträge resultiert aus der Landnutzung Acker. Die höchsten flächenbezogenen P-Einträge über Zwischenabfluss werden im Einzugsgebiet der Fuhse von der Landnutzung Grünland verursacht (0,05 kg/ha\*a im Mittel, maximal 0,48 kg/ha\*a). Dies gilt auch für das Einzugsgebiet der Oker, wobei der maximale Wert von 3,9 kg/ha\*a (wie auch beim P-Eintrag über Grundwasserabfluss) nur vereinzelt bei Grünlandnutzung auf Hochmoor auftritt (vergleiche auch Kapitel 3.8.2). Insgesamt sind die P-Einträge über diesen Pfad im Einzugsgebiet der Oker mit 3,6 t/a (3,3 % der Gesamteinträge) etwas bedeutender als im Fuhsegebiet. Ursache hierfür ist der erheblich höhere Anteil des Zwischenabflusses im Einzugsgebiet der Oker (vergleiche Kapitel 4.1). Die landnutzungsbezogenen höchsten P-Einträge mit 1,5 t/a werden im Einzugsgebiet der Oker über die Landnutzung Wald ermittelt. Begründet ist dies durch den vergleichsweise hohen Waldanteil im Einzugsgebiet und insbesondere durch die dort verbreitet sehr hohen Zwischenabflussmengen, insbesondere im Harz und im Elm.

Tabelle 53: Kennwerte der P-Einträge über Zwischenabfluss nach Landnutzung in den Einzugsgebieten der Fuhse und der Oker bei mittleren Abflussbedingungen

| Landnutzung | EZG Fuhse           |                  |                | EZG Oker            |                  |                |
|-------------|---------------------|------------------|----------------|---------------------|------------------|----------------|
|             | Mittel<br>[kg/ha*a] | Max<br>[kg/ha*a] | Summe<br>[t/a] | Mittel<br>[kg/ha*a] | Max<br>[kg/ha*a] | Summe<br>[t/a] |
| Acker       | 0,03                | 0,23             | 0,47           | 0,04                | 0,78             | 1,28           |
| Grünland    | 0,05                | 0,48             | 0,22           | 0,05                | 3,90             | 0,43           |
| Wald        | 0,02                | 0,12             | 0,12           | 0,04                | 0,60             | 1,53           |
| Siedlung    | 0,01                | 0,17             | 0,06           | 0,01                | 0,60             | 0,18           |
| Sonstige    | 0,04                | 0,28             | 0,03           | 0,05                | 0,60             | 0,14           |
| Gesamt      | 0,03                | 0,48             | 0,90           | 0,03                | 3,90             | 3,56           |

### Diffuse P-Einträge über Drainageabfluss

Dränierte Flächen werden für die landwirtschaftlichen Nutzflächen getrennt nach Acker und Grünland unter Berücksichtigung von unter anderem Grund-, Stau- oder Haftvernässung der Böden (vergleiche Kapitel 3.5.3) ausgewiesen. Das nachfolgende Bild 71 zeigt die erzielten Ergebnisse für die Berechnung der diffusen P-Einträge über Drainageabfluss in den beiden Untersuchungsgebieten.

Besonders im nördlichen Teil des Einzugsgebietes der Fuhse sind die diffusen P-Einträge über Dränagen relativ hoch (Bild 71 links). Sie liegen bei bis zu 1,1 kg/ha\*a von der Landnutzung Acker (vergleiche Tabelle 54). Begründet sind diese hohen Einträge vor allem durch das vergleichsweise geringe P-Bindungsvermögen der eher sandigen Böden in dieser Region. Zudem ist hier der Drainageabfluss geringfügig höher als im südlichen Einzugsgebiet. Dort sind die P-Einträge über Drainage von den bindigen Böden der Börde vor allem wegen des erhöhten P-Rückhaltevermögens geringer. Im mittleren Bereich des Einzugsgebietes der Fuhse sind teilweise die Strukturen der Flussläufe zu erkennen. Hier sind überwiegend auf der Landnutzung Grünland dränierte Flächen ausgewiesen, die vergleichsweise hohe P-Einträge verursachen.

Insgesamt summieren sich die P-Einträge über Dränagen im Einzugsgebiet der Fuhse auf 6,8 t/a. Dies sind über 9 % der gesamten P-Einträge, dieser Eintragspfad ist damit nach der Erosion der bedeutendste diffuse P-Eintragspfad im Fuhsegebiet.

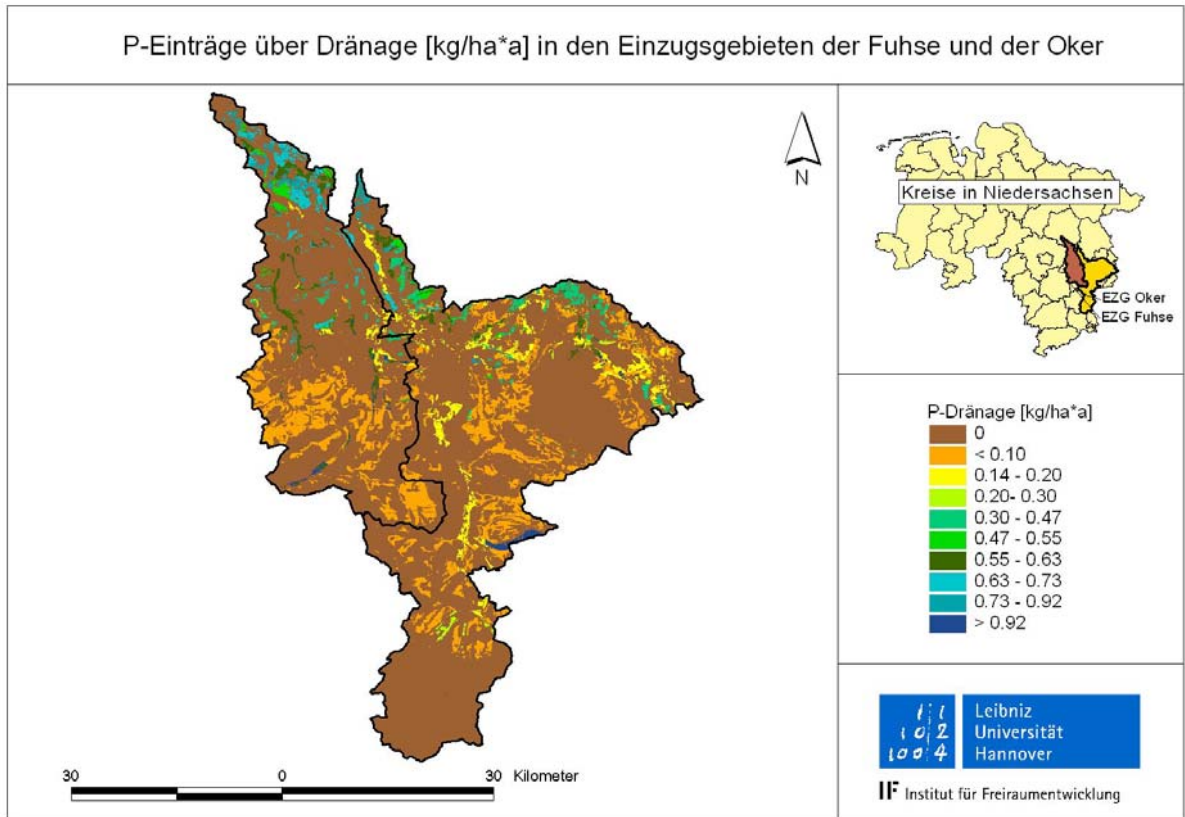


Bild 71: P-Eintrag über Dränage [kg/ha\*a] in den Einzugsgebieten der Fuhse und der Oker

Auch im Einzugsgebiet der Oker sind überwiegend im Norden des Gebietes - analog zum Einzugsgebiet der Fuhse - Flächen mit erhöhten P-Einträgen über Dränageabfluss zu erkennen. Verursacht werden sie auch hier durch die Bodenbeschaffenheit (relativ hoher Sandanteil) und den erhöhten Dränageabfluss. Hohe Einträge sind zudem auch im Bereich von Mooren zu verzeichnen (vergleiche Kapitel 3.8.2). Die P-Einträge über Dränage summieren sich im Einzugsgebiet der Oker auf 5,8 t/a und sind somit etwas geringer als im Fuhsegebiet. Dennoch stellen sie auch hier - nach den erosiven Einträgen - den wichtigsten diffusen P-Eintragspfad dar. Bezogen auf die gesamten diffusen P-Einträge ist die Bedeutung der Dränage mit einem Anteil von 5,3 % jedoch deutlich geringer als im Fuhsegebiet.

Tabelle 54: Kennwerte der P-Einträge über Dränageabfluss nach Landnutzung in den Einzugsgebieten der Fuhse und der Oker bei mittleren Abflussbedingungen

| Landnutzung | EZG Fuhse        |               |             | EZG Oker         |               |             |
|-------------|------------------|---------------|-------------|------------------|---------------|-------------|
|             | Mittel [kg/ha*a] | Max [kg/ha*a] | Summe [t/a] | Mittel [kg/ha*a] | Max [kg/ha*a] | Summe [t/a] |
| Acker       | 0,26             | 1,12          | 5,2         | 0,18             | 1,30          | 5,5         |
| Grünland    | 0,59             | 0,84          | 1,1         | 0,61             | 0,75          | 0,2         |
| Gesamt      | 0,29             | 1,12          | 6,3         | 0,19             | 1,30          | 5,8         |

Es ergeben sich nach den Modellberechnungen mittlere  $\text{PO}_4\text{-P}$ -Konzentrationen im Dränabfluss von 0,14 mg/l für das Einzugsgebiet der Oker und 0,21 mg/l für das Einzugsgebiet der Fuhse. FELDWISCH (2004) ermittelte aus 188 Einzelmessungen eine mittlere  $\text{PO}_4\text{-P}$ -Konzentration im Dränabfluss von 0,25 mg/l unter Ackerflächen. F & N UMWELTCONSULT GMBH (2001) geben in ihrer Literaturlauswertung Wertebereiche zwischen 0,01 mg/l und 0,2 mg/l an. BEHRENDT, HUBER et al. (1999) werteten  $\text{PO}_4\text{-P}$ -Konzentrationen im Dränabfluss nach Bodenstandorten aus. Bei leichten Böden werden überwiegend höhere Konzentrationen angegeben als auf schweren Böden. Dies spiegelt sich in den Bodenverhältnissen der Einzugsgebiete der Fuhse und der Oker wieder: Im Einzugsgebiet der Fuhse ist ein höherer Anteil an leichten Böden zu verzeichnen, hier liegen die  $\text{PO}_4\text{-P}$ -Konzentration im Dränabfluss höher als im Einzugsgebiet der Oker. Zwar sind diese Ergebnisse nicht direkt miteinander vergleichbar, belegen aber dennoch die Plausibilität des Wertebereichs. Dabei darf aber nicht außer acht gelassen werden, dass nach KAHLE, TIEMEYER et al. (2008) zur Dränung als Pfad des P-Eintrages wenige und zudem kontrovers diskutierte Angaben vorliegen. KAHLE, TIEMEYER et al. (2008) ermittelten halbjährliche P-Gesamt und  $\text{PO}_4\text{-P}$ -Austräge von unter 0,5 kg/ha\*a, die im Rahmen der Modellergebnisse liegen (Tabelle 54), weisen aber darauf hin, dass diese aus agronomischer Sicht unbedeutend erscheinenden Einträge durchaus weitreichende Auswirkungen auf die Gewässerökologie haben können.

### Diffuse P-Einträge über unterirdische Eintragspfade

Die Ergebnisse der diffusen P-Einträge über die unterirdischen Eintragspfade beinhalten die oben vorgestellten P-Einträge über die Pfade Grundwasser, Zwischen- und Dränageabfluss. Der nachfolgende Abschnitt zeigt die erzielten Ergebnisse für die diffusen P-Einträge über diese unterirdischen Abflusspfade in den beiden Untersuchungsgebieten.

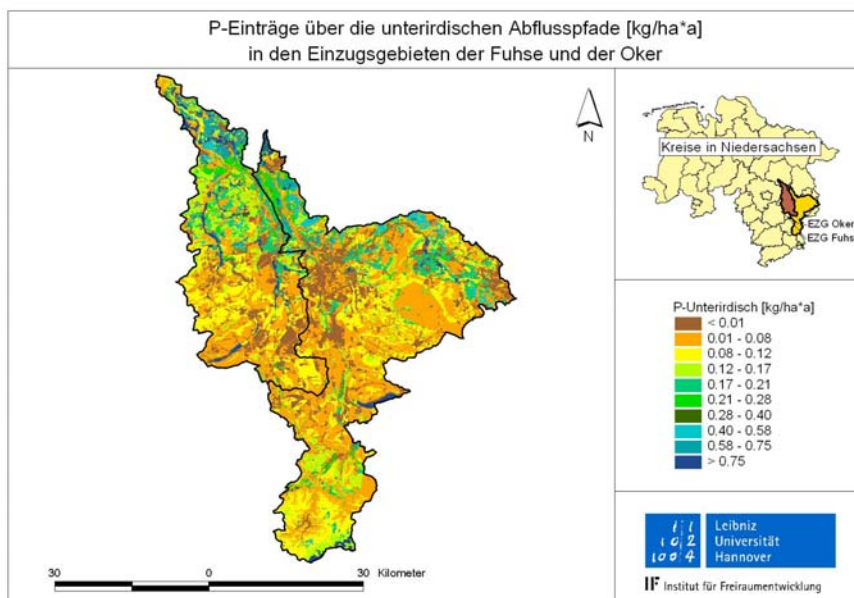


Bild 72: P-Einträge [kg/ha\*a] über die unterirdischen Abflusspfade in den Einzugsgebieten Fuhse und Oker

Sowohl im Einzugsgebiet der Fuhse als auch im Einzugsgebiet der Oker sind in den nördlichen Bereichen erhöhte P-Einträge über die unterirdischen Eintragspfade angezeigt. Im nördlichen Bereich des Einzugsgebietes der Fuhse sind diese Einträge überwiegend auf

Dränagen zurückzuführen. Auffallend sind in diesem Einzugsgebiet auch vereinzelte Flächen mit hohen Einträgen, die im mittleren und südlichen Bereich entlang des Flusssystemes auftreten. Im mittleren Bereich sind besonders hohe Einträge über Grundwasser auf der Landnutzung Grünland zu verzeichnen, im südlichen Teil dagegen über Grundwasser auf der Landnutzung Acker (siehe auch Landnutzungsverteilung nach ATKIS in Kapitel 3.1).

Im Einzugsgebiet der Oker ist der Norden durch höhere Einträge über Dränagen sowie Grundwasser gekennzeichnet. Sehr hohe Einträge treten vereinzelt in Gebieten im mittleren und südlichen Bereich des Einzugsgebietes auf. Der hohe Eintrag im mittleren Teil betrifft flussnahe Flächen mit hohen Grundwasser- sowie Dränageeinträgen. Im Süden dagegen sind hohe Einträge über den Pfad Grundwasser und über Zwischenabfluss, sie betreffen Böden mit geringem P-Bindungsvermögen, sowie von Mooren der Landnutzung Wald zu verzeichnen.

Die unterirdischen P-Einträge betragen im Einzugsgebiet der Fuhse in der Summe fast 12 t/a und verursachen somit über 32 % der diffusen P-Einträge. Auch wenn die entsprechende Summe mit 14 t/a im Einzugsgebiet der Oker etwas höher liegt, ist die Bedeutung dieser Eintragspfade aufgrund der hier zu verzeichnenden deutlichen Dominanz der erosiven P-Einträge geringer. Ihr Anteil beträgt knapp 21 % der diffusen P-Einträge im Okergebiet.

#### **Diffuse P-Einträge über Direkteinträge**

Das Bilanzmodell berechnet Direkteinträge für verschiedene Landnutzungen. Unterschieden werden Direkteinträge in Gewässer, über Waldstreu, über weidendes Vieh sowie über Minereraldünger (zur Berechnungsmethodik vergleiche Kapitel 3.10).

Die nachfolgende Tabelle 55 zeigt die Ergebnisse für die diffusen P-Einträge über Direkteintrag in den beiden Untersuchungsgebieten.

Die höchsten P-Einträge mit 2 t/a werden hierbei im Einzugsgebiet der Oker über den Eintragspfad Waldstreu ermittelt. Begründet ist dies wiederum durch den vergleichsweise hohen Waldanteil im Einzugsgebiet (Bild 73).

Tabelle 55: P-Direkteinträge in den Einzugsgebieten der Fuhse und der Oker nach Pfaden

| Eintragspfad                        | Fuhse   | Oker    |
|-------------------------------------|---------|---------|
|                                     | P [t/a] | P [t/a] |
| Direkteinträge in Gewässer          | 0,26    | 0,3     |
| Direkteinträge über Waldstreu       | 0,5     | 2,13    |
| Direkteinträge über weidendes Vieh  | 0,22    | 0,19    |
| Direkteinträge über Minereraldünger | 0,1     | 0,14    |
| Summe                               | 1,1     | 2,8     |

Die drei weiteren berücksichtigten Eintragspfade (Direkteinträge über weidendes Vieh und Minereraldünger sowie Direkteinträge in Gewässer) sind in beiden Gebieten mit jeweils unter 0,3 t/a nicht relevant.

Insgesamt sind die diffusen Phosphoreinträge in die Gewässer über Direkteintrag vergleichsweise unbedeutend. Sie betragen bezogen auf die Summe der P-Emissionen in den beiden Untersuchungsgebieten jeweils etwa 2 % (vergleiche Tabelle 58).

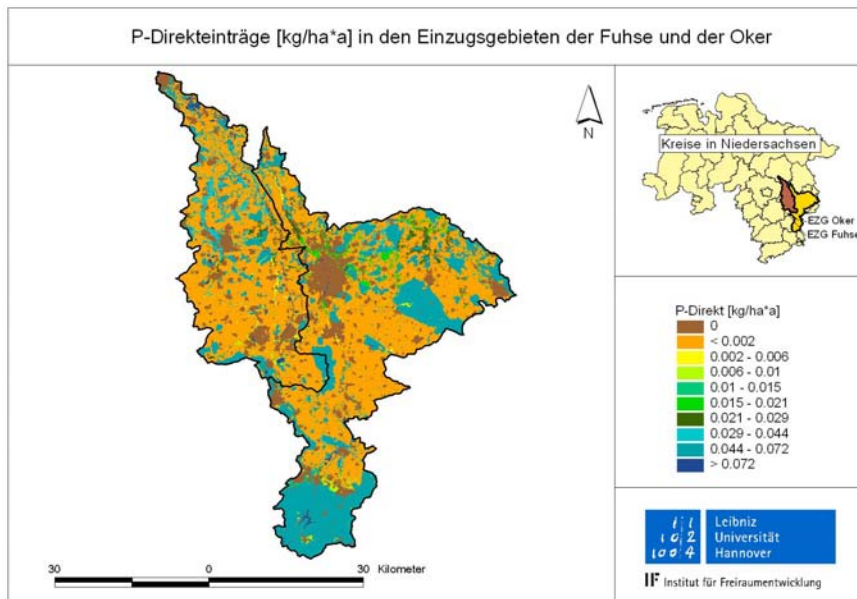


Bild 73: P-Direkteinträge [kg/ha\*a] in den Einzugsgebieten der Fuhse und der Oker

### Urbane P-Einträge

Neben den Phosphoreinträgen über Kläranlagen sind noch weitere urban geprägte Eintragspfade zu berücksichtigen. Hierzu gehören in erster Linie die Einträge über Mischkanalisationsabschläge und über Trennkanalisationen.

Daneben werden noch die Phosphoreinträge der Bewohner der Einzugsgebiete näherungsweise abgeschätzt, die nicht an eine kommunale Kläranlage angeschlossen sind.

Die bilanzierten Eintragungssummen für diese urban geprägten Eintragspfade werden im Folgenden vorgestellt.

Die P-Einträge in die Oberflächengewässer von Kläranlagen wurden anhand der Informationen der C-Berichte (BEZIRKSREGIERUNG BRAUNSCHWEIG, 2005a und 2005b) berechnet. Da keine Angaben zu einzelnen Jahren vorlagen, wurden die P-Einträge von Kläranlagen für alle Untersuchungszeiträume als identisch angenommen.

Für das Einzugsgebiet der Fuhse ergaben sich dabei 16,0 t/a (vergleiche Tabelle 56).

Im Einzugsgebiet der Oker betragen die P-Einträge von Kläranlagen bis zum Auslasspegel Groß Schwülper laut C-Berichtes 22,1 t/a (vergleiche Tabelle 56). Wie schon angesprochen, werden von der Kläranlage Braunschweig etwa 80 % des Abwassers landwirtschaftlich verregnet und erreichen somit nicht direkt den Vorfluter. Dieser Sonderfall wird in der Form berücksichtigt, dass nur 20 % der Emissionen der Kläranlage Braunschweig angerechnet werden. Somit betragen die modellintern ermittelten P-Einträge im Einzugsgebiet der Oker 19,1 t/a.

Tabelle 56 enthält zudem Angaben zu den Bilanzgebieten, denen die Kläranlagen zugeordnet sind sowie zu dem pro Kläranlage verwendeten Retentionsansatz (vergleiche Kapitel 3.12).

Tabelle 56: P-Einträge von kommunalen Kläranlagen in den Einzugsgebieten der Fuhse und der Oker pro Bilanzgebiet (BG) in [kg/a] und Zuordnung des verwendeten Retentionsansatzes RET (HF = RET für Hauptfluss, MW = mittlerer RET, vergleiche Kapitel 3.12)

| Kläranlage            | EZG   | BG | RET | P [kg/a] |
|-----------------------|-------|----|-----|----------|
| Dollbergen            | Fuhse | 23 | HF  | 155      |
| Sievershausen         | Fuhse | 23 | MW  | 49       |
| Söhle/Steinbrück      | Fuhse | 22 | HF  | 2034     |
| Uetze                 | Fuhse | 23 | HF  | 406      |
| Adenstedt             | Fuhse | 22 | MW  | 1133     |
| Edemissen             | Fuhse | 23 | MW  | 1286     |
| Gadenstedt            | Fuhse | 22 | MW  | 613      |
| Gr. Lafferde          | Fuhse | 22 | MW  | 1009     |
| Lengede               | Fuhse | 22 | HF  | 864      |
| Münstedt              | Fuhse | 22 | MW  | 1127     |
| Peine                 | Fuhse | 23 | HF  | 2524     |
| Salzgitter-Nord       | Fuhse | 21 | MW  | 3519     |
| Schmedenstedt         | Fuhse | 22 | MW  | 450      |
| Wahle                 | Fuhse | 24 | HF  | 861      |
| Braunschweig          | Oker  | 18 | HF  | 3733     |
| Cremelingen           | Oker  | 17 | MW  | 484      |
| Goslar-Ost            | Oker  | 11 | HF  | 3077     |
| Gr. Biewende          | Oker  | 14 | MW  | 781      |
| Hattdorf/Heiligendorf | Oker  | 17 | MW  | 991      |
| Helmstedt             | Oker  | 16 | MW  | 2030     |
| Kissenbrück           | Oker  | 14 | MW  | 1003     |
| Klein Mahner          | Oker  | 14 | MW  | 624      |
| Königslutter          | Oker  | 16 | MW  | 659      |
| Lehre                 | Oker  | 17 | HF  | 296      |
| Mariental             | Oker  | 16 | MW  | 22       |
| Radauanger            | Oker  | 12 | MW  | 718      |
| Salzgitter-Bad        | Oker  | 14 | MW  | 2013     |
| Schladen              | Oker  | 12 | HF  | 185      |
| Schöppenstedt         | Oker  | 15 | MW  | 162      |
| Sickte                | Oker  | 17 | MW  | 695      |
| Süpplingenburg        | Oker  | 16 | HF  | 554      |
| Weddel                | Oker  | 17 | MW  | 462      |
| Wiedelah              | Oker  | 14 | MW  | 1021     |
| Wolfenbüttel          | Oker  | 18 | HF  | 2549     |

Zu den sonstigen urban geprägten Eintragspfaden zählen Einträge von Mischkanalisationsüberläufen, von versiegelten Flächen über die Trennkanalisation und Einträge von Bewohnern, die nicht an kommunale Kläranlagen angeschlossen sind (vergleiche Kapitel 3.11). Die Auswertung der Summen der P-Einträge bei mittleren Abflussbedingungen in den Einzugsgebieten der Fuhse und der Oker zeigt prinzipiell die gleichen Ergebnisse wie für die entsprechenden N-Einträge. Wiederum sind die P-Einträge aller Eintragspfade im Einzugsgebiet der Oker höher als im Einzugsgebiet der Fuhse.

Trotz der Dominanz von Trennkanalisationssystemen sind im Einzugsgebiet der Oker die P-Einträge über Misch- und Trennkanalisation vergleichbar hoch, da die zugrunde gelegten Mischkanalisationsabschläge deutlich höhere P-Konzentrationen aufweisen als die Einträge über Trennkanalisation. Dies ist auch der Grund dafür, dass im Einzugsgebiet der Fuhse, wo der Anteil an Mischkanalisationssystemen höher als im Einzugsgebiet der Oker ist, die Einträge über Mischkanalisation dominieren, obwohl auch hier die Trennkanalisationssysteme weit verbreitet sind.

Tabelle 57: Summen der P-Einträge der sonstigen urban geprägten Eintragspfade bei mittleren Abflussbedingungen in den Einzugsgebieten der Fuhse und der Oker

| Eintragspfad                  | Fuhse   | Oker    |
|-------------------------------|---------|---------|
|                               | P [t/a] | P [t/a] |
| Mischkanalisation             | 9,0     | 10,6    |
| Trennkanalisation             | 5,0     | 10,2    |
| Nicht an KA angeschlossene EW | 1,7     | 2,7     |
| Summe                         | 15,7    | 23,5    |

### Summe der Phosphoremissionen

Nachdem in den vorangegangenen Kapiteln die mit dem Bilanzmodell bei mittleren Abflussbedingungen berechneten P-Einträge für die verschiedenen Pfade vorgestellt wurden, erfolgt in diesem Kapitel die Gesamtbetrachtung der ermittelten Phosphoremissionen. Die Bewertung der hierbei erzielten Ergebnisse durch einen Frachtabgleich (Fracht berechnet auf Basis der Pegeldaten, vergleiche Kapitel 3.3) erfolgt unter Berücksichtigung der Retention in den Gewässern in Kapitel 4.7.

Im Einzugsgebiet der Fuhse wurden unter den genannten Bedingungen P-Einträge von insgesamt 67,2 t/a bilanziert (vergleiche Tabelle 58). Hiervon entfallen 35,5 t/a und somit fast 53 % auf die diffusen Eintragspfade. Deutlich dominanter diffuser Eintragspfad ist die Erosion, auf die allein 21 t/a entfallen, was gut 31 % der gesamten P-Einträge im Einzugsgebiet der Fuhse entspricht. Daneben treten noch relevante Belastungen durch diffuse Einträge über die Pfade Dränage (6,3 t/a) und Grundwasser (4,6 t/a) auf; sie verursachen etwa 16 % der gesamten P-Einträge in diesem Einzugsgebiet. Die weiteren diffusen Eintragspfade Direkteinträge, Abschwemmung und Zwischenabfluss sind hier mit zusammen 3,4 t/a weitgehend unbedeutend.

Dagegen sind die punktuellen P-Einträge über Kläranlagen und sonstige urbane Einträge (aus Misch- und Trennkanalisationen sowie von nicht an Kläranlagen angeschlossenen Einwohnern) mit in der Summe 31,7 t/a (47 % der Gesamteinträge) im Einzugsgebiet der Fuhse von großer Relevanz.

Die entsprechenden Ergebnisse für das Einzugsgebiet der Oker sind ebenfalls Tabelle 58 zu entnehmen. Für dieses Einzugsgebiet wurden insgesamt P-Einträge von 109 t/a ermittelt. Hierbei ist der Anteil der diffusen P-Einträge mit 61 % höher als im Einzugsgebiet der Fuhse, vor allem verursacht durch die weitaus höheren erosiven P-Einträge. Sie liegen bei mittleren Abflussbedingungen bei 46 t/a und tragen somit zu 42 % zu den P-Gesamteinträgen bei. Die restlichen diffusen P-Eintragspfade sind von untergeordneter Bedeutung. Auch wenn auf diese zusammen fast 19 % der P-Einträge entfallen, erreicht kein Pfad einen höheren Anteil als 6 %. Im Vergleich zur Fuhse sind im Einzugsgebiet der Oker höhere P-Einträge über Zwischenabfluss und vor allem aufgrund der höheren Niederschläge im Harz und Harzvorland über Abschwemmung zu verzeichnen.

Die punktuellen P-Einträge über Kläranlagen und sonstige urbane Einträge sind auch im Einzugsgebiet der Oker von erheblicher Bedeutung und tragen insgesamt mit 42,6 t/a beziehungsweise 39 % zu den P-Emissionen bei.



Tabelle 58: Summe der Phosphoremissionen und Phosphoremissionen pro Eintragspfad in den Einzugsgebieten der Fuhse und der Oker bei mittleren Abflussbedingungen

| Eintragspfad    | EZG Fuhse |       | EZG Oker |       |
|-----------------|-----------|-------|----------|-------|
|                 | P [t/a]   | P [%] | P [t/a]  | P [%] |
| Direkteinträge  | 1,09      | 1,6   | 2,78     | 2,5   |
| Abschwemmung    | 1,44      | 2,1   | 3,66     | 3,4   |
| Erosion         | 21,2      | 31,5  | 46,1     | 42,2  |
| Grundwasser     | 4,61      | 6,9   | 4,74     | 4,3   |
| Zwischenabfluss | 0,90      | 1,3   | 3,56     | 3,3   |
| Dränage         | 6,26      | 9,3   | 5,75     | 5,3   |
| Kläranlagen     | 16,0      | 23,8  | 19,1     | 17,5  |
| Urbane Einträge | 15,7      | 23,4  | 23,5     | 21,6  |
| Summe diffus    | 35,5      | 52,8  | 66,6     | 61,0  |
| Summe punktuell | 31,7      | 47,2  | 42,6     | 39,0  |
| Summe           | 67,2      | 100   | 109      | 100   |

Bei der flächenhaften Darstellung der gesamten diffusen P-Einträge im Einzugsgebiet der Fuhse ist der hohe punktuelle Anteil nicht berücksichtigt (Bild 74). Erhöhte Einträge über den Abflusspfad der Erosion finden sich überwiegend im südlichen Teil des Einzugsgebietes. Diese Bereiche sind durch eine stärkere Hangneigung und einen relativ hohen Bodenabtrag charakterisiert. Da hier zudem die Gewässeranbindung vergleichsweise hoch ist, sind hier höhere erosive Belastungen für den Vorfluter ausgewiesen als im nördlichen Teil des Einzugsgebietes der Fuhse.

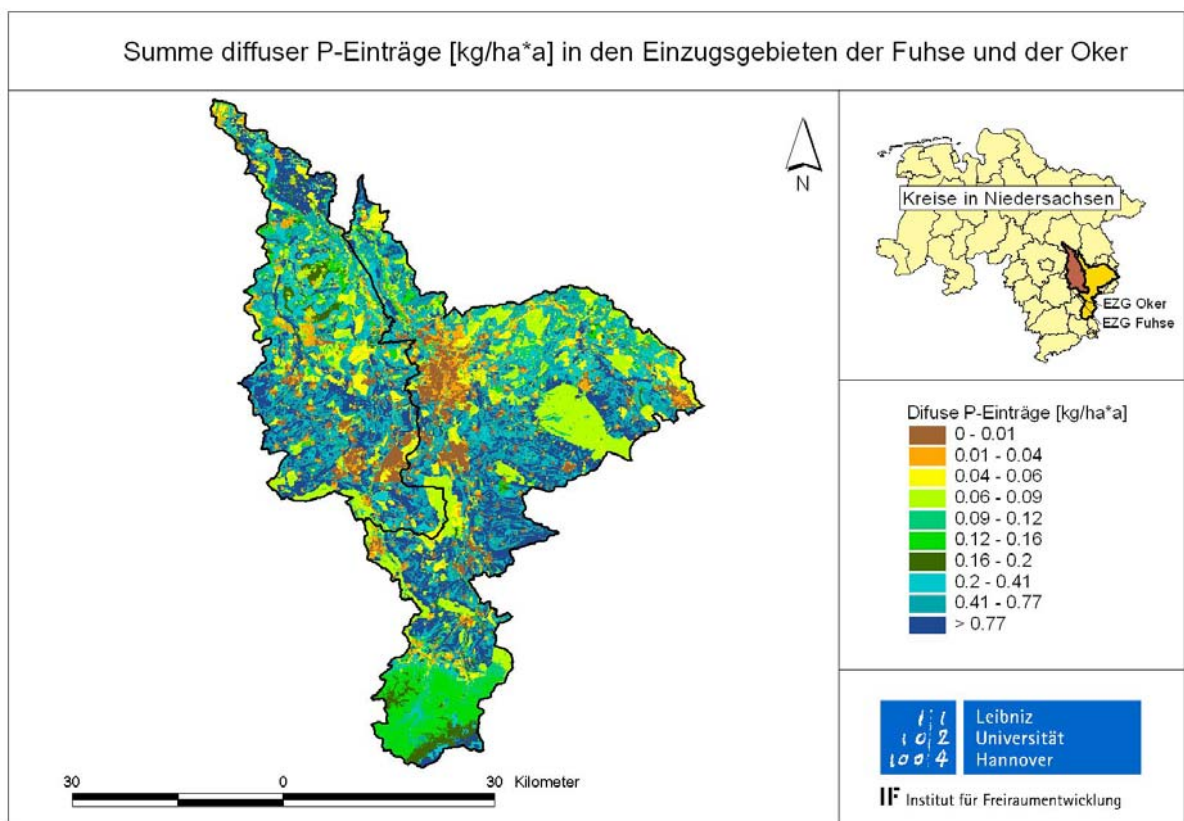


Bild 74: Summe der diffusen P-Einträge [kg/ha\*a] in den Einzugsgebieten der Fuhse und der Oker

Im nördlichen Bereich des Einzugsgebietes der Fuhse ist darüber hinaus auch der P-Eintrag über Dränageflächen von Bedeutung. Im mittleren Bereich sind zudem eintragsrelevante Flächen über den Grundwasserpfad auf den flussnahen Grünlandflächen zu verzeichnen.

Die gesamten diffusen P-Einträge im Einzugsgebiet der Oker sind in ihrer räumlichen Verteilung in Bild 74 dargestellt. Die höchsten diffusen P-Einträge, die weitgehend durch den Pfad Erosion verursacht werden, finden sich überwiegend im südlichen Teil des Einzugsgebietes. Besonders in Bereichen von Ackerflächen am Rande des bewaldeten Bergzuges des Elm sowie im Harz sind hohe Einträge zu verzeichnen. Zudem sind erhöhte Einträge im mittleren Teil des Einzugsgebietes zu finden, die vor allem flussnahe Flächen mit hohen Grundwasser- sowie Dränageeinträgen betreffen. Im Süden des Einzugsgebietes treten erhöhte Einträge über den Pfad Grundwasser und der Landnutzung Wald auf Böden mit geringem P-Bindungsvermögen (in diesem Fall Hochmoore) hervor (vergleiche Kapitel 3.8.2).

### Jährliche diffuse und punktuelle Phosphoreinträge in den Einzugsgebieten der Fuhse und der Oker

In diesem Kapitel werden die mit dem Bilanzmodell quantifizierten diffusen und punktuellen P-Einträge für die Einzugsgebiete der Fuhse und der Oker für verschiedene Bilanzzeiträume vorgestellt. Bewertet werden die Ergebnisse in Kapitel 4.7 durch einen Frachtabgleich (Fracht berechnet auf Basis der Pegelraten, vergleiche Kapitel 3.3) unter Berücksichtigung der Retention in den Gewässern (vergleiche Kapitel 3.12 und Kapitel 4.4).

Berechnet wurden die P-Einträge für die Jahre 1999, 2000, 2001 und 2002. Zudem wurden die P-Einträge für den Bilanzzeitraum 2003/2004 sowie für mittlere Abflussbedingungen bilanziert.

Die für die einzelnen Zeiträume erzielten Ergebnisse der diffusen und punktuellen P-Einträge für das Einzugsgebiet der Fuhse sind Tabelle 59 zu entnehmen.

Die Summe der Einträge reicht für die verschiedenen Zeiträume von 55,2 bis 88 t/a, die diffusen P-Einträge liegen zwischen 29,3 und 46,3 t/a, die punktuellen und sonstigen urbanen P-Einträge erreichen zusammen zwischen 25,8 und 41,7 t/a. Hierbei ist anzumerken, dass die P-Einträge über Kläranlagen für alle Jahre als identisch angenommen wurden, vergleiche Kapitel 3.11.

Tabelle 59: Jährliche diffuse und punktuelle Phosphoreinträge im Einzugsgebiet der Fuhse in [t/a]

| Eintragspfad    | EZG Fuhse |      |      |      |           |        |
|-----------------|-----------|------|------|------|-----------|--------|
|                 | 1999      | 2000 | 2001 | 2002 | 2003/2004 | Mittel |
| Direkteinträge  | 1,10      | 1,10 | 1,06 | 1,07 | 1,07      | 1,1    |
| Abschwemmung    | 1,39      | 0,85 | 0,84 | 2,33 | 1,42      | 1,4    |
| Erosion         | 20,8      | 18,1 | 18,1 | 25,9 | 20,7      | 21,2   |
| Grundwasser     | 4,41      | 3,37 | 3,41 | 6,89 | 4,70      | 4,6    |
| Zwischenabfluss | 0,85      | 0,44 | 0,46 | 2,04 | 0,96      | 0,9    |
| Dränage         | 6,18      | 5,49 | 5,48 | 8,06 | 6,35      | 6,3    |
| Kläranlagen     | 16,0      | 16,0 | 16,0 | 16,0 | 16,0      | 16,0   |
| Urbane Einträge | 14,8      | 9,81 | 9,91 | 25,7 | 15,7      | 15,7   |
| Summe diffus    | 34,7      | 29,3 | 29,3 | 46,3 | 35,2      | 35,5   |
| Summe punktuell | 30,8      | 25,8 | 25,9 | 41,7 | 31,7      | 31,7   |
| Summe           | 65,5      | 55,2 | 55,3 | 88,0 | 66,9      | 67,2   |

Im Vergleich zu den P-Einträgen bei mittleren Abflussbedingungen liegen die Einträge in den abflussschwachen Jahren 2000 und 2001 knapp 20 % niedriger als im Mittel, in dem extrem abflusstarken Jahr 2002 dagegen um 32 % höher.

Die Ergebnisse zeigen, dass im Einzugsgebiet der Fuhse vor allem die urbanen P-Einträge enormen Schwankungen unterworfen sind und besonders in abflusstarken Jahren einen dominierenden Einfluss auf die Belastungssituation ausüben. Bei den diffusen Eintragspfaden wird die Zunahme der Einträge bei sehr hohen Abflüssen zu etwa gleichen Anteilen durch Erosion und die unterirdischen Pfade verursacht.

Im Einzugsgebiet der Oker reicht die Summe der bilanzierten Einträge für die verschiedenen Zeiträume von 86,8 t/a bis 161 t/a, die diffusen P-Einträge liegen zwischen 53,0 t/a und 99,5 t/a, und die punktuellen und sonstigen urbanen P-Einträge erreichen zusammen zwischen 33,9 t/a und 61,2 t/a (Tabelle 60).

Während die Abweichung von den mittleren P-Einträgen bei geringen Abflussverhältnissen wie im Einzugsgebiet der Fuhse bei etwa 20 % liegt, wird für die außergewöhnlich hohen Abflüsse im Jahr 2002 im Einzugsgebiet der Oker eine Zunahme der P-Einträge von fast 50 % ermittelt, und somit deutlich höher als im Fuhsegebiet. Verantwortlich hierfür sind neben den urbanen Einträgen vor allem erheblich zunehmende P-Einträge über Erosion und die Direktabflusspfade.

Tabelle 60: Jährliche diffuse und punktuelle Phosphoreinträge im Einzugsgebiet der Oker in [t/a]

| Eintragspfad    | EZG Oker |      |      |      |           |        |
|-----------------|----------|------|------|------|-----------|--------|
|                 | 1999     | 2000 | 2001 | 2002 | 2003/2004 | Mittel |
| Direkteinträge  | 2,79     | 2,79 | 2,73 | 2,77 | 2,77      | 2,8    |
| Abschwemmung    | 3,50     | 2,43 | 2,12 | 6,97 | 3,69      | 3,7    |
| Erosion         | 44,8     | 40,0 | 37,9 | 66,7 | 46,6      | 46,1   |
| Grundwasser     | 4,59     | 3,77 | 3,54 | 6,83 | 4,62      | 4,7    |
| Zwischenabfluss | 3,26     | 2,48 | 1,87 | 8,01 | 3,26      | 3,6    |
| Dränage         | 5,59     | 4,88 | 4,82 | 8,27 | 5,75      | 5,8    |
| Kläranlagen     | 19,1     | 19,1 | 19,1 | 19,1 | 19,1      | 19,1   |
| Urbane Einträge | 21,8     | 16,8 | 14,8 | 42,2 | 22,8      | 23,5   |
| Summe diffus    | 64,5     | 56,4 | 53,0 | 99,5 | 66,7      | 66,3   |
| Summe punktuell | 40,9     | 35,8 | 33,9 | 61,2 | 41,9      | 42,6   |
| Summe           | 105      | 92,2 | 86,8 | 161  | 109       | 109    |

#### 4.4 Darstellung und Interpretation der Ergebnisse der Retentionsberechnung im Gewässersystem in den Einzugsgebieten der Fuhse und der Oker

Das Modul zur Retention wurde, wie in Kapitel 3.12 dargestellt, im Zuge der vorliegenden Arbeit im Modell programmiert und berechnet automatisch für jedes Einzugsgebiet differenziert für Stickstoff und Phosphor sowie für die einzelnen Bilanzgebiete (BG) und separat für die Hauptflüsse und die Nebengewässer die Retention.

Tabelle 61 zeigt die ermittelten Retentionsfaktoren für den Parameter Stickstoff in den Bilanzgebieten im Einzugsgebiet der Fuhse bei mittleren Abflussbedingungen. Für die beiden

Quellgebiete Broistedt und Eltze wird gemäß Kapitel 3.12 nur ein Retentionsfaktor ermittelt, der für alle Einträge gilt.

Tabelle 61: Retentionsfaktoren für die Bilanzgebiete und Retentionsbedingungen im Einzugsgebiet der Fuhse bei mittleren Abflussbedingungen für den gelösten anorganischen Stickstoff (DIN)

| Bilanzgebiet | Nr. | Fluss    | Zuordnung            | Retentionsfaktor |            |            |
|--------------|-----|----------|----------------------|------------------|------------|------------|
|              |     |          |                      | Hauptfluss       | Nebenfluss | Mittelwert |
| Broistedt    | 21  | Fuhse    | Quellgebiet          | -                | 0,591      | -          |
| Peine        | 22  | Fuhse    | Broistedt bis Peine  | 0,900            | 0,668      | 0,784      |
| Eltze        | 24  | Erse/Aue | Quellgebiet          | -                | 0,649      | -          |
| Wathlingen   | 23  | Fuhse    | Peine bis Wathlingen | 0,898            | 0,684      | 0,791      |

Die Vorgehensweise bei der Retentionsberechnung wird im Folgenden anhand der Bedingungen und Ergebnisse im Einzugsgebiet der Fuhse bei mittleren Abflussbedingungen erläutert.

Im Quellgebiet Broistedt wurden als N-Emissionen in die Gewässer 291 t berechnet (Summe aus diffusen und punktuellen Einträgen). Unter Berücksichtigung des Retentionsfaktors 0,591 errechnen sich hieraus 172 t, die in das unterhalb gelegene Bilanzgebiet Peine weitergegeben werden.

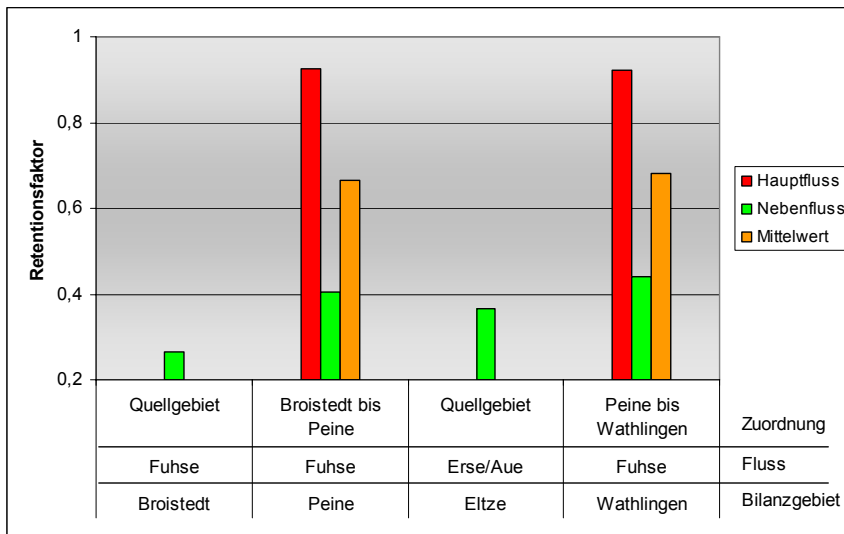
Im Bilanzgebiet Peine wurde ein diffuser N-Eintrag von 270 t bilanziert, woraus durch Multiplikation mit dem Retentionsfaktor für Nebenflüsse 180 t resultieren. Zudem wurden 32,5 t urban geprägte Einträge aus Quellen bilanziert, die nicht direkt am Hauptfluss liegen. Für diese Einträge wird die mittlere Retention (Mittelwert der Ansätze für Haupt- und Nebenflüsse) angesetzt. Für das BG Peine liegt der Faktor bei 0,784, sodass 25 t als Fracht gerechnet werden. Addiert sind dies circa 205 t, die als Fracht am Bilanzgebietspegel ankommen. Für die Fracht vom oberhalb gelegenen Gebiet (172 t, siehe oben) sowie für die punktuellen Einträge aus Kläranlagen, die direkt am Hauptfluss liegen (hier 9,3 t), wird der Retentionsfaktor für den Hauptfluss - also 0,900 - angesetzt. Hieraus errechnen sich etwa 163 t. Zusammen mit den bereits ermittelten 205 t ergeben sich für die gesamte N-Fracht am Pegel Peine 368,9 t.

Bei diesem Retentionsansatz werden also nicht nur je nach Herkunft der Einträge unterschiedliche Retentionen innerhalb eines Bilanzgebietes berücksichtigt, sondern auch der Umstand, dass sich die von oberhalb zufließende Fracht im Hauptfluss des betrachteten Gebietes nochmals verringert, das heißt, es wird die kontinuierliche Reduktion der Nährstoffbelastung in der fließenden Welle einkalkuliert.

Die nachfolgenden Bilder zeigen die modellintern berechneten Retentionsfaktoren für die Nährstoffparameter der einzelnen Bilanzgebiete bei mittleren Abflussbedingungen. Die dazugehörigen Werte sind in Anhang 10 bis Anhang 13 aufgeführt. Für das Einzugsgebiet der Fuhse sind sie Bild 75 sowie der obigen Tabelle 61, für das Einzugsgebiet der Oker Bild 76 und Bild 77 zu entnehmen.

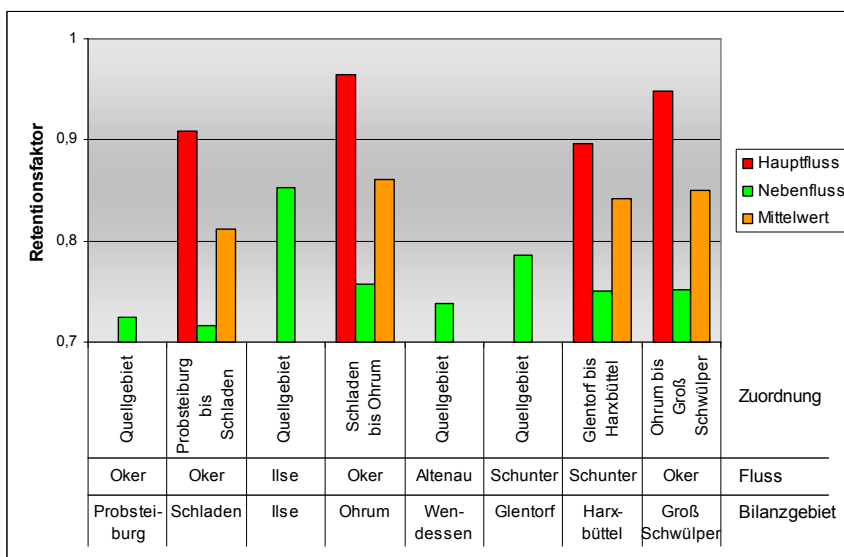
Es wird deutlich, dass jeweils für die Nebenflüsse eine höhere Retention als für den Hauptfluss ermittelt wird, in den Nebenflüssen die P-Retention deutlich höher als die N-Retention ist und in den Hauptflüssen die N-Retention etwas höher als die P-Retention ist. Wie in Kapi-

tel 3.12 dargestellt, ist dies auf den zur Verfügung stehenden Reaktionsraum sowie auf die hydraulische Belastung zurückzuführen, die bei Nebenflüssen und im Grabensystem geringer ist als in den Hauptflüssen.



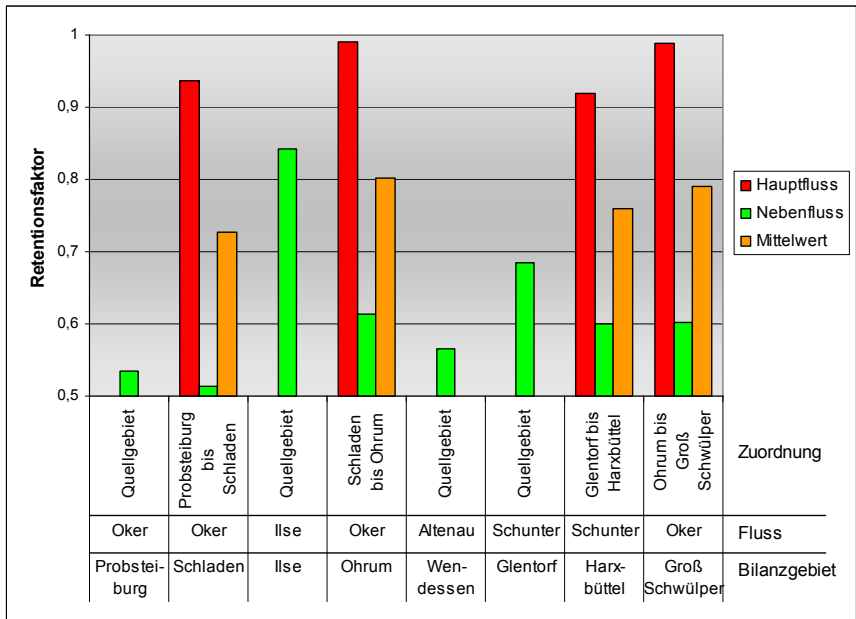
Bei den Retentionsfaktoren für P-Gesamt für die Bilanzgebiete im Einzugsgebiet der Fuhse ist zu sehen, dass die Nebenflüsse eine deutlich höhere Retention aufweisen, als die Hauptflüsse. Das ist auf den zur Verfügung stehenden Reaktionsraum sowie auf die hydraulische Belastung zurückzuführen, die bei Nebenflüssen und im Grabensystem generell geringer ist als in den Hauptflüssen (vergleiche hierzu Kapitel 3.12).

Bild 75: Retentionsfaktoren für die Bilanzgebiete im Einzugsgebiet der Fuhse für  $P_{Ges}$



Auch für die Bilanzgebiete im Einzugsgebiet der Oker sind die Spannweiten der Retentionsfaktoren zwischen den jeweiligen Retentionsbedingungen erheblich und lassen eine große Differenzierung zu.

Bild 76: Retentionsfaktoren für die Bilanzgebiete im Einzugsgebiet der Oker für DIN



Die Retentionsfaktoren im Einzugsgebiet der Oker für P-Gesamt liegen im Mittel 10 % unter denen für gelösten Stickstoff (Bild oben), zurückzuführen auf die nährstoffspezifischen Retentionsbedingungen (vergleiche hierzu Kapitel 3.12).

Bild 77: Retentionsfaktoren für die Bilanzgebiete im Einzugsgebiet der Oker für P<sub>Ges</sub>

Zu beachten ist, dass die Retention in Abhängigkeit der Abflussverhältnisse variabel ist. Sie nimmt mit zunehmendem Abfluss aufgrund der dann zunehmenden Abflussgeschwindigkeit ab und nimmt bei geringerem Abfluss zu.

Dieses Retentionsverhalten ist plausibel und wird in der folgenden Tabelle anhand der berechneten Retentionsfaktoren für mittlere Abflussverhältnisse, sehr hohe Abflüsse (2002) und geringe Abflüsse (2000) exemplarisch vorgestellt.

Tabelle 62 zeigt diese Verhältnisse für die Retention von P<sub>Ges</sub> für den Ansatz der Nebenflüsse.

Tabelle 62: Retentionsfaktoren und Retentionsbedingungen der Nebenflüsse für die Bilanzgebiete im Einzugsgebiet der Fuhse bei niedrigen (2000), mittleren (MQ) und sehr hohen (2002) Abflussbedingungen für P<sub>Ges</sub>

| Bilanzgebiet | Fluss    | Zuordnung            | Retentionsfaktor Nebenflüsse |       |       |
|--------------|----------|----------------------|------------------------------|-------|-------|
|              |          |                      | 2000                         | MQ    | 2002  |
| Broistedt    | Fuhse    | Quellgebiet          | 0,260                        | 0,385 | 0,522 |
| Peine        | Fuhse    | Broistedt bis Peine  | 0,293                        | 0,480 | 0,581 |
| Eltze        | Erse/Aue | Quellgebiet          | 0,298                        | 0,422 | 0,528 |
| Wathlingen   | Fuhse    | Peine bis Wathlingen | 0,527                        | 0,513 | 0,659 |

Für die Bilanzgebiete Broistedt, Peine und Eltze zeigen sich die erwarteten Änderungen der Retention. In dem sehr abflussstarken Jahr 2002 verringert sich die Retention um etwa 20 % im Vergleich zu den Bedingungen bei mittleren Abflüssen und der Retentionsfaktor nimmt entsprechend zu. Bei den geringen Abflüssen im Jahre 2000 erhöht sich der Rückhalt im Gewässersystem zwischen 20 % und 36 %, die Retentionsfaktoren nehmen folglich ab. Insgesamt reagiert der Retentionsansatz stärker auf geringe Abflüsse.

Im Bilanzgebiet Wathlingen zeigt sich für das Jahr 2000 eine geringfügige Erhöhung des Retentionsfaktors trotz der niedrigen Abflüsse in diesem Jahr. Grund hierfür ist, dass in diesem

Bilanzgebiet - im Gegensatz zu den übrigen - der Abfluss für das Jahr 2000 höher als der mittlere Abfluss lag.

Im Rahmen des EUROHARP- Programmes wurden 41 Referenzstudien zur Stickstoffretention in Fließgewässern in verschiedenen Ländern der Welt gefunden (KRONVANG, HEZLAR et al., 2004).

Zum Vergleich mit den Modellergebnissen dieser Arbeit wurden diejenigen Flüsse ausgewählt, die denen in den Untersuchungsgebieten der Fuhse und der Oker von den beschriebenen Parametern her am nächsten kamen (Tabelle 63). Es eignen sich bei dieser Studie zum Vergleich nur Fließgewässer aus Dänemark, da nur hier ähnliche klimatische Bedingungen gegeben sind, da die Denitrifikation unter anderem temperaturabhängig verläuft (DUINE, 2002). Die Gewässerbreiten dieser Flüsse sind mit Breiten von 2-8 m und Tiefen bis zu 50 cm angegeben. Als Substrate sind sowohl Sand, Steine und Schlamm vorhanden. Bei den insgesamt zehn Referenzflüssen liegen die Denitrifikationsraten bei nur 1,37 mg/m<sup>2</sup> \*d für steiniges Sediment und bis zum Extremfall von 973 mg/m<sup>2</sup> \*d für schlammiges Sediment. Insgesamt liegt die mittlere Denitrifikationsrate bei 187 mg/m<sup>2</sup> \*d.

Tabelle 63: Denitrifikationsraten in Flüssen, Auswahl nach KRONVANG, HEZLAR et al. (2004)

| Fluss     | Breite [m] | Tiefe [m] | Substrat     | Denitrifikationsrate [mg/m <sup>2</sup> *d] |
|-----------|------------|-----------|--------------|---|
| Rabis bæk | 2          | 0,5       | Sand         | 27,4  |
| Rabis bæk | 2          | 0,5       | Sand         | 68,5  |
| Rabis bæk | 2          | 0,5       | Stein        | 1,37  |
| Gelbæk    | 2          | 0,3       | Stein        | 5,5   |
| Gelbæk    | 2          | 0,3       | Schlamm      | 68,5  |
| Gelbæk    | 2          | 0,3       | Schlamm      | 191,8                                       |
| Dalby bæk | 2,5        | 0,4       | Sand         | 13,7  |
| Gryde Å   | 4          | 0,5       | Sand         | 360   |
| Suså      | 8          | 0,3       | Schlamm      | 973   |
| Gelbæk    | 2          | -         | Sand/Schlamm | 53  |

Die mit dem Modell ermittelten N-Retentionen liegen im Mittel für das Einzugsgebiet der Oker bei 120 mg/m<sup>2</sup> \*d und für das Einzugsgebiet der Fuhse bei 180 mg/m<sup>2</sup> \*d und damit sehr genau im Bereich der Literaturangaben (Mittelwert hier ist 187 mg/m<sup>2</sup> \*d).

Insgesamt erweist sich, dass es die verschiedenen Retentionsansätze vermögen, das unterschiedliche Retentionsverhalten im Hauptfluss und im Gewässersystem (Nebenflüsse und Grabensystem) unter Berücksichtigung einer variierenden hydraulischen Belastung des Systems im Modell abzubilden.

Eine Bewertung der Modellergebnisse erfolgt detailliert in Kapitel 4.7 und zeigt, dass die mit dem Bilanzmodell ermittelten Immissionen sowohl mittlere Systemzustände als auch unterschiedliche Eintragsbedingungen einzelner Jahre und Einträge auf Ebene von Bilanzgebieten in naturräumlich sehr unterschiedlichen Untersuchungsgebieten zuverlässig abbilden.

#### 4.5 Ergebnisse der Auswerte- und Bewertungsroutinen im Einzugsgebiet der Fuhse und Oker

Im Bilanzmodell sind diverse Auswerteroutinen implementiert. Hiermit können die Wasser- und Stoffflüsse (Emissionen und Immissionen) nach Bilanzgebiet, Kreis, Gemeinde, Acker-schlag oder Landnutzung ausgewertet und tabellarisch dargestellt werden.

Exemplarisch wird dies anhand der Stoffeintragspfade im Einzugsgebiet der Fuhse für die N- und P-Emissionen dargestellt (Tabelle 64 und Tabelle 65).

In Tabelle 64 werden die diffusen N-Einträge für die Haupteintragspfade im Einzugsgebiet der Fuhse pro Gemeinde aufgeführt. Es wird hier nur eine Auswahl der Haupteintragspfade dargestellt, je nach Auswertung werden im Modell bis zu 40 Einzelparameter ausgegeben. Bei dieser Auswertung werden auch Bilanzgebiete berücksichtigt, die nicht für den Abgleich der Frachten am Pegel herangezogen werden (vergleiche Kapitel 3.2). Von daher sind diese Einträge nicht direkt mit Ergebnissen vergleichbar, die als Bezug den Auslasspegel haben.

Es wird deutlich, dass der mit insgesamt 558 t/a mit Abstand dominierende Eintragspfad, der Drainageabfluss, nicht in allen Gemeinden diese große Bedeutung hat. Teilweise überwiegen auch Einträge über Grundwasser (zum Beispiel in der Gemeinde Uetze oder Edemissen) oder Zwischenabfluss (zum Beispiel in der Gemeinde Burgdorf). Bei der Interpretation dieser Ergebnisse ist zu berücksichtigen, dass die Einträge einen unterschiedlichen Flächenbezug (je nach Größe der Gemeinde im Einzugsgebiet) haben. Der gering erscheinende N-Eintrag über Drainageabfluss in der Gemeinde Schwülper mit 1,2 t ist mit Flächenbezug einer der höchsten im Einzugsgebiet der Fuhse (34 kg/ha\*a). Im Einzugsgebiet der Fuhse sind 24 ha keiner Gemeinde zugeordnet (Tabelle 64).

Tabelle 64: Diffuse N-Einträge im Einzugsgebiet der Fuhse pro Gemeinde in [t/a]

| Gemeinde             | Fläche [ha] | Direkteintrag | Abschwemmung | Erosion | Grundwasser | Zwischenabfluss | Drainageabfluss |
|----------------------|-------------|---------------|--------------|---------|-------------|-----------------|-----------------|
| Gemeindefrei         | 24          | 0,0           | 0,0          | 0,0     | 0,1         | 0,1             | 0,1             |
| Baddeckenstedt       | 125         | 0,0           | 0,0          | 0,1     | 0,5         | 0,8             | 0,4             |
| Braunschweig (Stadt) | 1898        | 0,7           | 0,2          | 1,0     | 1,9         | 5,4             | 9,8             |
| Bröckel              | 1621        | 0,3           | 0,0          | 0,4     | 3,8         | 4,6             | 23,7            |
| Burgdorf             | 2390        | 0,6           | 0,3          | 1,7     | 6,1         | 13,2            | 4,0             |
| Celle (Stadt)        | 2088        | 0,3           | 0,0          | 0,3     | 9,6         | 7,8             | 14,2            |
| Cramme               | 1245        | 0,3           | 0,1          | 0,7     | 1,7         | 1,0             | 16,0            |
| Didderse             | 9           | 0,0           | 0,0          | 0,0     | 0,1         | 0,0             | 0,0             |
| Dorstadt             | 56          | 0,0           | 0,0          | 0,0     | 0,0         | 0,1             | 0,0             |
| Edemissen            | 10039       | 3,1           | 0,4          | 1,7     | 47,0        | 33,1            | 22,0            |
| Eicklingen           | 1841        | 0,3           | 0,0          | 0,5     | 8,5         | 13,8            | 32,3            |
| Flöthe               | 1798        | 0,3           | 0,2          | 1,0     | 6,7         | 4,7             | 18,0            |
| Gielde               | 15          | 0,0           | 0,0          | 0,0     | 0,0         | 0,2             | 0,0             |
| Heiningen            | 19          | 0,0           | 0,0          | 0,0     | 0,0         | 0,2             | 0,0             |
| Hohenhameln          | 636         | 0,0           | 0,1          | 0,6     | 0,0         | 0,5             | 8,4             |
| Holle                | 343         | 0,1           | 0,1          | 0,3     | 2,7         | 3,2             | 0,5             |
| Ilsede               | 2902        | 1,4           | 0,2          | 1,3     | 11,7        | 8,8             | 12,3            |
| Lahstedt             | 4345        | 0,6           | 0,6          | 2,8     | 16,3        | 15,0            | 55,2            |



| Gemeinde             | Fläche [ha] | Direkteintrag | Abschwemmung | Erosion | Grundwasser | Zwischenabfluss | Dränageabfluss |
|----------------------|-------------|---------------|--------------|---------|-------------|-----------------|----------------|
| Langlingen           | 475         | 0,1           | 0,0          | 0,1     | 0,9         | 2,4             | 7,8            |
| Lehrte (Stadt)       | 781         | 0,1           | 0,0          | 0,1     | 1,0         | 1,4             | 2,3            |
| Lengede              | 3449        | 1,2           | 0,3          | 2,0     | 10,9        | 9,5             | 31,9           |
| Meinersen            | 1073        | 0,2           | 0,0          | 0,5     | 3,8         | 2,1             | 13,6           |
| Nienhagen            | 346         | 0,1           | 0,0          | 0,1     | 1,0         | 0,8             | 4,5            |
| Ohrum                | 65          | 0,1           | 0,0          | 0,0     | 0,0         | 0,3             | 0,0            |
| Peine (Stadt)        | 11128       | 4,9           | 0,5          | 2,3     | 27,9        | 38,3            | 46,5           |
| Salzgitter (Stadt)   | 15686       | 8,5           | 1,3          | 7,5     | 40,9        | 52,0            | 58,5           |
| Schellerten          | 367         | 0,0           | 0,0          | 0,3     | 0,0         | 0,2             | 5,1            |
| Schwülper            | 36          | 0,0           | 0,0          | 0,0     | 0,1         | 0,0             | 1,2            |
| Söhlde               | 4341        | 0,3           | 0,4          | 3,0     | 5,8         | 14,1            | 43,4           |
| Uetze                | 8155        | 1,2           | 0,3          | 2,3     | 45,7        | 30,1            | 38,9           |
| Vechede              | 7554        | 3,7           | 0,4          | 3,9     | 19,2        | 13,1            | 40,4           |
| Wathlingen           | 1245        | 0,2           | 0,0          | 0,2     | 3,2         | 4,3             | 14,5           |
| Wendeburg            | 5195        | 2,3           | 0,2          | 1,1     | 16,3        | 23,4            | 24,0           |
| Wienhausen           | 700         | 0,2           | 0,0          | 0,1     | 2,3         | 7,2             | 7,3            |
| Wolfenbüttel (Stadt) | 140         | 0,1           | 0,0          | 0,1     | 0,0         | 0,1             | 1,2            |
| Summe                | 92130       | 31,4          | 5,8          | 35,9    | 296,0       | 312,0           | 558,3          |

In Tabelle 65 werden die Phosphoremissionen für das Einzugsgebiet der Fuhse exemplarisch dargestellt. In dieser Auswertung werden die diffusen Eintragspfade im Einzugsgebiet der Fuhse pro Gemeinde aufgeführt. Es werden hier, wie oben erwähnt, auch Bilanzgebiete berücksichtigt, die nicht für den Abgleich der Frachten am Pegel herangezogen werden (vergleiche Kapitel 3.2).

Der eintragsstärkste Pfad im Einzugsgebiet der Fuhse ist die Erosion mit insgesamt 22,8 t. Dies trifft jedoch nicht für alle Gemeinden gleichermaßen zu. In Lehrte sind die Einträge über Grundwasser zum Beispiel ebenso bedeutend, in Edemissen stellen sie sogar den Haupteintragspfad; teilweise überwiegen auch Einträge über Dränage (zum Beispiel in der Gemeinde Bröckel oder Eicklingen). Unter Berücksichtigung des Flächenbezugs weist die Gemeinde Baddeckenstedt die höchsten P-Einträge mit insgesamt 0,8 kg/ha\*a auf. Dieser Eintrag ist überwiegend auf den Pfad Erosion mit 0,7 kg/ha\*a zurückzuführen.

Tabelle 65: Diffuse P-Einträge im Einzugsgebiet der Fuhse pro Gemeinde in [kg/a]

| Gemeinde             | Fläche [ha] | Direkteintrag | Abschwemmung | Erosion | Grundwasser | Zwischenabfluss | Dränageabfluss |
|----------------------|-------------|---------------|--------------|---------|-------------|-----------------|----------------|
| Gemeindefrei         | 24          | 24            | 0            | 0,1     | 0           | 0,5             | 0,4            |
| Baddeckenstedt       | 125         | 2,8           | 3,7          | 88,9    | 3,2         | 2,0             | 1,3            |
| Braunschweig (Stadt) | 1898        | 24,3          | 41,5         | 658,3   | 76,5        | 15,1            | 108,6          |
| Brückel              | 1621        | 28,2          | 8,8          | 198,4   | 57,7        | 19,1            | 661,5          |
| Burgdorf             | 2390        | 34,8          | 85,2         | 1203,0  | 102,3       | 41,1            | 94,8           |
| Celle (Stadt)        | 2088        | 38,7          | 7,3          | 131,5   | 133,9       | 31,4            | 284,7          |
| Cramme               | 1245        | 18,8          | 43,4         | 467,2   | 22,1        | 3,4             | 61,4           |
| Didderse             | 9           | 0,0           | 0,0          | 0,0     | 1,8         | 0,0             | 0,0            |
| Dorstadt             | 56          | 2,8           | 0,0          | 0,0     | 0,8         | 0,6             | 0,0            |
| Edemissen            | 10039       | 162,9         | 84,3         | 793,5   | 1141,6      | 152,2           | 663,7          |
| Eicklingen           | 1841        | 52,1          | 6,2          | 254,3   | 85,4        | 44,1            | 593,3          |
| Flöthe               | 1798        | 21,1          | 61,7         | 709,9   | 43,9        | 12,0            | 71,9           |
| Gielde               | 15          | 0,0           | 0,0          | 0,0     | 0,4         | 0,6             | 0,0            |
| Heiningen            | 19          | 0,9           | 0,0          | 0,0     | 0,2         | 0,7             | 0,0            |
| Hohenhameln          | 636         | 1,5           | 20,3         | 436,7   | 17,0        | 0,7             | 34,7           |
| Holle                | 343         | 6,2           | 11,6         | 202,5   | 13,3        | 5,6             | 15,3           |
| Ilse                 | 2902        | 41,4          | 51,6         | 841,3   | 110,8       | 18,9            | 82,1           |
| Lahstedt             | 4345        | 32,7          | 138,7        | 1911,3  | 112,3       | 26,2            | 211,2          |
| Langlingen           | 475         | 13,5          | 4,4          | 40,6    | 18,8        | 8,9             | 206,4          |
| Lehrte (Stadt)       | 781         | 7,6           | 2,2          | 65,8    | 64,1        | 6,7             | 44,5           |
| Lengede              | 3449        | 32,1          | 87,3         | 1388,0  | 84,3        | 16,8            | 150,7          |
| Meinersen            | 1073        | 16,5          | 5,9          | 207,4   | 99,0        | 4,4             | 274,6          |
| Nienhagen            | 346         | 4,2           | 1,7          | 39,4    | 12,8        | 4,3             | 104,7          |
| Ohrum                | 65          | 3,3           | 0,0          | 0,0     | 0,5         | 1,2             | 0,0            |
| Peine (Stadt)        | 11128       | 175,3         | 122,2        | 1306,4  | 870,3       | 150,3           | 815,9          |
| Salzgitter (Stadt)   | 15686       | 235,5         | 364,7        | 5171,4  | 425,8       | 152,3           | 429,5          |
| Schellerten          | 367         | 0,8           | 11,7         | 209,5   | 9,3         | 0,4             | 21,7           |
| Schwülper            | 36          | 0,1           | 0,6          | 16,3    | 0,1         | 0,0             | 7,1            |
| Söhlde               | 4341        | 19,2          | 130,7        | 2079,7  | 111,9       | 41,3            | 190,9          |
| Uetze                | 8155        | 101,4         | 56,4         | 1075,0  | 726,1       | 108,1           | 1179,7         |
| Vechelde             | 7554        | 109,0         | 136,9        | 2584,8  | 342,0       | 52,5            | 390,9          |
| Wathlingen           | 1245        | 17,6          | 3,4          | 100,2   | 59,0        | 16,4            | 351,7          |
| Wendeburg            | 5195        | 84,1          | 47,2         | 588,9   | 390,1       | 56,6            | 374,6          |
| Wienhausen           | 700         | 28,7          | 2,3          | 64,1    | 50,6        | 25,3            | 121,7          |
| Wolfenbüttel (Stadt) | 140         | 4,0           | 3,8          | 43,0    | 2,2         | 0,7             | 4,7            |
| Summe                | 92130       | 1346,0        | 1545,4       | 22877,6 | 5190,0      | 1020,2          | 7554,1         |

Eine exemplarische Auswertung der diffusen Einträge im Einzugsgebiet der Oker für die Bilanzgebiete ist in Tabelle 66 für P und in Tabelle 67 für N gezeigt. Die Bilanzgebiete 19, 41 und 42 werden beim Abgleich mit dem Endpegel nicht herangezogen, da sie Kanälen beziehungsweise Flächen zugeordnet sind, die hinter dem Auslasspegel des Einzugsgebietes liegen (vergleiche Kapitel 3.2).

Tabelle 66: Diffuse P-Einträge im Einzugsgebiet der Oker pro Bilanzgebiet in [kg/a]

| Bilanzgebiet   | BG-Nr. | Fläche [ha] | Direkteintrag | Abschwemmung | Erosion | Grundwasser | Zwischenabfluss | Dränageabfluss |
|----------------|--------|-------------|---------------|--------------|---------|-------------|-----------------|----------------|
| Probsteiburg   | 11     | 14254       | 674,8         | 120,2        | 787,9   | 785,2       | 1031,3          | 9,9            |
| Schladen       | 12     | 19052       | 485,8         | 538,2        | 8743,1  | 847,2       | 781,2           | 351,1          |
| Börssum/l.     | 13     | 6515        | 23,2          | 262,7        | 4140,4  | 174,0       | 75,7            | 838,4          |
| Ohrum          | 14     | 15838       | 211,6         | 482,0        | 8877,2  | 351,6       | 279,8           | 305,1          |
| Wendessen      | 15     | 11776       | 134,9         | 490,2        | 7245,9  | 291,6       | 248,1           | 207,4          |
| Glendorf       | 16     | 29110       | 529,9         | 719,6        | 6761,4  | 1086,4      | 528,7           | 1340,0         |
| Harxbüttel     | 17     | 29562       | 521,1         | 655,9        | 4740,3  | 738,5       | 407,3           | 1945,3         |
| Groß Schwülper | 18     | 20756       | 202,4         | 394,4        | 4781,5  | 464,5       | 206,2           | 752,9          |
| Restflächen    | 19     | 9202        | 162,7         | 62,8         | 968,6   | 735,9       | 106,0           | 1604,6         |
| Kanal          | 41     | 259         | 8,7           | 2,9          | 20,2    | 17,4        | 2,3             | 26,4           |
| Kanal          | 42     | 269         | 8,7           | 1,8          | 16,8    | 14,7        | 0,5             | 24,4           |
| Summe          |        | 156593      | 2963,8        | 3730,9       | 47083,3 | 5506,9      | 3667,2          | 7405,4         |

Tabelle 67: Diffuse N-Einträge im Einzugsgebiet der Oker pro Bilanzgebiet in [t/a]

| Bilanzgebiet   | BG-Nr. | Fläche [ha] | Direkteintrag | Abschwemmung | Erosion | Grundwasser | Zwischenabfluss | Dränageabfluss |
|----------------|--------|-------------|---------------|--------------|---------|-------------|-----------------|----------------|
| Probsteiburg   | 11     | 14254       | 14,4          | 1,3          | 1,4     | 68,3        | 69,8            | 0,9            |
| Schladen       | 12     | 19052       | 10,0          | 2,6          | 12,9    | 135,6       | 103,8           | 66,4           |
| Börssum/l.     | 13     | 6515        | 0,4           | 0,9          | 6,1     | 52,8        | 36,6            | 58,5           |
| Ohrum          | 14     | 15838       | 4,5           | 1,7          | 12,9    | 106,2       | 107,0           | 58,2           |
| Wendessen      | 15     | 11776       | 2,0           | 1,5          | 10,6    | 47,9        | 94,5            | 50,2           |
| Glendorf       | 16     | 29110       | 8,1           | 2,9          | 10,4    | 26,4        | 168,5           | 140,7          |
| Harxbüttel     | 17     | 29562       | 9,1           | 2,5          | 7,4     | 85,8        | 136,2           | 200,3          |
| Groß Schwülper | 18     | 20756       | 5,2           | 1,5          | 7,3     | 30,3        | 85,2            | 78,6           |
| Restflächen    | 19     | 9202        | 3,7           | 0,2          | 2,0     | 40,7        | 20,4            | 73,8           |
| Kanal          | 41     | 259         | 0,4           | 0,0          | 0,0     | 0,4         | 0,6             | 1,5            |
| Kanal          | 42     | 269         | 0,5           | 0,0          | 0,0     | 0,0         | 0,1             | 1,0            |
| Summe          |        | 156593      | 58,4          | 15,0         | 71,1    | 594,4       | 822,7           | 730,1          |

#### 4.6 Signifikanzanalyse: Analyse von signifikanten Belastungen bei unterschiedlichen Betrachtungsebenen als Kennwert für die Auswahl von Szenarien und Szenarienkombinationen

Signifikante Belastungen sind nach LAWA (2003) alle Belastungen, die zu einer Gefährdung der Zielerreichung nach der Wasserrahmenrichtlinie führen können.

Die Auswertung der Signifikanzanalyse erfolgte jeweils für Stickstoff und Phosphor getrennt und separat für Bilanzgebiete, Ackerschläge und Rasterflächen für die Eintragspfade:

- Grundwasser,
- Zwischenabfluss,
- Dränageabfluss und
- Oberflächenabfluss.

Neben der Angabe, ob eine Fläche signifikant belastet ist oder nicht, wird zusätzlich der Grad der Überhöhung ausgewiesen. Die Überhöhung (als Faktor) gibt an, um wie viel die Signifikanzschwelle überschritten wird. Somit kann auch zwischen signifikant belasteten Flächen eine Abstufung erfolgen. Die Signifikanzgrenzen basieren auf den Kriterien der chemischen LAWA-Güteklasse II (LAWA, 1998) (vergleiche Kapitel 3.13 und Kapitel 3.14).

Die automatische Auswertung ergab für das Einzugsgebiet der Fuhse für Phosphor eine signifikante Belastung für die oberirdischen Abflusspfade. Der Anteil liegt bei 42 % der Acker-schläge (Bild 78).

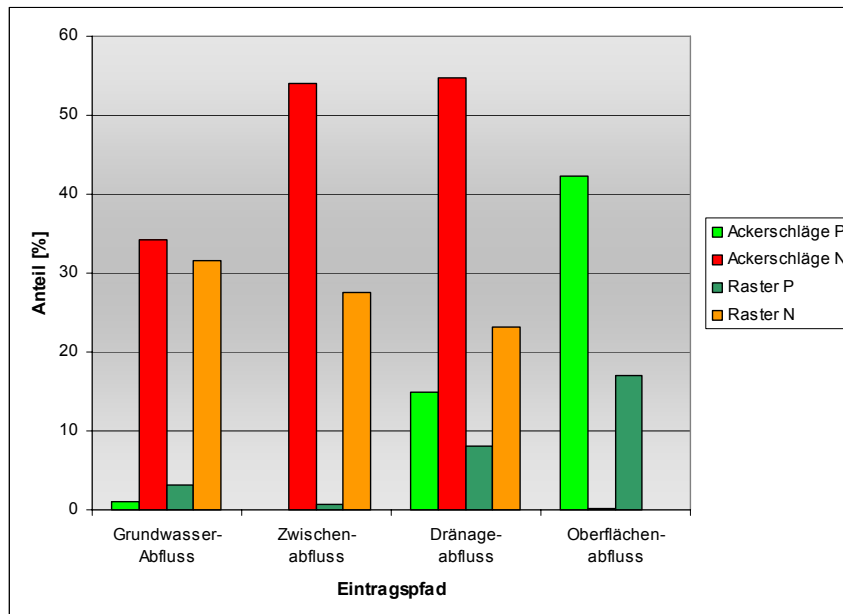


Bild 78: Anteil [%] signifikant belasteter Flächen im Einzugsgebiet der Fuhse auf Schlag- und Raster-ebene

Bei dieser Auswertung werden nur Acker-schläge berücksichtigt. Für die einzelnen Raster, bei denen sämtliche Landnutzungen berücksichtigt werden, ergibt sich ein dementsprechend geringerer Anteil von 17 % durch Oberflächenabfluss belasteter Rasterflächen. Für Stickstoff sind die unterirdischen Eintragspfade dominierend. Im Einzugsgebiet der Oker zeichnet sich ein ähnliches Bild ab: Für Phosphor ist der Oberflächenabfluss für signifikante Belastung dominant, bei Stickstoff sind es die unterirdischen Eintragspfade. Werden nur die Acker-schläge betrachtet, so haben Zwischenabfluss gefolgt vom Dränageeinfluss hohe Relevanz, bei Betrachtung auf Rasterebene liegt der Grundwassereintrag gleichauf mit dem Eintrag über Zwischenabfluss (Bild 79).

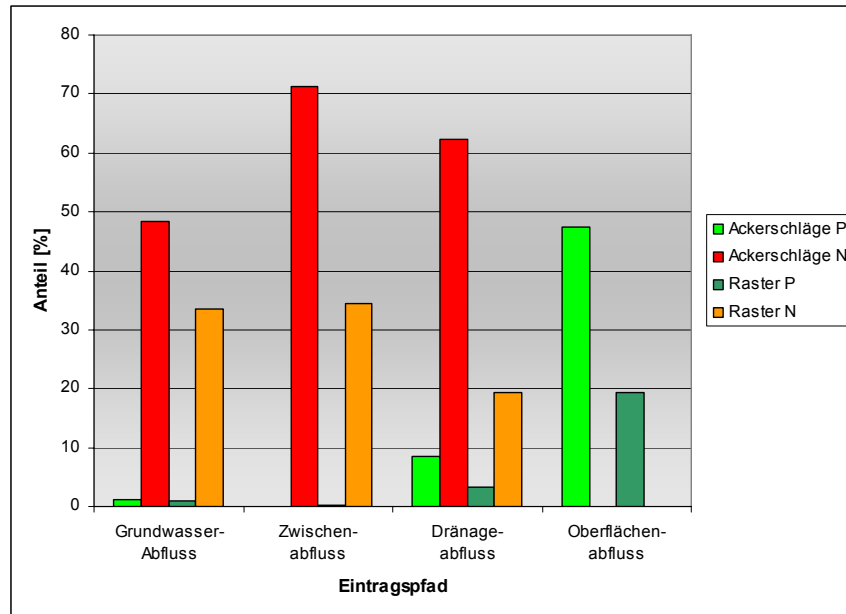


Bild 79: Anteil [%] signifikant belasteter Flächen im Einzugsgebiet der Oker auf Schlag- und Raster-ebene

Bei der Bewertung der signifikanten Belastung spielt die räumliche Bezugsebene eine wichtige Rolle. Ein Wechsel der unterschiedlichen räumlichen Bezugsebenen ermöglicht dabei eine detaillierte und variable Betrachtung der Belastungssituation der Eintragungsschwerpunkte.

Die Auswertung der räumlichen Zuordnung der signifikanten Belastung auf Ebene der Bilanzgebiete ergibt für Stickstoffeinträge über Dränage eine signifikante Belastung für alle Bilanzgebiete (Bild 80 C), auch der Zwischenabfluss betrifft bis auf den südlichen Okerbereich (BG 11, Probsteiburg) alle Bilanzgebiete (Bild 80 B), wohingegen Grundwasserabfluss nur in vereinzelten Bilanzgebieten eine signifikante Belastung aufweist (Bild 80 A) und Oberflächenabfluss keine derartige Belastung (Bild 80 D). Zu der Lage der Bilanzgebiete und ihrer Pegel vergleiche auch Bild 20 auf Seite 28.

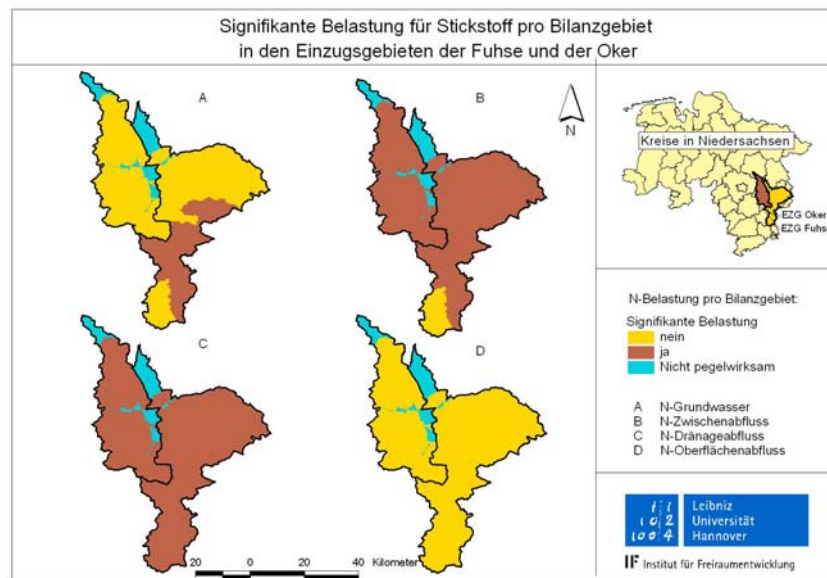


Bild 80: Signifikante Belastung für Stickstoff pro Bilanzgebiet in den Einzugsgebieten der Fuhse und der Oker

Bei der Auswertung der Überhöhung (siehe oben) der signifikanten Belastung auf Ebene der Bilanzgebiete ergibt sich für Stickstoffeinträge eine Differenzierung innerhalb der Belastungen: Eine signifikante Belastung über Dränage ist bei allen Bilanzgebieten vorhanden (Bild 80 C), jedoch liegen die Belastungen in verschiedenen Überhöhungen vor (Bild 81 C). Besonders die Bilanzgebiete 22 (Peine), 15 (Wendessen) und 12 (Schladen) weisen eine deutliche, mehr als zweifache Überhöhung der Signifikanzgrenze auf. Bei der signifikanten Belastung über Zwischenabfluss tritt das nördliche Fuhsegebiet mit den Bilanzgebieten 23 (Wathlingen) und 22 (Peine) besonders hervor (Bild 81 B).

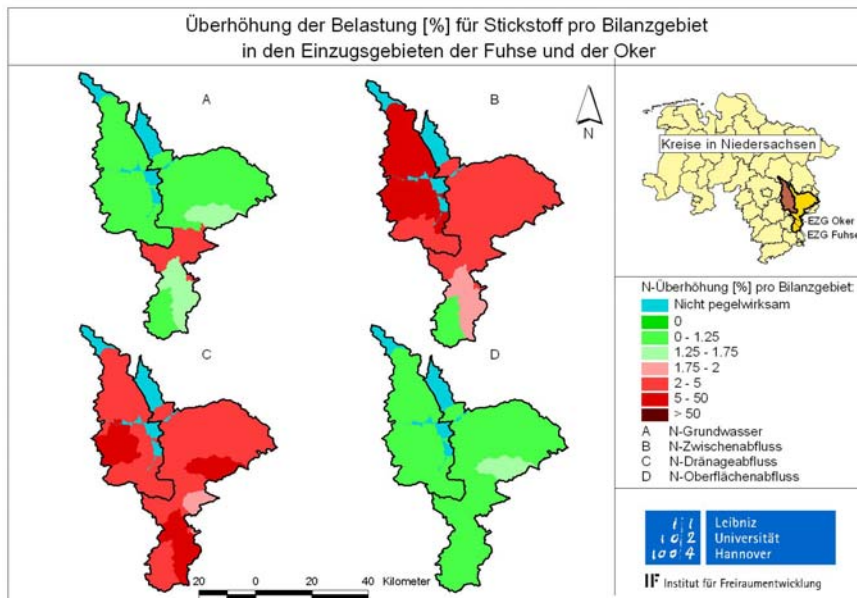


Bild 81: Überhöhung der Belastung [%] für Stickstoff pro Bilanzgebiet in den Einzugsgebieten der Fuhse und der Oker

Für die Maßnahmenplanung bedeutet das, dass diese Flächen besondere Aufmerksamkeit verdienen, da von ihnen eine besondere Gefährdung für die Gewässerbelastung ausgeht. Zu der Lage der Bilanzgebiete und ihrer Pegel vergleiche auch Bild 20 auf Seite 28.

Für die Phosphoreinträge ergibt die Auswertung der räumlichen Zuordnung der signifikanten Belastung auf Ebene der Bilanzgebiete für den Oberflächenabfluss eine signifikante Belastung für Bilanzgebiet 22 (Peine) im Einzugsgebiet der Fuhse und für die südlich gelegenen Bilanzgebiete im Okergebiet (Bild 82 D), ansonsten weist nur der Eintragspfad über Dränage im Bilanzgebiet 23 (Wathlingen) eine signifikante Belastung auf (Bild 82 C). Zu der Lage der Bilanzgebiete und ihrer Pegel vergleiche auch Bild 20 auf Seite 28.

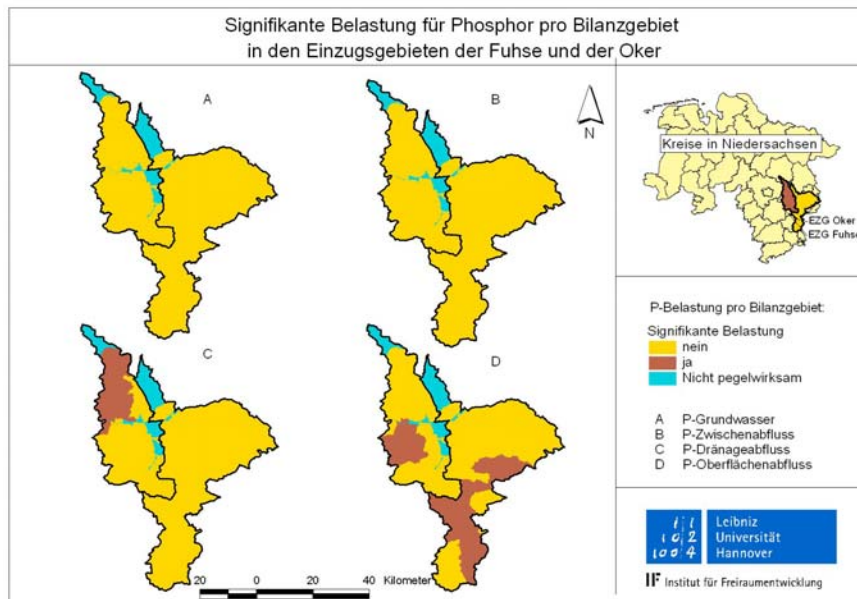


Bild 82: Signifikante Belastung für Phosphor pro Bilanzgebiet in den Einzugsgebieten der Fuhse und der Oker

Die Auswertung der Überhöhung der signifikanten Einträge für den Pfad Oberflächenabfluss (Erosion) zeigt, dass diese insbesondere in den Bilanzgebieten 15 und 12 stark ausgeprägt ist (Bild 83 D). Auch hier wären zuallererst Maßnahmen zur Belastungsminimierung anzusetzen.

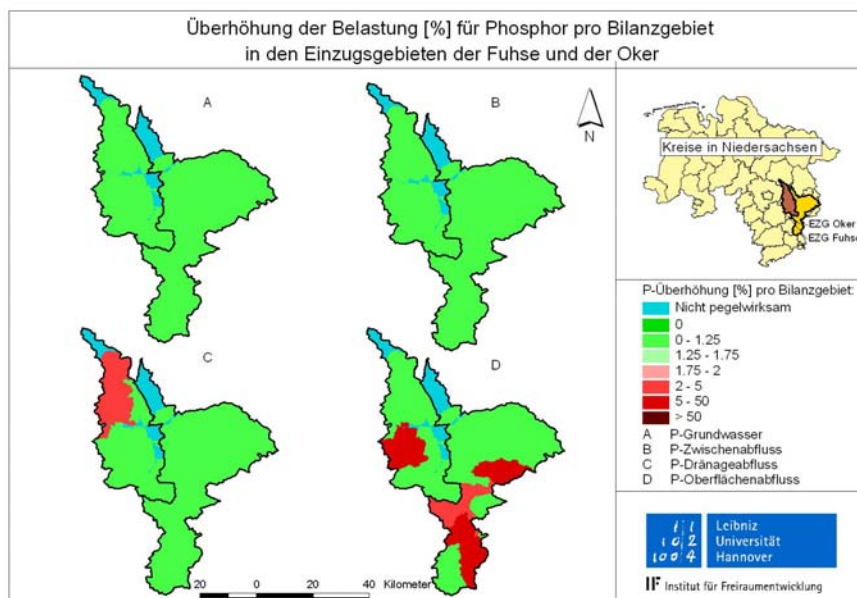


Bild 83: Überhöhung der Belastung [%] für Phosphor pro Bilanzgebiet in den Einzugsgebieten der Fuhse und der Oker

Die Auswertung der räumlichen Zuordnung der signifikanten Belastung auf Ebene der Bilanzgebiete ergibt somit folgende Belastungssituation (Tabelle 68).

Tabelle 68: Belastungssituation der Bilanzgebiete nach Pfad und Nährstoff

| Einzugsgebiet | Nährstoff | Bilanzgebiet              | Eintragspfad       |
|---------------|-----------|---------------------------|--------------------|
| Fuhse         | N         | Alle                      | Zwischenabfluss    |
| Fuhse         | N         | Alle                      | Dränageabfluss     |
| Oker          | N         | 12, 13, 14, 15            | Grundwasserabfluss |
| Oker          | N         | 12, 13, 14, 15, 16, 17,18 | Zwischenabfluss    |
| Oker          | N         | Alle                      | Dränageabfluss     |
| Fuhse         | P         | 23                        | Dränageabfluss     |
| Fuhse         | P         | 22                        | Oberflächenabfluss |
| Oker          | P         | 12, 14,15                 | Oberflächenabfluss |

Aus der Zuordnung der signifikanten Belastung auf Ebene der Bilanzgebiete wird deutlich, dass es keinen Sinn macht, Szenarien unselektiv für das gesamte Einzugsgebiet anzuwenden, vielmehr sollten nur die Gebiete angesprochen werden, die als signifikant belastet ausgewiesen wurden. Daraus ergibt sich eine mögliche Szenarienzusammenstellung für die Einzugsgebiete der Fuhse und der Oker (Tabelle 69, zu den Szenarien vergleiche Kapitel 3.15.2 auf Seite 99).

Tabelle 69: Mögliche Szenarien nach Auswertung der Signifikanzanalyse in den Einzugsgebieten der Fuhse und der Oker

| EZG   | Nährstoff | Bilanzgebiet              | Szenarien |   |   |   |   |   |   |   |
|-------|-----------|---------------------------|-----------|---|---|---|---|---|---|---|
|       |           |                           | 1         | 2 | 3 | 4 | 5 | 6 | 7 | 8 |
| Fuhse | N         | Alle                      |           |   |   | x | x | x | x | x |
| Oker  | N         | 12, 13, 14, 15, 16, 17,18 |           |   |   | x | x |   |   | x |
| Oker  | N         | Alle                      |           |   |   | x | x | x | x | x |
| Oker  | N         | 12, 15                    |           |   | x | x | x |   |   | x |
| Fuhse | P         | 23                        |           |   |   |   | x | x | x | x |
| Fuhse | P         | 22                        |           |   | x |   | x |   |   | x |
| Oker  | P         | 12, 14,15                 |           |   | x |   | x |   |   | x |

Bei der Szenarienauswahl ist der Bezug zur signifikanten Belastung, und soweit gegeben, zum dazugehörigen Eintragspfad und Bilanzgebiet zu setzen. Die betroffenen Ackerflächen sind den Darstellungen Bild 84 und Bild 85 zu entnehmen. Wie in Bild 84 zu sehen, sind im Einzugsgebiet der Fuhse durchweg signifikante N-Einträge für alle unterirdischen Pfade vorhanden. Beim Vergleich mit der Auswertung auf Bilanzgebietsebene (Bild 80) fällt auf, dass bei dieser Betrachtung nicht alle Bilanzgebiete diese Belastung wiedergeben: Dies betrifft insbesondere den Grundwasserabfluss (Bild 80 A). Das liegt darin begründet, dass für Flächen (Acker) mit hoher Belastung innerhalb eines ansonsten gering belasteten Gebietes (in diesem Fall eines Bilanzgebietes) die Bewertung der Gesamtsituation entscheidend ist: Wenn die bilanzierte Belastung für das betrachtete Gesamtgebiet nicht signifikant ist, wird demnach dieses Gebiet auch nicht als Hot Spot ausgewiesen (vergleiche Kapitel 3.14 auf Seite 94).



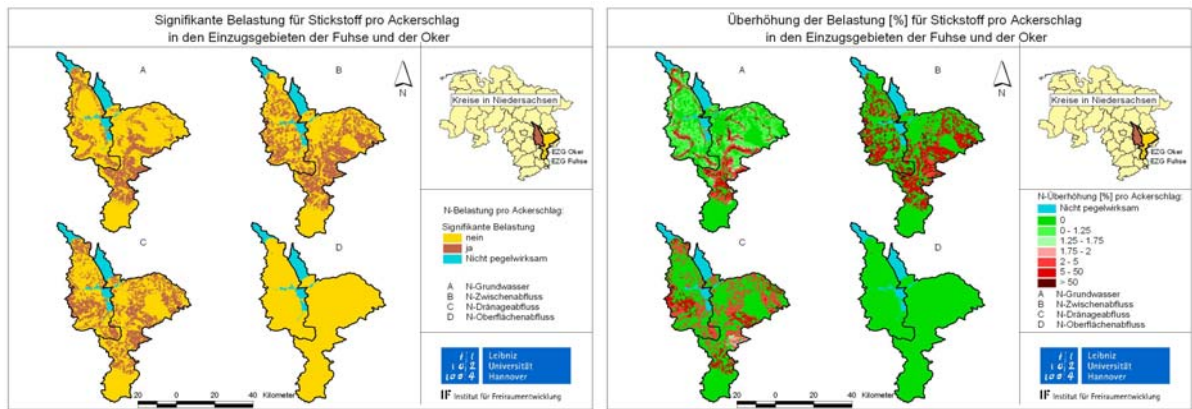


Bild 84: Links: Signifikante Belastung für Stickstoff pro Ackerschlag in den Einzugsgebieten der Fuhse und der Oker. Rechts: Überhöhung der Belastung [%] für Stickstoff pro Ackerschlag

Das Gleiche ist bei den Phosphoreinträgen zu bemerken: Während bei der Auswertung der Bilanzgebiete nur der Drainageabfluss in Gebiet 23 (Peine) und der Oberflächenabfluss für mehrere Gebiete als signifikant belastet ausgewiesen werden, sind vereinzelt bei der Auswertung auf der Ebene der Ackerschläge zusätzliche Eintragungsschwerpunkte zu erkennen, die jedoch bei der Bewertung der Gesamtsituation auf Bilanzgebietsebene keine große Rolle spielen (Bild 85). Ackerflächen werden von einigen Szenarien speziell angesprochen, wie zum Beispiel die Szenarien der konservativen Bodenbearbeitung, Düngereduzierung und Änderungen des Kulturartenstandortes (vergleiche Kapitel 3.15.1 bis 3.15.4).

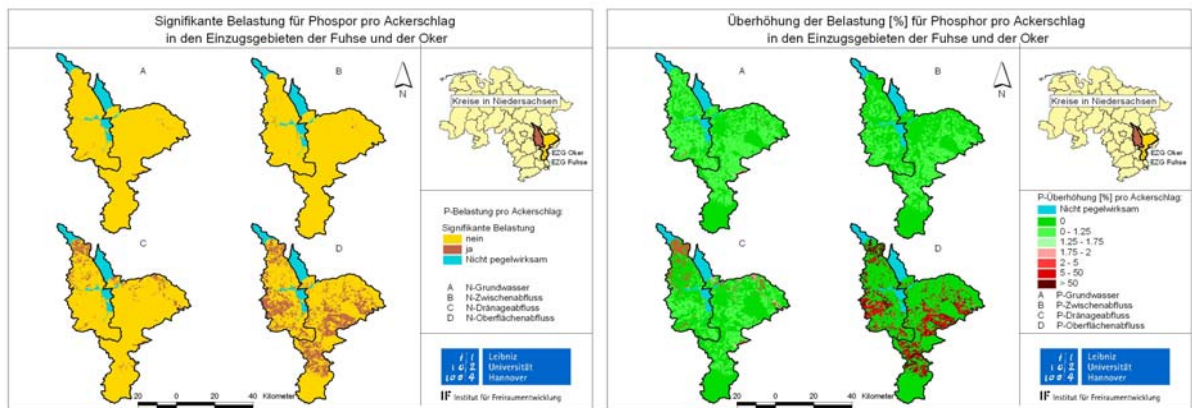


Bild 85: Links: Signifikante Belastung für Phosphor pro Ackerschlag in den Einzugsgebieten der Fuhse und der Oker. Rechts: Überhöhung der Belastung [%] für Phosphor pro Ackerschlag

Auf der Betrachtungsebene der Raster sind mehr Flächen als signifikant belastet ausgewiesen, da zusätzlich Landnutzungen neben Acker berücksichtigt werden (Bild 86). Hier greifen auch andere Szenarien (Drainage ist beispielsweise auf Acker und auf Grünland möglich, insofern sprechen diesbezügliche Szenarien mehrere Landnutzungen an). Die Aussagen für die Betrachtungsebene der Raster entspricht der oben getätigten Aussage zu den Ackerschlägen.

So sind in nicht signifikant N-belasteten Bilanzgebieten hinsichtlich des Grundwasserabflusses (Bild 80 A) bei der Betrachtung auf Rasterebene durchaus Flächen mit signifikanter Belastung lokalisiert. Da sie aber innerhalb eines ansonsten gering belasteten Gebietes liegen,

weist die Bewertung der Gesamtsituation keine Belastung aus (vergleiche Kapitel 3.14 auf Seite 94).

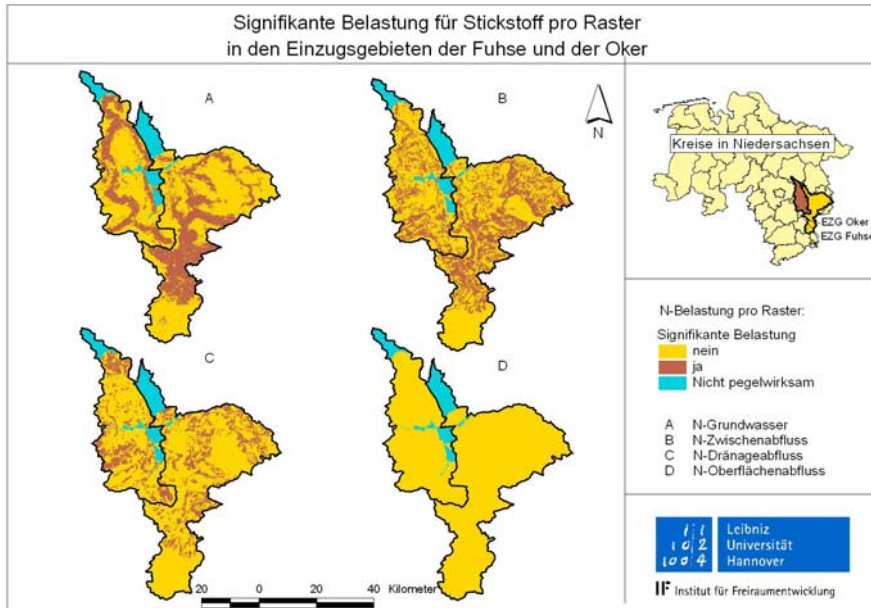


Bild 86: Signifikante Belastung für Stickstoff pro Raster in den Einzugsgebieten der Fuhse und der Oker

Auch für den Phosphoreintrag ist zu sehen, dass bei der Auswertung der Bilanzgebiete der Oberflächenabfluss für die Gebiete 12, 14, 15 und 22 und der Dränageabfluss in Gebiet 23 als signifikant belastet ausgewiesen werden. Auf der Ebene der Raster sind vereinzelt zusätzliche Eintragungsschwerpunkte zu erkennen. Diese spielen jedoch, wie oben angemerkt, bei der Bewertung der Gesamtsituation auf Bilanzgebietsebene keine große Rolle (Bild 87).

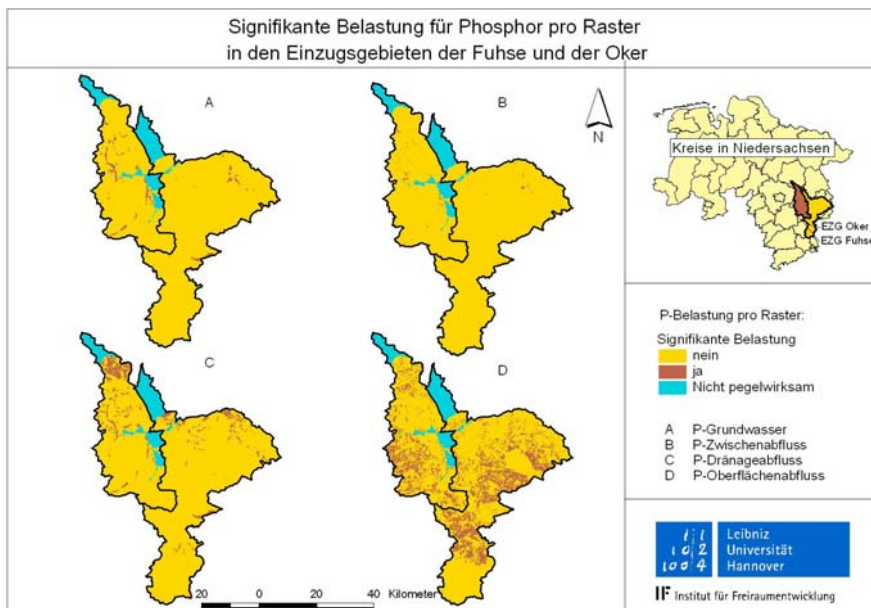


Bild 87: Links: Signifikante Belastung für Phosphor pro Raster in den Einzugsgebieten der Fuhse und der Oker

BECKER & LAHMER (2004) verfolgen bei der Standortrelevanz für die Gewässerbelastung einen Ansatz, bei dem von vornherein Flächen aufgrund von Attributen von sehr sensibel bis wenig sensibel eingestuft werden. Als sehr sensible Standortrelevanz für die Gewässerbelastung durch N-Austräge werden unter anderem grundwasserbeeinflusste Böden, Moor und Auenstandorte und Standorte mit Bodenwasserregulierung (Dränage) sowie Flächen mit einer Grundwasserverweilzeit, die kleiner als 10 Jahre ist, genannt. Vergleicht man diese von BECKER & LAHMER (2004) getroffene Einteilung mit den Modellergebnissen, so wird deutlich, dass diese Attribute auch bei den vom Modell als signifikant ausgewiesenen Flächen eine große Rolle spielen. In Bild 86 (A) sind vom Modell ausgewiesenen signifikanten Einträge über Grundwasser aufgeführt. Beim Vergleich mit Bild 8 auf Seite 20 (grundwasserbeeinflusste Böden in den Einzugsgebieten) wird deutlich, dass diese bei der Signifikanzauswertung eine Rolle spielen, zusätzlich werden jedoch auch noch weitere Flächen ausgewiesen. Das gleiche betrifft die von BECKER & LAHMER (2004) genannten Dränageflächen. Beim Vergleich von Bild 86 (C) also mit den vom Modell ausgewiesenen signifikanten Dränageflächen mit Bild 9 auf Seite 21 (Dränageflächen) wird deutlich, dass fast alle diese Flächen eine hohe Belastung aufweisen. Im Einzugsgebiet der Fuhse sind 81 % der Dränageflächen als signifikant belastet ausgewiesen, im Okergebiet sind es 89 %. Zu den von BECKER & LAHMER (2004) genannten Flächen mit geringer Grundwasserverweilzeit wird detailliert in Kapitel 4.8 eingegangen.

Die Möglichkeiten zur Anwendung der Signifikanzanalyse wurden bei SCHEER (2005) ausgiebig erläutert. Wie bei SCHEER (2005) dargestellt, sind die Aussagen von Modellergebnissen als Hinweis zu verstehen, wo im Untersuchungsgebiet signifikante Belastungen auftreten könnten, beziehungsweise wo sie unwahrscheinlich sind.

SCHEER (2005) weist besonders darauf hin, dass als Voraussetzung zur Ausweisung signifikanter Belastungen die lokalen N-Bilanzüberschüsse genauer abgeschätzt werden müssen. Diese Voraussetzung wurde mit vorliegender Arbeit ermöglicht.

Die in dieser Arbeit entwickelte pfadnutzungsbezogene Signifikanzanalyse bietet die Möglichkeit, automatisch für Szenarienberechnungen die Flächen anzusprechen, auf denen vorrangig und zielführend Bewirtschaftungsmaßnahmen zur Reduzierung der Gewässerbelastung am effektivsten durchzuführen wären (Hot Spots).

Hierfür muss jedoch als Voraussetzung gegeben sein, dass die Modellergebnisse der Eintragungssituation mit hoher Wahrscheinlichkeit entsprechen. Diese Voraussetzung wird in folgendem Kapitel zusammengefasst dargestellt.

#### **4.7 Bewertung der grundlegenden Modellergebnisse als Basis für nachfolgende Szenarienberechnungen**

Im Folgenden werden die mit dem Modell für die verschiedenen Betrachtungszeiträume in den Einzugsgebieten der Fuhse und der Oker erzielten Ergebnisse der Quantifizierung der diffusen und punktuellen Nährstoffeinträge bewertet.

Die Bewertung erfolgt anhand eines Abgleiches der für die Untersuchungsgebiete ermittelten Nährstoffimmissionen mit den anhand von Güteuntersuchungen am Auslasspegel hochgerechneten Nährstofffrachten. Die Nährstoffimmissionen ergeben sich hierbei direkt aus den

Modellergebnissen der Nährstoffeinträge (Emissionen) und der modellintern berechneten Retention im Gewässersystem.

Für den Parameter Stickstoff wird zusätzlich das Kriterium  $\text{NO}_3\text{-N}$ -Konzentration im Grundwasser herangezogen (Vergleich der Modellergebnisse für den Grundwasserpfad mit der mittleren  $\text{NO}_3\text{-N}$ -Konzentration im Vorfluter bei geringen Abflüssen und Temperaturen unter  $10\text{ °C}$  als Maß für die tatsächliche  $\text{NO}_3\text{-N}$ -Konzentration im Grundwasser).

Die Bewertung der Modellergebnisse erfolgt nach SCHEER, PANCKOW et al. (2004) auf der Basis der Abweichung der mit dem Bilanzmodell berechneten Frachten von den am Auslasspegel auf Grundlage der Messdaten hochgerechneten Frachten. Hierbei werden die dort zugrunde gelegten Wertebereiche der Abweichungen für die Bewertung der Phosphorfrachten übernommen. Für die Bewertung der Stickstofffrachten und Nitratkonzentrationen im Grundwasser werden die Kriterien verschärft (vergleiche Tabelle 70).

Tabelle 70: Kriterien für die Bewertung der Modellergebnisse der Nährstofffrachten und Grundwasserkonzentrationen nach SCHEER, PANCKOW et al. (2004)

| Bewertung         | Stickstoff     | Phosphor       | Symbol |
|-------------------|----------------|----------------|--------|
|                   | Abweichung [%] | Abweichung [%] |        |
| sehr gut          | 0 - 10         | 0 - 15         | ++     |
| gut               | > 10 - 20      | > 15 - 30      | +      |
| zufriedenstellend | > 20 - 35      | > 30 - 45      | o      |
| schlecht          | > 35 - 60      | > 45 - 60      | -      |
| sehr schlecht     | > 60           | > 60           | --     |

Die Ergebnisse der Bewertung der Modellergebnisse für die Nährstofffrachten, getrennt für Stickstoff und Phosphor, und die Grundwasserkonzentrationen wird nachfolgend aufgeführt.

### Nitratkonzentration im Grundwasser

Die Bewertung der Modellergebnisse der  $\text{NO}_3\text{-N}$ -Grundwasserkonzentrationen in den beiden Untersuchungsgebieten erfolgt pro Bilanzgebiet durch einen Abgleich mit abgeleiteten  $\text{NO}_3\text{-N}$ -Konzentrationen. Tabelle 71 zeigt die entsprechenden Daten für die Bilanzgebiete im Einzugsgebiet der Fuhse. Anhand der mittleren  $\text{NO}_3\text{-N}$ -Konzentration im Vorfluter bei geringen Abflüssen und Temperaturen unter  $10\text{ °C}$  (die Einträge von Kläranlagen sind herausgerechnet) ergeben sich in den Bilanzgebieten Werte zwischen 3,6 und 5,5 mg/l  $\text{NO}_3\text{-N}$  als Maß für die tatsächliche  $\text{NO}_3\text{-N}$ -Konzentration im Grundwasser.

Auf der Basis der Modellergebnisse liegen die  $\text{NO}_3\text{-N}$ -Konzentrationen im Grundwasser für die Bilanzgebiete zwischen 3,83 mg/l und 5,03 mg/l.

Der Abgleich zeigt für das Einzugsgebiet der Fuhse ein gutes Ergebnis. Die Abweichung beträgt lediglich 0,48 mg/l. Werden die einzelnen Bilanzgebiete betrachtet, zeigt sich für die Mehrheit der Bilanzgebiete eine hervorragende Übereinstimmung der  $\text{NO}_3\text{-N}$ -Konzentrationen: Hier beträgt die Abweichung zwischen den beiden Bewertungsparametern nur 3,5 % bis 18 %, bezogen auf  $\text{NO}_3\text{-N}$ -Konzentrationen liegt die Abweichung lediglich bei 0,14 mg/l bis 0,94 mg/l. Im Bilanzgebiet Eltze wird, trotz der vergleichsweise hohen prozentualen Abweichung von 18 %, die Vergleichskonzentration vom Bilanzmodell um nur 0,94 mg/l unterschätzt, sodass auch dieses Ergebnis gut ist (Tabelle 71).

Hieraus kann geschlossen werden, dass für die Bilanzgebiete die wesentlichen Einflussfaktoren auf den N-Eintrag über Grundwasser (also N-Bilanzüberschuss, Denitrifikation im Ober- und Unterboden und Denitrifikation im Grundwasser) vom Bilanzmodell sehr gut bis gut abgebildet werden.

Tabelle 71: Bewertung der Modellergebnisse der NO<sub>3</sub>-N-Grundwasserkonzentrationen im Einzugsgebiet der Fuhse durch Abgleich mit abgeleiteten NO<sub>3</sub>-N-Konzentrationen pro Bilanzgebiet

| Bilanzgebiet | Fluss    | NO <sub>3</sub> -N-IST [mg/l] | NO <sub>3</sub> -N-Modell [mg/l] | Abweichung [%] | Abweichung [mg/l] | Bewertung |
|--------------|----------|-------------------------------|----------------------------------|----------------|-------------------|-----------|
| Broistedt    | Fuhse    | 5,5                           | 5,0                              | - 8,7          | -0,5              | ++        |
| Peine        | Fuhse    | 4,0                           | 3,8                              | - 3,5          | -0,1              | ++        |
| Eltze        | Erse/Aue | 5,2                           | 4,3                              | - 18,2         | -0,9              | +         |
| Wathlingen   | Fuhse    | 3,6                           | 4,2                              | 13             | 0,5               | +         |

Die Datengrundlage für die Bewertung der NO<sub>3</sub>-N-Konzentration im Grundwasser im Einzugsgebiet der Oker ist Tabelle 72 zu entnehmen. Zu beachten ist hierbei, dass der Abgleich aufgrund zum Teil fehlender Daten nicht für alle Bilanzgebiete durchgeführt werden konnte. In diesen Fällen wurden Bilanzgebiete zusammen bewertet: So umfasst das Gebiet Harxbüttel die beiden Bilanzgebiete Glentorf und Harxbüttel, die Bewertung erfolgt anhand der am Pegel Harxbüttel gemessenen NO<sub>3</sub>-N-Konzentrationen und der N-Einträge aus dem Grundwasser der beiden genannten Bilanzgebiete. Beide Bilanzgebiete liegen im Bereich desselben Grundwasserkörpers (Nr. 4\_2107: Oker mesozoisches Festgestein rechts, nach NLFB & NLÖ, 2005 )

Die abgeleiteten Grundwasserkonzentrationen für NO<sub>3</sub>-N liegen in den 5 Gebieten zwischen 3,1 mg/l und 5,5 mg/l, die entsprechenden Modellergebnisse erreichen Werte von 2,6 mg/l bis 4,7 mg/l, liegen also tendenziell geringfügig unter den Referenzwerten. In allen Betrachtungsgebieten wird eine gute bis hervorragende Übereinstimmung zwischen den Bewertungsparametern erreicht; bezogen auf die NO<sub>3</sub>-N-Konzentrationen liegt die Abweichung hier lediglich bei 0,29 mg/l bis 0,8 mg/l (Tabelle 72).

Tabelle 72: Bewertung der Modellergebnisse der NO<sub>3</sub>-N-Grundwasserkonzentrationen im Einzugsgebiet der Oker durch Abgleich mit abgeleiteten NO<sub>3</sub>-N-Konzentrationen für verschiedene Gebiete

| Gebiet         | Fluss    | NO <sub>3</sub> -N-IST [mg/l] | NO <sub>3</sub> -N-Modell [mg/l] | Abweichung [%] | Abweichung [mg/l] | Bewertung |
|----------------|----------|-------------------------------|----------------------------------|----------------|-------------------|-----------|
| Schladen       | Oker     | 3,1                           | 2,6                              | -16,4          | 0,5               | +         |
| Ohrum          | Oker     | 3,3                           | 3,6                              | 10,5           | 0,3               | +         |
| Wendessen      | Wabe     | 5,5                           | 4,7                              | -14,6          | 0,8               | +         |
| Harxbüttel     | Schunter | 3,4                           | 2,8                              | -17,7          | 0,6               | +         |
| Groß Schwülper | Oker     | 3,6                           | 3,3                              | -8,1           | 0,3               | ++        |

Die in diesem Kapitel vorgenommene Bewertung der mit dem Bilanzmodell quantifizierten N-Einträge in die Oberflächengewässer über den Pfad Grundwasser zeigt für das Einzugsgebiet der Fuhse insgesamt eine gute bis sehr gute Übereinstimmung, im Einzugsgebiet der Oker eine gute Übereinstimmung.

Durch diesen Abgleich wird deutlich, dass das Bilanzmodell für den N-Eintragspfad Grundwasser insgesamt gute Ergebnisse erzielt. Das ist bemerkenswert, wenn man bedenkt, dass es sich um sehr unterschiedliche naturräumliche Gebiete handelt und wenn man sich entsprechende Abgleiche in der Literatur vergegenwärtigt:

BECKER & LAHMER (2004) beschreiben den gleichen Abgleich für die Modelle MONERIS und WEKU in 34 Flussgebieten der Elbe und nennen „lediglich“ mittlere Abweichungen von 48,5 % für WEKU und 47,3 % für MONERIS. Es wird dabei auf Berechnungen an der Oder verwiesen, bei denen MONERIS eine Abweichung von 40 % zeigte. Dabei lieferte MONERIS nach BECKER & LAHMER (2004) keine höheren Abweichungen als das physikalisch detailliertere Modell MODEST. Unter diesen Bewertungskriterien müssen die Ergebnisse des entwickelten Modells als ausgezeichnet bewertet werden. Eine Übertragung der Modellanwendung auf weitere Gebiete müsste im Folgenden klären, ob diese hohe Güte der Ergebnisse in anderen Gebieten Bestand hat, jedoch lassen die Ergebnisse der Referenzgebiete der Fuhse und der Oker mit ihren naturräumlich verschiedenen Bilanzgebieten eine gute Prognose zu.

Zusätzlich erfolgte ein Abgleich der Modellergebnisse der  $\text{NO}_3\text{-N}$ -Konzentrationen im Grundwasser mit den Daten der in den Einzugsgebieten der Fuhse und der Oker vorhandenen Grundwassermessstellen (siehe Bild 62, Seite 131). Auch dieser Abgleich zeigt einen übereinstimmenden Wertebereich.

Abschließend lässt sich feststellen, dass für die Untersuchungsgebiete Fuhse und Oker die wesentlichen Einflussfaktoren auf den N-Eintrag über Grundwasser (also N-Bilanzüberschuss, Denitrifikation im Ober- und Unterboden und Denitrifikation im Grundwasser) vom Bilanzmodell offensichtlich sehr gut abgebildet werden.

### **Abgleich der für mittlere Abflussbedingungen und einzelne Jahre bilanzierten Stickstoffeinträge mit Frachten am Gebietsauslass für die Einzugsgebiete der Fuhse und Oker**

Im Folgenden wird die Summe der N-Einträge aus punktuellen und diffusen Pfaden anhand der Frachten am Gebietsauslass bei mittleren Abflussbedingungen für die beiden Untersuchungsgebiete bewertet (zur Frachtermittlung vergleiche Kapitel 3.3).

Für diesen Frachtabgleich ist es erforderlich, die berechneten N-Einträge in die Oberflächengewässer (N-Emissionen) unter Berücksichtigung der Retention im Gewässersystem (Methodik in Kapitel 3.12) als N-Immissionen auszudrücken; erst sie können mit den hochgerechneten Frachten am Gebietsauslass abgeglichen werden.

Das Untersuchungsgebiet Fuhse reicht bis zum Pegel Wathlingen. Hier wurde für mittlere Abflussbedingungen eine N-Fracht von 755 t/a ermittelt. Als gesamte N-Emissionen wurden für dieses Gebiet bei mittleren Abflussbedingungen 1.284 t/a mit dem Bilanzmodell berechnet, die mittlere Retention liegt bei 39,2 %, woraus sich anhand der Modellberechnungen eine N-Immission von 780 t/a ergibt (vergleiche Tabelle 73). Das Modellergebnis liegt folglich nur 3,4 % höher als die Referenzfracht, was erneut, wie schon für den N-Eintrag über Grundwasser, als hervorragendes Ergebnis interpretiert werden muss.

Auch die Ergebnisse für das Einzugsgebiet der Oker bis zum Pegel Groß Schwülper sind für die mittlere Betrachtung sehr gut. Bei einer bilanzierten Emission von 2.378 t/a und einer be-

rechneten Retention von 25,6 % beträgt das Modellergebnis für die N-Immission 1.769 t/a. Dem steht eine hochgerechnete Fracht von 1.786 t/a gegenüber, die folglich um nur 0,9 % unterschätzt wird.

Tabelle 73: Abgleich der bilanzierten gesamten N-Emissionen und berechneten N-Immissionen mit Stickstofffrachten am Gebietsauslass bei mittleren Abflussbedingungen

|                    | EZG Fuhse | EZG Oker |
|--------------------|-----------|----------|
| Emission [t/a]     | 1284      | 2378     |
| Retention [%]      | 39        | 26       |
| Immission [t/a]    | 780       | 1769     |
| Fracht Pegel [t/a] | 755       | 1786     |
| Abweichung [%]     | 3,4       | -0,9     |
| Bewertung          | ++        | ++       |

Die Quantifizierung der diffusen und punktuellen N-Einträge für die beiden Untersuchungsgebiete zeigt für mittlere Abflussbedingungen sehr gute Ergebnisse. Das Bilanzmodell vermag es folglich, die Summe der N-Einträge unter den genannten Abflussbedingungen in den Einzugsgebieten der Fuhse und der Oker zuverlässig zu bilanzieren.

Die Bewertung der mit dem Bilanzmodell quantifizierten N-Frachten für insgesamt 6 Zeiträume (inklusive der mittleren Betrachtung) von 1999 - 2004 im Einzugsgebiet der Fuhse bildet die sehr unterschiedlichen Frachten der weiteren Zeiträume überwiegend sehr gut ab (Tabelle 74). Dies ist umso bemerkenswerter, wenn man bedenkt, dass die Referenzfrachten für die genannten Jahre am Pegel eine extrem große Spannweite aufweisen. Sie reichen von 397 t/a für 2000 bis 1.417 t/a bei einem außergewöhnlich hohen Jahresabfluss in 2002; sie differieren folglich um den Faktor 3,6 (Tabelle 74).

Tabelle 74: Abgleich der für einzelne Jahre bilanzierten gesamten N-Emissionen und berechneten N-Immissionen mit den Stickstofffrachten am Gebietsauslass für das Einzugsgebiet der Fuhse

|                    | EZG Fuhse |      |      |      |           |        |
|--------------------|-----------|------|------|------|-----------|--------|
|                    | 1999      | 2000 | 2001 | 2002 | 2003/2004 | Mittel |
| Emission [t/a]     | 1144      | 890  | 847  | 1939 | 1103      | 1284   |
| Retention [%]      | 36,3      | 40,2 | 40,2 | 30,4 | 36,2      | 39,2   |
| Immission [t/a]    | 729       | 532  | 507  | 1349 | 703       | 780    |
| Fracht Pegel [t/a] | 670       | 397  | 482  | 1417 | 859       | 755    |
| Abweichung [%]     | 8,8       | 33,9 | 5,1  | -4,9 | -18,2     | 3,4    |
| Bewertung          | ++        | o    | ++   | ++   | +         | ++     |

Der Abgleich der bilanzierten N-Immissionen mit den berechneten Frachten im Einzugsgebiet der Oker zeigt für 5 der 6 Bilanzzeiträume gute bis sehr gute Ergebnisse, wobei die Frachten tendenziell leicht unterschätzt werden. Bemerkenswert ist, dass auch im Einzugsgebiet der Oker die enormen Frachtschwankungen der einzelnen Betrachtungszeiträume (die Referenzfrachten liegen zwischen 1.070 und 3.693 t/a) mit dem Bilanzmodell fast vollständig abgebildet werden können (Tabelle 75).

Tabelle 75: Abgleich der für einzelne Jahre bilanzierten gesamten N-Emissionen und berechneten N-Immissionen mit den Stickstofffrachten am Gebietsauslass für das EZG Oker

|                    | EZG Oker |      |      |       |           |        |
|--------------------|----------|------|------|-------|-----------|--------|
|                    | 1999     | 2000 | 2001 | 2002  | 2003/2004 | Mittel |
| Emission [t/a]     | 2110     | 1737 | 1482 | 4036  | 2101      | 2378   |
| Retention [%]      | 30,2     | 31,5 | 34,8 | 17,9  | 23,1      | 25,6   |
| Immission [t/a]    | 1474     | 1190 | 966  | 3312  | 1616      | 1769   |
| Fracht Pegel [t/a] | 1704     | 1266 | 1070 | 3693  | 2022      | 1786   |
| Abweichung [%]     | -13,5    | -6,0 | -9,7 | -10,3 | -20,1     | -0,9   |
| Bewertung          | +        | ++   | ++   | +     | o         | ++     |

Ermöglicht wird dies durch die Berücksichtigung der in Abhängigkeit der Ernteerträge variierenden N-Bilanzüberschüsse und der in Abhängigkeit der Abflussverhältnisse variierenden N-Auswaschungen. Somit sind wesentliche jahrestypische Einflussfaktoren auf die zu erwartenden N-Einträge über die dominierenden unterirdischen Eintragspfade in die Berechnungsansätze des Bilanzmodells implementiert und ermöglichen so die realistische Abbildung auch sehr unterschiedlicher Jahresfrachten.

Zusammengefasst zeigen die Ergebnisse der Bewertung der mit dem Bilanzmodell ermittelten N-Einträge und N-Immissionen (Frachten), dass nicht nur mittlere Systemzustände, sondern auch sehr unterschiedliche Eintragsbedingungen in den beiden Untersuchungsgebieten mit dem neuen Bilanzmodell weitestgehend äußerst zuverlässig abgebildet werden können.

#### **Abgleich der für mittlere Abflussbedingungen bilanzierten Phosphoreinträge mit Frachten am Gebietsauslass für die Einzugsgebiete der Fuhse und der Oker**

Im Einzugsgebiet der Fuhse wurden für die mittleren Abflussbedingungen insgesamt P-Emissionen von 67,2 t/a ermittelt. Bei einer Retention von 55,5 % (als Mittel des Einzugsgebietes) folgt hieraus eine Immission von 30 t/a, die von der Referenzfracht um nur 4 t/a abweicht, was 11,6 % entspricht (vergleiche Tabelle 76).

Tabelle 76: Abgleich der bilanzierten gesamten P-Emissionen und berechneten P-Immissionen mit Phosphorfrachten am Gebietsauslass bei mittleren Abflussbedingungen

|                    | EZG Fuhse | EZG Oker |
|--------------------|-----------|----------|
| Emission [t/a]     | 67,2      | 109      |
| Retention [%]      | 55        | 36       |
| Immission [t/a]    | 30        | 70,27    |
| Fracht Pegel [t/a] | 33,9      | 65,5     |
| Abweichung [%]     | -11,6     | 7,3      |
| Bewertung          | +         | ++       |

Für das Einzugsgebiet der Oker ergab die Bilanzierung der gesamten P-Emissionen 109 t/a für die mittlere Betrachtung. Aufgrund der höheren Abflusspende im Einzugsgebiet beträgt die Retention nur 35,6 %, woraus eine Immission von 70,2 t/a resultiert. Die Referenzfracht von 65,5 t/a wird damit um lediglich 7,3 % übertroffen. Folglich werden die Referenzfrachten bei mittleren Abflussbedingungen für die Einzugsgebiete der Fuhse und der Oker vom Bilanzmodell gut bis sehr gut abgebildet.



Die mit dem Bilanzmodell quantifizierten P-Frachten für die insgesamt 6 Zeiträume (inkl. der mittleren Betrachtung) im Einzugsgebiet der Fuhse geben für die Mehrzahl der Bilanzzeiträume die sehr hohen Schwankungen der Pegelfracht hervorragend wieder (Tabelle 77).

Tabelle 77: Abgleich der für einzelne Jahre bilanzierten gesamten P-Emissionen und berechneten P-Immissionen mit mittleren Phosphorfrachten am Gebietsauslass für das EZG Fuhse

|                    | EZG Fuhse |      |       |       |           |        |
|--------------------|-----------|------|-------|-------|-----------|--------|
|                    | 1999      | 2000 | 2001  | 2002  | 2003/2004 | Mittel |
| Emission [t/a]     | 65,5      | 55,2 | 55,3  | 87,0  | 66,9      | 67,2   |
| Retention [%]      | 50,2      | 58,0 | 58,0  | 38,9  | 48,7      | 55     |
| Immission [t/a]    | 32,6      | 23,2 | 23,2  | 53,8  | 34,3      | 30     |
| Fracht Pegel [t/a] | 33,9      | 24,4 | 33,3  | 69,5  | 33,9      | 33,9   |
| Abweichung [%]     | -3,8      | -5,0 | -30,3 | -22,6 | 1,5       | -11,6  |
| Bewertung          | ++        | ++   | o     | +     | ++        | +      |

Das gilt sogar für die sehr geringen Frachten in 2000. Lediglich für das Jahr 2001, in dem eine im Vergleich zu den geringen Abflüssen hohe Jahresfracht errechnet wurde, ist das Ergebnis nur bedingt zufriedenstellend. Die außergewöhnlich hohe Fracht im sehr abflussstarken Jahr 2002 kann gut nachgebildet werden.

Die berechneten Frachten für die genannten Bilanzzeiträume für das Einzugsgebiet der Oker weisen eine erhebliche Spannweite auf und reichen von 41,8 t/a für 2000 bis 111 t/a für 2002; folglich differieren sie um den Faktor 2,7. Wie in Tabelle 78 zu sehen werden selbst diese extremen Schwankungen vom Modell gut wiedergegeben.

Tabelle 78: Abgleich der für einzelne Jahre bilanzierten gesamten P-Emissionen und berechneten P-Immissionen mit mittleren Phosphorfrachten am Gebietsauslass für das EZG Oker

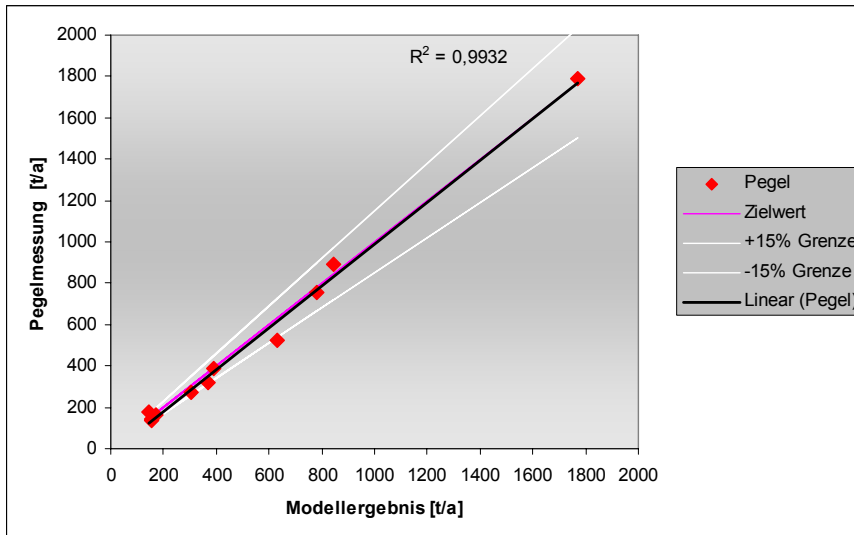
|                    | EZG Oker |      |      |      |           |        |
|--------------------|----------|------|------|------|-----------|--------|
|                    | 1999     | 2000 | 2001 | 2002 | 2003/2004 | Mittel |
| Emission [t/a]     | 105      | 92,2 | 86,8 | 161  | 109       | 109    |
| Retention [%]      | 37,4     | 46,7 | 48,7 | 25,7 | 37,7      | 35,6   |
| Immission [t/a]    | 66,0     | 49,2 | 44,6 | 119  | 67,7      | 70,3   |
| Fracht Pegel [t/a] | 80,6     | 41,8 | 44,5 | 111  | 52,1      | 65,5   |
| Abweichung [%]     | -18,2    | 17,6 | 0,2  | 7,7  | 30,0      | 7,3    |
| Bewertung          | +        | +    | ++   | ++   | +         | ++     |

Auch der Abgleich der bilanzierten P-Immissionen mit den berechneten Frachten im Einzugsgebiet der Oker zeigt für alle Bilanzzeiträume sehr gute beziehungsweise gute Übereinstimmung.

Zusammengefasst zeigen die Ergebnisse der Bewertung der mit dem Bilanzmodell ermittelten P-Einträge und P-Immissionen (Frachten), dass nicht nur mittlere Systemzustände, sondern auch sehr unterschiedliche Eintragsbedingungen verschiedener Jahre in den beiden Untersuchungsgebieten mit dem neuen Bilanzmodell weitgehend zuverlässig abgebildet werden können.

### Abgleich der für mittlere Abflussbedingungen bilanzierten Phosphor- und Stickstoffeinträge mit Frachten am Gebietsauslass der Bilanzgebiete

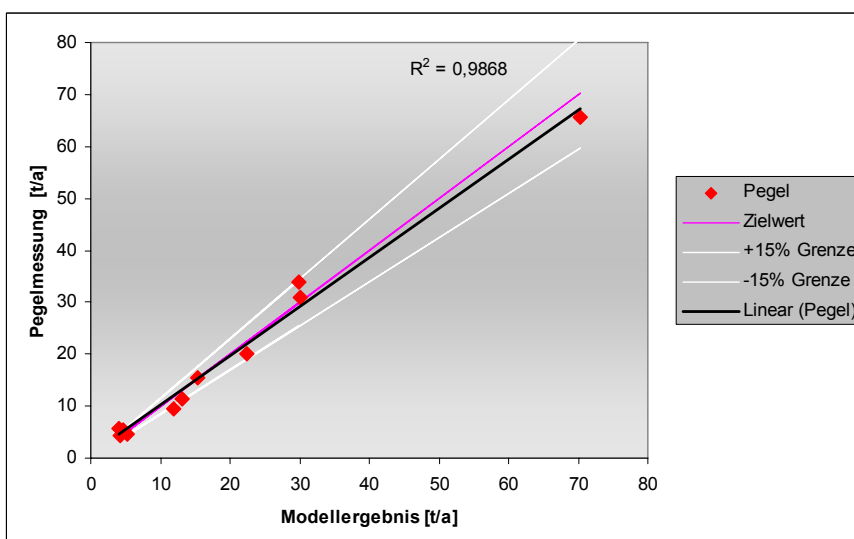
Nachfolgend werden die Ergebnisse des Pegelabgleiches der einzelnen Bilanzgebiete beider Einzugsgebiete jeweils für Stickstoff und Phosphor getrennt dargestellt. Aufgeführt sind die berechneten Nährstoffimmissionen mit den Pegelraten (Bild 88 und Bild 89).



Der Abgleich der modellierten zu den gemessenen N-Immissionen zeigt insgesamt ein sehr gutes Ergebnis. Insgesamt werden die naturräumlich sehr unterschiedlichen Bilanzgebiete vom Modell sehr gut wiedergegeben.

Bild 88: Abgleich der modellierten zu den gemessenen N-Immissionen [t/a] der Bilanzgebiete

Der Abgleich der modellierten zu den gemessenen N-Immissionen zeigt, dass die naturräumlich sehr unterschiedlichen Bilanzgebiete beider Einzugsgebiete vom Modell sehr gut erfasst werden. Die Abweichungen liegen fast alle unterhalb der 15 % Grenze (Bild 88). Die Korrelation der modellierten Werte zu den gemessenen Frachten beträgt  $r=0,99$ .



Auch der Abgleich der modellierten zu den gemessenen P-Immissionen zeigt insgesamt sehr geringe Abweichungen.

Bild 89: Abgleich der modellierten zu den gemessenen P-Immissionen [t/a] der Bilanzgebiete

Auch der Abgleich der modellierten P-Immissionen zu den gemessenen Frachten zeigt für die Bilanzgebiete sehr geringe Abweichung und belegt, dass die Eintragsbedingungen vom Modell sehr gut erfasst werden (Bild 89). In Bild 89 sind zur Veranschaulichung Grenzen von

+/- 15 % dargestellt, die modellierten P-Immissionen treffen diesen Bereich sehr gut, die Korrelation der modellierten Werte zu den gemessenen Frachten liegt bei  $r=0,99$ .

Insgesamt sind die Ergebnisse der Modellberechnung hervorragend, wenn man zusätzlich berücksichtigt, dass nach F & N UMWELTCONSULT (2001) die Abweichungen bei Betrachtung eines mittleren Zustandes und für das gesamte Einzugsgebiet für den Pegelabgleich bei Stickstoff bis 20 % und bei Phosphor bis 40 % liegen können.

Für Stickstoffeinträge über Dränage erfolgte zusätzlich ein Abgleich mit Literaturangaben aus F & N UMWELTCONSULT (2001) für die mit dem Modell berechneten N-Konzentrationen für die beiden Einzugsgebiete getrennt jeweils für Acker und Grünland. Der Abgleich zeigte übereinstimmende Wertebereiche auf (detailliert beschrieben in Kapitel 4.2).

Zusammengefasst zeigen die Ergebnisse der Bewertung der mit dem Bilanzmodell ermittelten Einträge und Immissionen (Frachten), dass

- mittlere Systemzustände,
- unterschiedliche Eintragsbedingungen einzelner Jahre
- und Einträge auf Ebene von Bilanzgebieten

in naturräumlich sehr unterschiedlichen Untersuchungsgebieten mit dem neuen Bilanzmodell zuverlässig abgebildet werden können.

Insgesamt erlauben es die Modellergebnisse, räumlich differenzierte Aussagen über die Belastungssituation in den beiden Einzugsgebieten der Fuhse und der Oker zu treffen. Es können insbesondere die Gebiete, von denen besonders hohe Belastungen ausgehen, mit ihren verantwortlichen Eintragspfaden identifiziert werden.

Somit sind die notwendigen Voraussetzungen für eine pfadnutzungsspezifische Belastungsanalyse, die Ausweisung von Belastungsschwerpunkten (Hot Spots) und die Berechnung zielführender Bewirtschaftungsmaßnahmen gegeben. Letzteres wird in dem nun folgenden Kapitel vorgestellt.

#### **4.8 Darstellung und Interpretation der Szenarienergebnisse hinsichtlich signifikanter Belastung in den Einzugsgebieten der Fuhse und der Oker**

Die im Modell implementierten Bewirtschaftungsszenarien folgen dem übergeordneten Ziel, die wünschenswerte Belastungsverminderung im Vorfluter zu erreichen (vergleiche Kapitel 2.4). Szenarienberechnungen sind die ersten Schritte für das spätere Ziel, mit Maßnahmen einen guten Zustand im Gewässer zu erreichen. Der gute Zustand orientiert sich in dieser Arbeit an der LAWA-Güteklasse 2 mit der Stickstoffkonzentration von 3 mg/l und der Phosphorkonzentration von 0,1 mg/l.

Aus den Pegeldaten (vergleiche Kapitel 3.3) ergeben sich für beide Einzugsgebiete deutliche Überschreitungen dieser Vorgabe. Wie in Tabelle 79 dargestellt herrschen im Mittel deutlich höhere Konzentrationen vor, die Überhöhungen liegen zwischen 63 % und 158 % über dem geforderten Niveau.

Tabelle 79: Auswertungen der Pegeldaten in den Einzugsgebieten der Fuhse und der Oker bei mittleren Abflussbedingungen

|                             | Oker        | Fuhse       |
|-----------------------------|-------------|-------------|
| N-Fracht Pegel [t/a]        | 1786        | 755         |
| P-Fracht Pegel [t/a]        | 65,5        | 33,9        |
| MQ-Pegel [m³/s]             | 11,6        | 4,16        |
| <b>N-Konz [mg/l]</b>        | <b>4,88</b> | <b>5,76</b> |
| <b>P-Konz [mg/l]</b>        | <b>0,18</b> | <b>0,26</b> |
| <b>N-Überschreitung [%]</b> | <b>+63</b>  | <b>+92</b>  |
| <b>P-Überschreitung [%]</b> | <b>+79</b>  | <b>+158</b> |

In Tabelle 80 sind der Ist- und der Sollzustand der Belastungen in den Einzugsgebieten der Fuhse und der Oker nach den Modellberechnungen aufgeführt. Daraus ergeben sich für die oben genannten Zielkonzentrationen die zu erreichenden Frachtminderungen von 798 t für Stickstoff für das Okergebiet und 510 t für das Fuhsegebiet. Für Phosphor liegen die angestrebten Verminderungen bei 48 t im Einzugsgebiet der Oker und 32 t im Einzugsgebiet der Fuhse. Sowohl für N als auch für P sind jedoch Einträge über Kläranlagen und Siedlungseinträge in diesen Werten enthalten.

Tabelle 80: Ist- und Sollzustand der Belastung (diffus und punktuell) nach Modellberechnung in den Einzugsgebieten der Fuhse und der Oker

|                                  | Oker       | Fuhse      |
|----------------------------------|------------|------------|
| N-Emission [t/a]                 | 2379       | 1285       |
| P-Emission [t/a]                 | 109        | 67         |
| N-Immission [t/a]                | 1769       | 780        |
| P-Immission [t/a]                | 70,3       | 30,0       |
| N-Retention [%]                  | 25,6       | 39,3       |
| P-Retention [%]                  | 35,6       | 55,4       |
| MQ [m³/s]                        | 12,4       | 5,0        |
| <b>N-Konz [mg/l]</b>             | <b>4,5</b> | <b>5,0</b> |
| <b>P-Konz [mg/l]</b>             | <b>0,2</b> | <b>0,2</b> |
| Zielwert N-Immission [t/a]       | 1176       | 471        |
| Zielwert P-Immission [t/a]       | 39         | 16         |
| Zielwert N-Emission [t/a]        | 1581       | 775        |
| Zielwert P-Emission [t/a]        | 61         | 35         |
| <b>Soll N-Verminderung [t/a]</b> | <b>798</b> | <b>510</b> |
| <b>Soll P-Verminderung [t/a]</b> | <b>48</b>  | <b>32</b>  |

Im Folgenden werden die Ergebnisse der Szenarienberechnungen dargestellt und interpretiert. Beispielhaft wurden für die Einzugsgebiete der Fuhse und der Oker jeweils zwei verschiedene Szenarienkombinationen und ein Einzelszenario berechnet und ausgewertet. Bei der ersten Szenarienkombination werden zwei verschiedene Szenarien miteinander kombiniert, bei der zweiten Szenarienkombination vier Szenarien.

#### Szenarienkombination 1 (Tabelle 81)

In beiden Einzugsgebieten ergab die Signifikanzanalyse eine hohe Belastung für Phosphor über erosiven Eintrag und für Stickstoff über den Zwischenabflusspfad (vergleiche Kapitel 4.6). In dieser Szenarienkombination werden zwei Szenarien, die diese beiden Eintragspfade

ansprechen, kombiniert. Es werden signifikant belastete Flächen dieser Eintragspfade in allen pegelwirksamen Bilanzgebieten angesprochen (vergleiche Kapitel 3.2 - Bilanzgebiete, Kapitel 3.14 - Signifikanzanalyse und 3.15 - Szenarien).

- Das erste in dieser Kombination enthaltende Szenario ist die **konservierende Bodenbearbeitung** mit einer Verminderung der Einträge von 50%. Diese Verminderung entspricht der minimal zu erwartenden Reduzierung des Bodenabtrags bei der Mulchsaat; FELD-WISCH (2004) spricht bei dieser Maßnahme von einer möglichen Reduzierung der erosiven Einträge beziehungsweise des Bodenabtrags von mindestens 50 - 90 %. Filterstreifen können den Stoffabtrag in ähnlichen Größenordnungen um 90 - 100 % reduzieren, wenn kein punktueller Eintritt vom Oberflächenabfluss in den Filterstreifen erfolgt (vergleiche Kapitel 3.15.2). BECKER & LAHMER (2004) gehen davon aus, dass eine Minderung des Bodenabtrages von 90 % im Durchschnitt aller Standorte und Niederschlagsereignisse durch die Anwendung von konservierenden Bodenbearbeitungsverfahren als realistischer Wert angenommen werden kann.
- Das zweite Szenario ist die **Düngerreduzierung**, welches die Flächen bei signifikanter Belastung der Stickstoffeinträge über Zwischenabfluss anspricht. Die angesetzte Reduzierung der Düngung liegt hier bei 20 %, was nach BACH & FREDE (2002) im Bereich der in der Praxis üblichen Überschussdüngung liegt (vergleiche Kapitel 3.6). Auch BECKER & LAHMER (2004) setzen diesen Wert bei der Maßnahme „Bewirtschaftungsintensität“ an.

In Tabelle 81 ist diese Szenarienkombination mit den ausgewählten Parametern in den Einzugsgebieten der Fuhse und der Oker dargestellt. Es ist aufgeführt, welche Flächen für den entsprechenden Pfad von der Szenarienberechnung betroffen sind. Eine Besonderheit betrifft dabei den Grundwasserpfad, da mit jedem weiteren Jahr Verweilzeit (zeitliche Diskreditierung der Modellberechnung ist ein Jahr) zusätzliche Flächen eintragsrelevant werden. Dies wird weiter unten detailliert erläutert (siehe auch Bild 94 und Bild 95).

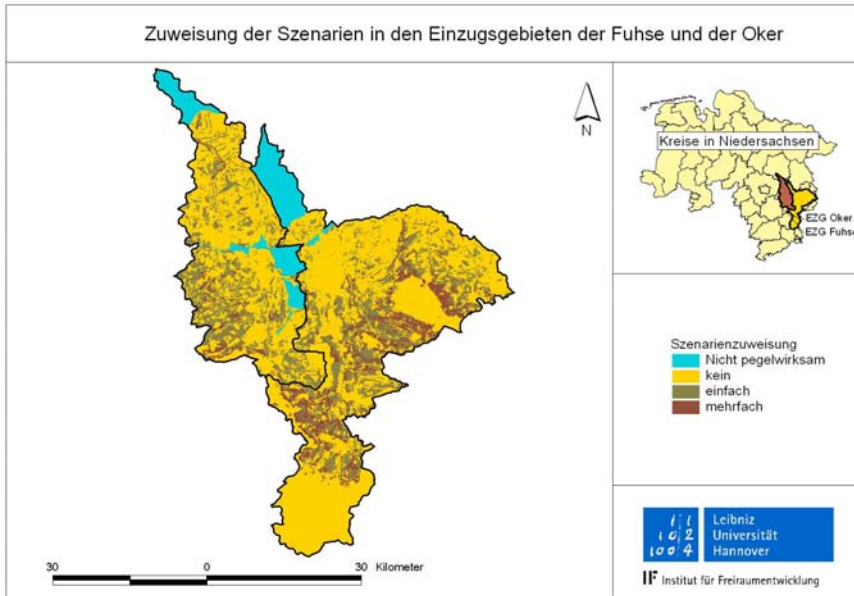
Tabelle 81: Szenarienkombination 1 in den Einzugsgebieten der Fuhse und der Oker

| EZG   | Szenario               | Zuweisung  | Pfad                      | betroffene Ackerflächen [ha] | betroffene Ackerflächen [%] |
|-------|------------------------|--|---------------------------|------------------------------|-----------------------------|
| Oker  | kons. Bodenbearbeitung | signifikant belastet, BG 11-18 (Acker: 71000 ha)                       | Erosion                   | 30249                        | 43                          |
| Oker  | Düngerreduzierung      | signifikant belastet für N-Zwischenabfluss, BG 11-18 (Acker: 71000 ha) | ZW<br>GW*<br>GW**<br>Drän | 35319<br>725<br>34526<br>-   | 50<br>1<br>49<br>-          |
|       |                        | <b>Gesamt</b>  |                           | <b>48209</b>                 | <b>68</b>                   |
|       |                        | <b>Mehrfachbelegung</b>  |                           | <b>17595</b>                 | <b>25</b>                   |
| Fuhse | kons. Bodenbearbeitung | signifikant belastet, BG 21-24 (Acker: 51438 ha)                       | Erosion                   | 15799                        | 31                          |
| Fuhse | Düngerreduzierung      | signifikant belastet für N-Zwischenabfluss, BG 21-24 (Acker: 51438 ha) | ZW<br>GW*<br>GW**<br>Drän | 15368<br>497<br>14871<br>-   | 30<br>1<br>29<br>-          |
|       |                        | <b>Gesamt</b>  |                           | <b>28000</b>                 | <b>54</b>                   |
|       |                        | <b>Mehrfachbelegung</b>  |                           | <b>3549</b>                  | <b>7</b>                    |

\* mit Grundwasserverweilzeit kleiner 1 Jahr (weiteres siehe unten)

\*\* mit Grundwasserverweilzeit größer 1 Jahr (weiteres siehe unten)

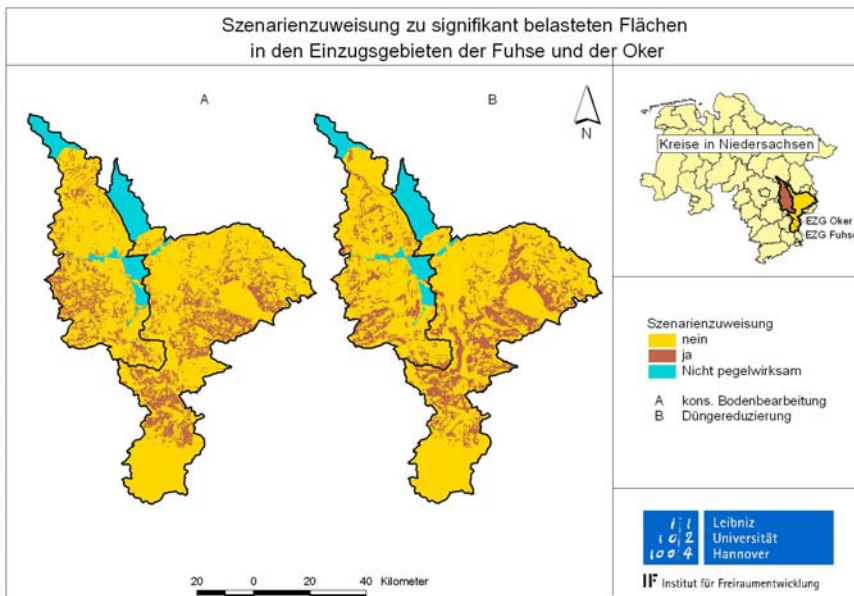
Im Einzugsgebiet der Oker sind 48.209 ha in die Szenarienberechnungen eingegangen, das entspricht einem Anteil von 68 % der pegelwirksamen Ackerfläche (vergleiche Kapitel 3.2). Von diesen 68 % werden Flächen mehrfach von Szenarien angesprochen (Tabelle 81 und Bild 90). Im Einzugsgebiet der Fuhse sind 28.000 ha in die Szenarienberechnungen (54 % der pegelwirksamen Ackerfläche) eingegangen.



Die Zuweisung der Szenarien zu signifikant belasteten Flächen zeigt, dass einige Flächen mehrfach von Szenarien angesprochen werden.

Bild 90: Zuweisung der Szenarien bei der Szenarienkombination 1 in den Einzugsgebieten der Fuhse und der Oker

Die Zuweisung der Düngereduzierung erfolgt bei signifikant belasteten Flächen für N-Einträge über Zwischenabfluss, das Szenario der konservierenden Bodenbearbeitung erfolgt bei signifikanten Oberflächeneinträgen (Bild 91).



Bei signifikant belasteten Flächen über den Pfad Zwischenabfluss für Stickstoff wird das Szenario der Düngereduzierung angewendet, bei signifikanten Oberflächeneinträgen das Szenario der konservierenden Bodenbearbeitung.

Bild 91: Szenarienzuweisung zu signifikant belasteten Flächen (P-Oberflächeneintrag und N-Zwischenabfluss) in den Einzugsgebieten der Fuhse und der Oker

Die Szenarienergebnisse sind Tabelle 82 bis Tabelle 85 jeweils für die Stickstoff- und Phosphoreinträge für beide Einzugsgebiete getrennt zu entnehmen.

Tabelle 82: Stickstoff-Emissionen im Einzugsgebiet der Fuhse für die Szenarienkombination 1

| Fuhse                  | Basisberechnung |              | Szenarienberechnung |              | Vergleich der Berechnungen |              |
|------------------------|-----------------|--------------|---------------------|--------------|----------------------------|--------------|
|                        | N [t/a]         | N [%]        | N [t/a]             | N [%]        | Differenz [t]              | Änderung [%] |
| Direkteinträge         | 24,5            | 1,9          | 24,5                | 2,0          | 0,0                        | 0,0          |
| Abschwemmung           | 5,4             | 0,4          | 5,4                 | 0,4          | 0,0                        | 0,0          |
| <b>Erosion</b>         | <b>33,0</b>     | <b>2,6</b>   | <b>24,6</b>         | <b>2,0</b>   | <b>8,4</b>                 | <b>-25,4</b> |
| <b>Grundwasser*</b>    | <b>270,1</b>    | <b>21,0</b>  | <b>251,6</b>        | <b>20,8</b>  | <b>18,5</b>                | <b>-6,9</b>  |
| <b>Zwischenabfluss</b> | <b>278,0</b>    | <b>21,6</b>  | <b>232,1</b>        | <b>19,1</b>  | <b>45,9</b>                | <b>-16,5</b> |
| Dränage                | 485,2           | 37,8         | 485,2               | 40,0         | 0,0                        | 0,0          |
| Kläranlagen            | 112,5           | 8,8          | 112,5               | 9,3          | 0,0                        | 0,0          |
| Urbane Einträge        | 76,1            | 5,9          | 76,1                | 6,3          | 0,0                        | 0,0          |
| <b>Summe diffus</b>    | <b>1096,2</b>   | <b>85,3</b>  | <b>1023,4</b>       | <b>84,4</b>  | <b>72,8</b>                | <b>-6,6</b>  |
| Summe punktuell        | 188,6           | 14,7         | 188,6               | 15,6         | 0,0                        | 0,0          |
| <b>Summe</b>           | <b>1284,9</b>   | <b>100,0</b> | <b>1212,0</b>       | <b>100,0</b> | <b>72,8</b>                | <b>-5,7</b>  |

\* mit Grundwasserverweilzeit kleiner 1 Jahr (weiteres siehe unten)

Bei den diffusen Stickstoffemissionen im Einzugsgebiet der Fuhse wurde eine Reduzierung der Einträge von 6,6 % berechnet. Den höchsten Anteil daran hat die Abnahme der Einträge über Zwischenabfluss um knapp 46 t, hier wirkt vor allem die Zuweisung des Szenarios der Düngereduzierung zu signifikant belasteten Flächen des Zwischenabflusses. Dieses Szenario wirkt sich als Nebeneffekt auch auf die Einträge über Grundwasser aus, hier wird eine Reduzierung der Einträge um 18 t berechnet (zur Langzeitbetrachtung siehe unten). Die Verminderung der erosiven Stickstoffeinträge liegt in dem Szenario der konservierenden Bodenbearbeitung begründet. Mit einer konservierenden Bodenbearbeitung sind hier nach der Berechnung Eintragsvermindierungen um 25 % möglich.

Tabelle 83: Stickstoff-Emissionen im Einzugsgebiet der Oker für die Szenarienkombination 1

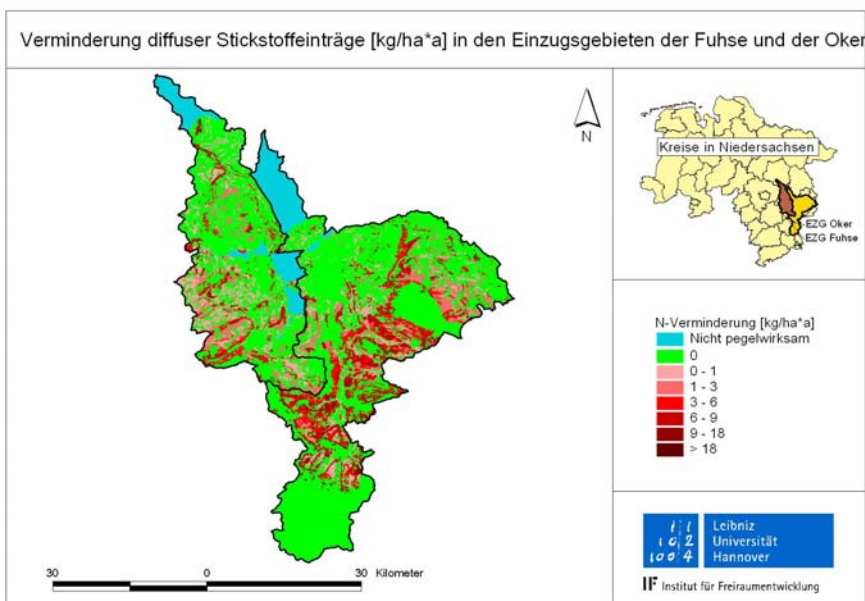
| Oker                   | Basisberechnung |              | Szenarienberechnung |              | Vergleich der Berechnungen |              |
|------------------------|-----------------|--------------|---------------------|--------------|----------------------------|--------------|
|                        | N [t/a]         | N [%]        | N [t/a]             | N [%]        | Differenz [t]              | Änderung [%] |
| Direkteinträge         | 53,9            | 2,3          | 53,9                | 2,5          | 0,0                        | 0,0          |
| Abschwemmung           | 14,8            | 0,6          | 14,8                | 0,7          | 0,0                        | 0,0          |
| <b>Erosion</b>         | <b>69,0</b>     | <b>2,9</b>   | <b>45,5</b>         | <b>2,1</b>   | <b>23,5</b>                | <b>-34,1</b> |
| <b>Grundwasser*</b>    | <b>553,4</b>    | <b>23,3</b>  | <b>487,4</b>        | <b>22,5</b>  | <b>65,9</b>                | <b>-11,9</b> |
| <b>Zwischenabfluss</b> | <b>801,6</b>    | <b>33,7</b>  | <b>676,9</b>        | <b>31,3</b>  | <b>124,7</b>               | <b>-15,6</b> |
| Dränage                | 653,8           | 27,5         | 653,4               | 30,2         | 0,4                        | 0,0          |
| Kläranlagen            | 118,2           | 5,0          | 118,2               | 5,5          | 0,0                        | 0,0          |
| Urbane Einträge        | 114,1           | 4,8          | 114,1               | 5,3          | 0,0                        | 0,0          |
| <b>Summe diffus</b>    | <b>2146,5</b>   | <b>90,2</b>  | <b>1931,9</b>       | <b>89,3</b>  | <b>214,6</b>               | <b>-10,0</b> |
| Summe punktuell        | 232,2           | 9,8          | 232,2               | 10,7         | 0,0                        | 0,0          |
| <b>Summe</b>           | <b>2378,7</b>   | <b>100,0</b> | <b>2156,7</b>       | <b>100,0</b> | <b>222,1</b>               | <b>-9,3</b>  |

\* mit Grundwasserverweilzeit kleiner 1 Jahr (weiteres siehe unten)

Im Einzugsgebiet der Oker mit hohen Zwischenabflüssen stellt sich das Szenario der Düngereduzierung wie folgt dar: Insgesamt wurde eine Eintragsverminderung von 10 % der diffu-

sen Stickstoffeinträge berechnet, woran der Anteil des Eintrages über Zwischenabfluss 125 t (58 %) beträgt. Die Einträge über Grundwasser gehen um 66 t zurück, die Erosion ist mit 23 t Verminderung ein Resultat des Szenarios der konservierenden Bodenbearbeitung.

Die Verminderung des Stickstoffeintrages über diffuse Quellen hat im Einzugsgebiet der Oker einen größeren Effekt als im Einzugsgebiet der Fuhse (siehe oben). Das wird auch bei Betrachtung von Bild 92 ersichtlich, die berechneten Verminderungen liegen vereinzelt bei über 50 kg/ha\*a. Diese hohen Werte sind jedoch nicht auf das Szenario der Düngereduzierung zurückzuführen. Zwar findet auf diesen Flächen eine Reduzierung des Eintrages über den Pfad Zwischenabfluss statt, jedoch nur in den Größenordnungen von 6-7 kg/ha\*a. Die große Verminderung erklärt sich durch das Szenario der konservierenden Bodenbearbeitung: Die angesprochenen Flächen weisen mit hoher Flächenanbindung (vergleiche Kapitel 3.8.1.2) an die Gewässer die höchsten Einträge über Erosion auf. Die Flächenanbindung hängt unter anderem vor allem von der Distanz zum nächsten Gewässer, von der Hangneigung, dem Oberflächenabfluss sowie von der Höhe des Bodenabtrages selbst ab. Auch (FELDWISCH, 2004) beschreibt in seinen Untersuchungen einen hohen Stickstoffaustrag über Erosion.

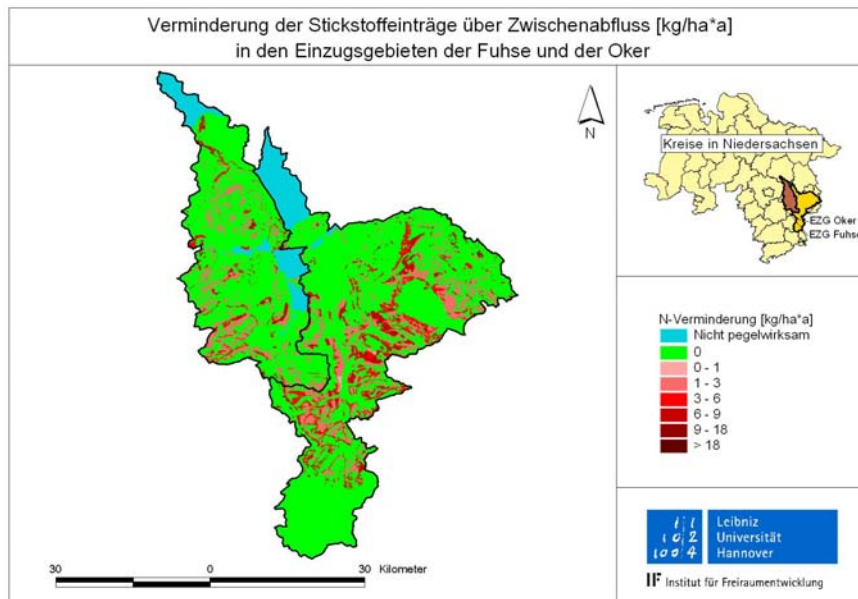


Die höchsten Verminderungen der diffusen Stickstoffeinträge sind im Einzugsgebiet der Oker zu verzeichnen. Hier werden vermehrt Ackerflächen angesprochen, die hohen Anteil an Zwischenabfluss, aber auch hohen erosiven Eintrag aufweisen.

Bild 92: Eintragsverminderung für Stickstoff über diffuse Quellen [kg/ha\*a] in den Einzugsgebieten der Fuhse und der Oker

Das Szenario der Düngereduzierung richtet sich nach signifikant belasteten Flächen für Stickstoff über den Eintragspfad Zwischenabfluss. Die flächenhaften Ergebnisse der berechneten Verminderung für diesen Pfad sind Bild 93 zu entnehmen. Die höchsten Verminderungen der diffusen Stickstoffeinträge sind im Einzugsgebiet der Oker zu verzeichnen, bedingt durch den hohen Anteil an Einträgen über Zwischenabfluss (Tabelle 83). Das Maximum der Eintragsverminderung bei den betroffenen Flächen liegt bei 13 kg/ha\*a, im Mittel liegen die berechneten Differenzen zwischen der mittleren Zustandsberechnung und der Szenarienberechnung über 6 kg/ha\*a.





Die höchsten Verminderungen der Einträge sind im Einzugsgebiet der Oker zu verzeichnen, bedingt durch den hohen Anteil an Zwischenabfluss mit Acker- nutzung.

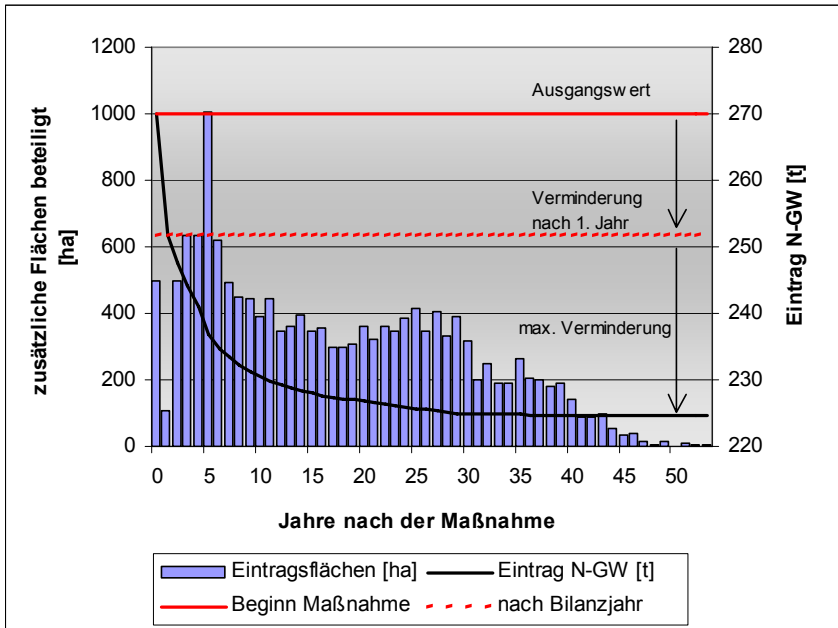
Bild 93: Eintragsverminderung für Stickstoff über Zwischenabfluss [kg/ha\*a] in den Einzugsgebieten der Fuhse und der Oker

Ein weiterer Effekt ist dem Eintragspfad Grundwasser zuzuordnen. Im Einzugsgebiet der Fuhse nehmen die Einträge über Grundwasser im ersten Jahr um 19 t ab (Tabelle 82). Ursache hierfür sind insgesamt 497 ha Ackerfläche mit Grundwasserverweildauern unter einem Jahr.

Mit jedem weiteren Jahr der Maßnahme tragen zusätzliche Flächen zur Eintragsminderung bei (Bild 94). Im Einzugsgebiet der Fuhse wären schätzungsweise 45 t Verminderung der Stickstoffeinträge in einem Zeitraum von 20 Jahren möglich, das entspricht 17 % der Grundwassereinträge.

Gründe hierfür sind die mit zunehmender Verweildauer erhöhte Denitrifikation im Grundwasser und die erheblich zunehmende Anzahl der beteiligten Flächen. Schon nach 5 Jahren sind zusätzlich zu den oben genannten 497 ha über 2.800 ha Fläche an den verminderten Einträgen aus der Düngereduzierung ins Gewässernetz beteiligt. Ein überlagernder Effekt ist die mit zunehmender Verweildauer höhere Denitrifikation im Grundwasser, in nur 5 Jahren könnten diese Flächen für eine zusätzliche Verminderung von knapp 15 t sorgen.

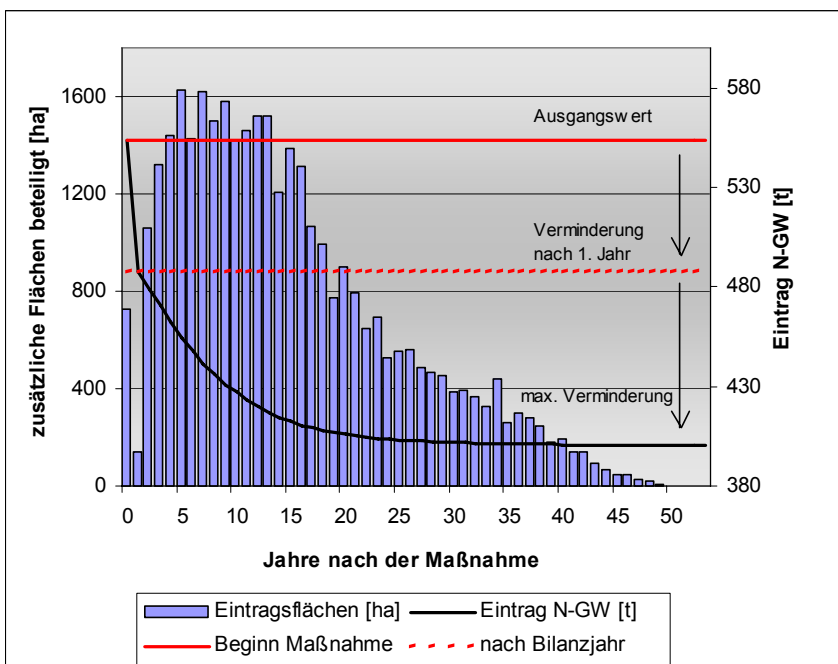
Die maximale Verminderungsrate von 19 t wird im ersten Jahr der Maßnahme erreicht. In den Jahren danach liegt die maximale Verminderungsrate bei 4 t pro Jahr und wird nach dieser Berechnung im fünften Jahr nach der Maßnahme erreicht. Diese hohen Raten sind bedingt durch den Anteil der beteiligten Flächen bei gleichzeitig hohem Verminderungspotenzial durch die geringere Verweildauer. Mit zunehmender Verweildauer nimmt der Einfluss auf das Gewässer ab (vergleiche Kapitel 3.7.5.1 - Langzeitbetrachtung). Ab dem zweiten Jahr nach Beginn der Maßnahme sind in weiteren 20 Jahren 26 t Eintragsverminderung möglich.



Bei dem Szenario der Düngereduzierung im Einzugsgebiet der Fuhse wurde eine Stickstoffverminderung von 270 t auf 251 t berechnet. In den Jahren nach Beginn der Maßnahme kann es zu weiteren Eintragsverminderungen über Flächen mit größeren Grundwasserverweilzeiten kommen.

Bild 94: Eintragsverminderung über Grundwasser bei dem Szenario der Düngereduzierung im Einzugsgebiet der Fuhse (vergleiche Tabelle 82)

Auch im Einzugsgebiet der Oker sind nach Modellberechnung insgesamt Verminderungen des Eintrags über Grundwasser von etwa 150 t nach einem Zeitraum von 20 Jahren möglich, was 27 % der gesamten Grundwassereinträge entspricht (Bild 95).



Bei dem Szenario der Düngereduzierung im Einzugsgebiet der Oker wurde eine Stickstoffverminderung von 553 t auf 487 t berechnet. In den Jahren nach Beginn der Maßnahme kann es zu weiteren Eintragsverminderungen über Flächen mit größeren Grundwasserverweilzeiten kommen.

Bild 95: Eintragsverminderung über Grundwasser bei dem Szenario der Düngereduzierung im Einzugsgebiet der Oker (vergleiche Tabelle 83)

Die maximale Verminderungsrate von 66 t wird im ersten Jahr erreicht. In den Jahren danach liegt die maximale Verminderungsrate bei 8 t pro Jahr und wird schon zwei Jahre nach der Maßnahme erreicht. Ursache hierfür sind 1.060 ha Ackerfläche die in diesem Jahr wirksam werden. Im Einzugsgebiet der Oker sind ab dem zweiten Jahr in weiteren 20 Jahren

ungefähr 84 t Eintragsverminderung möglich. Das Einzugsgebiet der Oker reagiert damit sensibler auf Maßnahmen, die den Pfad Grundwasser betreffen als das Einzugsgebiet der Fuhse. Genauso können aber auch Bewirtschaftungsfehler mehr zur Gewässerbelastung beitragen als im Einzugsgebiet der Fuhse (siehe unten).

BECKER & LAHMER (2004) geben einen Überblick über Maßnahmen in der landwirtschaftlichen Praxis und nennen dabei eine Reduzierung des N-Einsatzes um 20 % unter die Düngeempfehlung bei der Maßnahme „Bewirtschaftungsintensität“ und geben als resultierende umweltrelevante Wirkung geringere N-Verluste an, wie es auch in vorliegendem Szenario berechnet wurde.

Als sehr sensible Standortrelevanz für die Gewässerbelastung durch N-Austräge nennen BECKER & LAHMER (2004) unter anderem Flächen mit einer Grundwasserverweilzeit, die geringer ist als 10 Jahre. Vergleicht man diese von BECKER & LAHMER (2004) getroffene Zuordnung mit den Modellergebnissen der Eintragsverminderung über Grundwasser (Bild 94 und Bild 95), so wird deutlich, dass genau in diesem Zeitraum bei der Szenarienberechnung die stärkste Abnahme erfolgt.

Im Umkehrschluss bilden Flächen mit Grundwasserverweilzeiten unter 10 Jahren die für das Fließgewässer sensibelsten Gebiete. Mit zunehmender Grundwasserverweilzeit gewinnt dagegen die Summation der Abbauprozesse im Grundwasser an Bedeutung. Weitere Besonderheiten für den Grundwasserpfad werden bei der nächsten Szenarienkombination 2 (Bild 100 auf Seite 197) angesprochen.

Mit dem Szenario der konservierenden Bodenbearbeitung im Einzugsgebiet der Fuhse wurde eine Verminderung der diffusen Einträge um 26 % zwischen der mittleren Zustandsberechnung und der Szenarienberechnung ermittelt, die auf eine Abnahme der erosiven Phosphoreinträge um 5,6 t zurückzuführen ist (Tabelle 84). Damit erhöht sich der prozentuale Anteil der Punktquellen: Über 50 % der Phosphoremissionen sind dann den Kläranlagen und sonstigen Einträgen über Kanalisation zuzuordnen.

Nach dieser Verschiebung zwischen den diffusen und punktuellen Einträgen läge der Fokus für weitere Szenarienberechnungen und Maßnahmenplanungen auf den punktuellen Einträgen im Einzugsgebiet der Fuhse.

Tabelle 84: Phosphor-Emissionen im Einzugsgebiet der Fuhse für die Basisberechnung im Vergleich mit der Szenarienberechnung 1

| Fuhse<br>Eintragspfad | Basisberechnung |              | Szenarienberechnung |              | Vergleich der Berechnungen |              |
|-----------------------|-----------------|--------------|---------------------|--------------|----------------------------|--------------|
|                       | P [t/a]         | P [%]        | P [t/a]             | P [%]        | Differenz [t]              | Änderung [%] |
| Direkteinträge        | 1,1             | 1,6          | 1,1                 | 1,8          | 0,0                        | 0,0          |
| Abschwemmung          | 1,4             | 2,1          | 1,4                 | 2,3          | 0,0                        | 0,0          |
| <b>Erosion</b>        | <b>21,2</b>     | <b>31,5</b>  | <b>15,6</b>         | <b>25,3</b>  | <b>5,6</b>                 | <b>-26,3</b> |
| Grundwasser           | 4,6             | 6,9          | 4,6                 | 7,5          | 0,0                        | 0,0          |
| Zwischenabfluss       | 0,9             | 1,3          | 0,9                 | 1,5          | 0,0                        | 0,0          |
| Dränage               | 6,3             | 9,3          | 6,3                 | 10,2         | 0,0                        | 0,0          |
| Kläranlagen           | 16,0            | 23,8         | 16,0                | 26,0         | 0,0                        | 0,0          |
| Urbane Einträge       | 15,7            | 23,4         | 15,7                | 25,5         | 0,0                        | 0,0          |
| <b>Summe diffus</b>   | <b>35,5</b>     | <b>52,8</b>  | <b>29,9</b>         | <b>48,5</b>  | <b>5,6</b>                 | <b>-15,7</b> |
| Summe punktuell       | 31,7            | 47,2         | 31,7                | 51,5         | 0,0                        | 0,0          |
| <b>Summe</b>          | <b>67,2</b>     | <b>100,0</b> | <b>61,7</b>         | <b>100,0</b> | <b>5,6</b>                 | <b>-8,3</b>  |

Im Einzugsgebiet der Oker ist nach Modellberechnung bei den Phosphoreinträgen ein Rückgang von knapp 16 t zu verzeichnen, die ausschließlich den Pfad der Erosion betrifft und durch das Szenario der konservierenden Bodenbearbeitung erreicht werden kann.

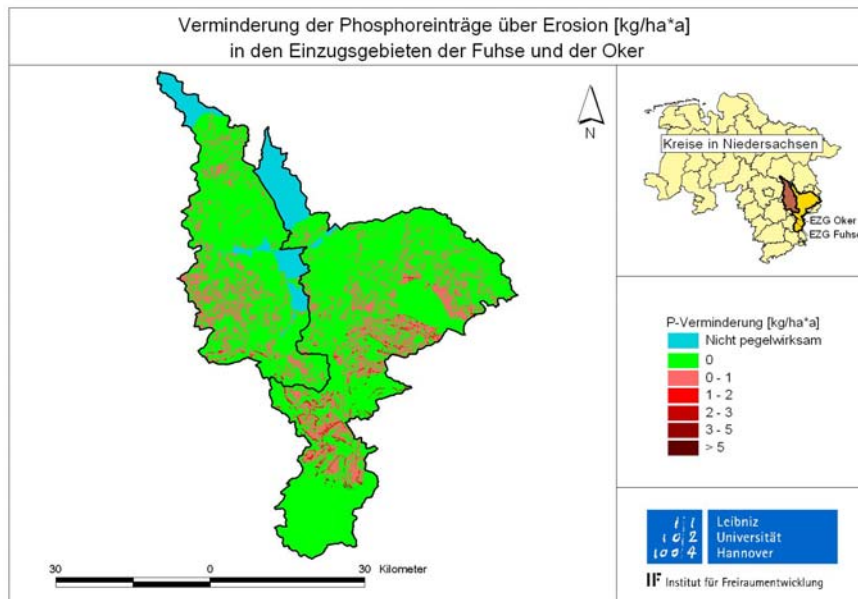
Auch im Einzugsgebiet der Oker steigt damit die Bedeutung der punktuellen Einträge, hier ist eine Zunahme von 39 % auf 45 % zu verzeichnen.

Tabelle 85: Phosphor-Emissionen im Einzugsgebiet der Oker für die Basisberechnung im Vergleich mit der Szenarienberechnung 1

| Oker<br>Eintragspfad | Basisberechnung |              | Szenarienberechnung |              | Vergleich der Berechnungen |              |
|----------------------|-----------------|--------------|---------------------|--------------|----------------------------|--------------|
|                      | P [t/a]         | P [%]        | P [t/a]             | P [%]        | Differenz [t]              | Änderung [%] |
| Direkteinträge       | 2,8             | 2,5          | 2,8                 | 3,0          | 0,0                        | 0,0          |
| Abschwemmung         | 3,7             | 3,4          | 3,7                 | 3,9          | 0,0                        | 0,0          |
| <b>Erosion</b>       | <b>46,1</b>     | <b>42,2</b>  | <b>30,4</b>         | <b>32,5</b>  | <b>15,7</b>                | <b>-34,1</b> |
| Grundwasser          | 4,7             | 4,3          | 4,7                 | 5,1          | 0,0                        | 0,0          |
| Zwischenabfluss      | 3,6             | 3,3          | 3,6                 | 3,8          | 0,0                        | 0,0          |
| Dränage              | 5,8             | 5,3          | 5,8                 | 6,2          | 0,0                        | 0,0          |
| Kläranlagen          | 19,1            | 17,5         | 19,1                | 20,4         | 0,0                        | 0,0          |
| Urbane Einträge      | 23,5            | 21,6         | 23,5                | 25,2         | 0,0                        | 0,0          |
| <b>Summe diffus</b>  | <b>66,6</b>     | <b>61,0</b>  | <b>50,9</b>         | <b>54,4</b>  | <b>15,7</b>                | <b>-23,6</b> |
| Summe punktuell      | 42,6            | 39,0         | 42,6                | 45,6         | 0,0                        | 0,0          |
| <b>Summe</b>         | <b>109,2</b>    | <b>100,0</b> | <b>93,5</b>         | <b>100,0</b> | <b>15,7</b>                | <b>-14,4</b> |

Nach BECKER & LAHMER (2004) sind bei der konservierenden Bodenbearbeitung im Vergleich zur Pflugvariante bei Beregnungsversuchen um die 80 % Verminderung festgestellt worden. In der Literatur werden ähnliche zu erwartende Verminderungen genannt (FELDWISCH, 2004; SALA & INBAR, 2006; BRUNOTTE, 2007; SANDERS, 2007). Das ist ein Hinweis, dass die von FELDWISCH (2004) genannte mögliche Reduzierung der erosiven Einträge beziehungsweise des Bodenabtrags von mindesten 50 % am unteren Ende der Erwartung plziert ist und die in dieser Modellberechnung angesetzte Verminderung von 50 % eher sehr vorsichtig angenommen wurde. Für weiterführende Szenarienberechnungen kann deshalb ein größerer Faktor eingesetzt werden, da mit weitaus höheren Verminderungen gerechnet werden kann.

Bei der flächenhaften Darstellung der berechneten Verminderung erosiver P-Einträge (Bild 96) fällt auf, dass vielfach dieselben Flächen der Eintragsverminderung für Stickstoff betroffen sind (Bild 92). Das ist darauf zurückzuführen, dass das Szenario der konservativen Bodenbearbeitung die Stickstoff- und Phosphoreinträge über erosive Flächen gleichermaßen anspricht.



Die höchsten Verminderungen der Einträge sind im südlichen Fuhsegebiet und im Süden vom Einzugsgebiet der Oker zu verzeichnen. Aber auch in Gebieten mit nur geringer Hangneigung (vergleiche Bild 16) werden Flächen mit signifikanten erosiven Einträgen angesprochen.

Bild 96: Eintragsverminderung für Phosphor über Erosion [kg/ha\*a] in den Einzugsgebieten der Fuhse und der Oker

Weiterhin ist zu bemerken, dass auch in Gebieten mit nur geringer Hangneigung (vergleiche Bild 16) Flächen mit signifikanten erosiven Einträgen angesprochen werden. Die P-Einträge über Erosion ergeben sich aus dem Bodenabtrag, der Gewässeranbindung erosiver Ackerflächen, dem Anreicherungsverhältnis und dem P-Gehalt im Oberboden (vergleiche Kapitel 3.8.1.1 bis 3.8.1.4). Die Berücksichtigung der Gewässeranbindung ermöglicht es, die Ackerflächen anzusprechen, bei denen selbst bei geringer Hangneigung ein erosiver Eintrag vorhanden ist. Wird entsprechend der Signifikanzanalyse dieser Eintrag als signifikant belastend eingestuft, erfolgt die Szenarienberechnung der konservierenden Bodenbearbeitung auf eben diesen Flächen.

Wie in Tabelle 86 dargestellt, wurde mit dieser Szenarienkombination insgesamt die Reduzierung des Phosphoreintrages für das Einzugsgebiet der Oker mit einen Anteil von 32 % an der Sollverminderung (vergleiche Tabelle 80) und für das Fuhsegebiet 17 % berechnet. Es ist jedoch zu berücksichtigen, dass in der geforderten Verminderung die Einträge sowohl für N als auch für P über Kläranlagen und Siedlungseinträge enthalten sind.

Tabelle 86: Abgleich der Szenarienberechnung zum Ist- und Sollzustand

|                                      | Oker      | Fuhse     |
|--------------------------------------|-----------|-----------|
| Soll N-Verminderung für 3 mgN/l      | 798       | 510       |
| Soll P-Verminderung für 0,1 mgP/l    | 48        | 32        |
| N-Verminderung durch Szenario [t]    | 215       | 73        |
| P-Verminderung durch Szenario [t]    | 16        | 6         |
| <b>Ist N-Verminderung [%]</b>        | <b>27</b> | <b>14</b> |
| <b>Ist P-Verminderung [%]</b>        | <b>32</b> | <b>17</b> |
| Ist N-Verminderung Langzeit [t/a]    | 152       | 14        |
| Ist N-Verminderung Gesamt [t/a]      | 367       | 87        |
| <b>Ist N-Verminderung Gesamt [%]</b> | <b>46</b> | <b>17</b> |

Für den Parameter N liegt der Anteil der erreichten an der geforderten Verminderung bei 27 % im Einzugsgebiet der Oker und bei 14 % im Einzugsgebiet der Fuhse. Berücksichtigt man den zusätzlichen Rückgang der Einträge über Flächen mit Grundwasserverweilzeiten von über einem Jahr, so ist für das Einzugsgebiet der Oker eine Stickstoffverminderung von 367 t mit geringem Aufwand möglich. Das entspricht einem Anteil von 46 % an der Sollverminderung (vergleiche Tabelle 80).

Wird aus der N-Verminderung die N-Konzentration berechnet, ergibt sich für das Einzugsgebiet der Oker eine mittlere N-Konzentration von 3,8 mg/l und für das Einzugsgebiet der Fuhse von 4,6 mg/l, besonders für das Einzugsgebiet der Oker eine deutliche Verbesserung. Die mittleren P-Konzentrationen lägen im Einzugsgebiet der Fuhse bei 0,18 mg/l und im Einzugsgebiet der Oker bei 0,15 mg/l.

Für die P-Verminderungen wird deutlich, dass in der Szenarienberechnung der konservierenden Bodenbearbeitung durchaus eine höhere Verminderung angenommen werden kann, des weiteren aber auch der Anteil der Punktquellen an Einfluss gewinnt und für weitere Szenarienberechnungen die punktuellen Einträgen Berücksichtigung finden sollten.

Insgesamt kann festgestellt werden, dass die getätigten Szenarien gängige, in der Literatur beschriebene Maßnahmen sind (siehe oben). Die Verminderungsmaßnahmen sind in dieser Szenarienkombination eher gering angesetzt, trotzdem wird insbesondere im Einzugsgebiet der Oker eine deutliche N-Verminderung erreicht, jedoch nur unter der Voraussetzung, dass dieses Szenario in der landwirtschaftlichen Praxis in den folgenden Jahren bestand hat. Der Einfluss von Grundwasserverweilzeiten auf das Eintragsgeschehen ist als plausibel zu bezeichnen (vergleiche BECKER & LAHMER, 2004).

### **Szenarienkombination 2** (Tabelle 87)

Anders als bei der Szenarienkombination 1 (siehe oben), bei der alle pegelwirksamen Flächen angesprochen werden, werden bei dieser Szenarienkombination für die Stickstoffeinträge bestimmte Bilanzgebiete angesprochen, die in der Signifikanzanalyse als besonders belastet hervortreten (vergleiche Kapitel 3.14). Für Stickstoff wurden in einigen Bilanzgebieten (BG 13 und BG 14) deutliche Überhöhungen der Belastung über den Grundwasserpfad und die Dränage (BG 12, 15 und BG 22, vergleiche Kapitel 4.6) festgestellt. Zur Lage der Bilanzgebiete vergleiche Kapitel 3.2.

In dieser Szenarienkombination werden vier Szenarien kombiniert, die drei Eintragspfade Grundwasser, Dränage und Erosion ansprechen. Es werden nur signifikant belastete Flächen (Raster) dieser Eintragspfade angesprochen (vergleiche Kapitel 3.14 - Signifikanzanalyse und 3.15 - Szenarien sowie Kapitel 4.6 - Ergebnisse der Signifikanzanalyse).

- Das erste in dieser Kombination enthaltende Szenario ist die **konservierende Bodenbearbeitung** mit einer angenommenen Verminderung von 10 %, statt wie bei der Szenarienkombination 1 mit 50 %. Es werden nur signifikant durch P-Erosion belastete Flächen mit einer Hangneigung über 2° in den pegelwirksamen Bilanzgebieten (BG 11-18) angesprochen (vergleiche Kapitel 3.15).
- Das zweite Szenario ist die **Düngerreduzierung**, die Flächen bei signifikanter Belastung der Stickstoffeinträge über Grundwasserabfluss anspricht. Die angenommene Verminderung liegt hier niedriger als bei der Szenarienkombination 1 (10 %), was in der Praxis eine verminderte Überschussdüngung von 10 % zulässt (vergleiche Kapitel 3.6). Im Ein-

zugsgebiet der Oker werden die Bilanzgebiete 13 und 14 angesprochen, die eine deutliche Überhöhung der signifikanten Belastung aufweisen (siehe Bild 81), im Fuhsegebiet die Bilanzgebiete 22 und 23 wegen des flussnahen Verlaufes der Einträge, deutlich zu sehen in Bild 86. Die Lage der Bilanzgebiete ist Kapitel 3.2 zu entnehmen.

- Das dritte Szenario ist die **Dränwasserbehandlung**, die nach BECKER & LAHMER (2004) für Dränsysteme auf gefährdeten Standorten als Maßnahme vorgeschlagen wird (vergleiche Kapitel 3.15.3). Das im Modell berechnete Szenario der Dränwasserbehandlung wird Flächen mit schlechten Denitrifikationsbedingungen im Grundwasser zugewiesen (Denitrifikationsbedingung 3), da bei dem alternativen Szenario der Aufgabe der Dränflächen das Grundwasser entsprechend höher belastet wird, was bei entsprechend schlechten Denitrifikationsbedingungen im Grundwasser kontraproduktiv wäre (vergleiche Kapitel 3.15.3). Auch hier werden in beiden Einzugsgebieten nur die Bilanzgebiete angesprochen, die eine deutliche Überhöhung der signifikanten Belastung aufweisen (vergleiche Kapitel 3.14 - Signifikanzanalyse). Bei dem Szenario der Dränwasserbehandlung liegt bei der Zuweisung des Eliminationsfaktors zugrunde, dass bei Maßnahmen für die Behandlung nur eine technische Minimallösung mit Retentionsbodenfiltern oder Ähnlichem erfolgt; hier wird eine geringe Eliminationsleistung von 10 % angenommen. Zur Eliminationsleistung von Bodenfiltern nach KAYSER (2003) und Bemessung von Anlagen zur Dränwasserbehandlung nach BECKER & LAHMER (2004) vergleiche Kapitel 3.15.3.
- Das vierte Szenario betrifft gleichermaßen den Eintrag über Dränage. Das Szenario der **Dränreduzierung** beschreibt die Aufgabe der Dränage, sie erfolgt nur bei guten Denitrifikationsbedingungen im Grundwasser (Denitrifikationsbedingung 1), da so eine höhere Belastung des Grundwassers bei einer resultierenden Verschiebung der Abflusspfade zu vermeiden ist.

Tabelle 87: Szenarienkombination 2 in den Einzugsgebieten der Fuhse und der Oker

| EZG   | Szenario               | Zuweisung  | Pfad              | betroffen Ackerflächen [ha] | betroffene Ackerflächen [%] |
|-------|------------------------|--|-------------------|-----------------------------|-----------------------------|
| Oker  | kons. Bodenbearbeitung | > 2° Hangneigung, signifikant belastet, BG 11-18 (Acker: 71000 ha)                                     | Erosion           | 15935                       | 22                          |
| Oker  | Dünge-reduzierung      | signifikant belastet für N-Grundwasser, BG 13, 14 (Acker: 15642 ha)                                    | ZW<br>GW*<br>Drän | 7352<br>754<br>4545         | 47<br>4<br>30               |
| Oker  | Dränwasser-behandlung  | Denitrifikationsbedingung 3, signifikant belastet für N-Dränage, Bilanzgebiete 12,15 (Acker: 16173 ha) | ZW<br>GW*<br>Drän | -<br>-<br>688               | -<br>-<br>4                 |
| Oker  | Dränage-reduzierung    | Denitrifikationsbedingung 1, signifikant belastet für N-Dränage, Bilanzgebiete 12,15 (Acker: 16173 ha) | ZW<br>GW*<br>Drän | 1220<br>190<br>1336         | 8<br>1<br>8                 |
| Fuhse | kons. Bodenbearbeitung | > 2° Hangneigung, signifikant belastet, Bilanzgebiete 21-24 (Acker: 51438 ha)                          | Erosion           | 1587                        | 3                           |
| Fuhse | Dünge-reduzierung      | signifikant belastet für N-Grundwasser, Bilanzgebiete 22, 23 (Acker: 29924 ha)                         | ZW<br>GW*<br>Drän | 7366<br>301<br>-            | 25<br>1<br>-                |
| Fuhse | Dränwasser-behandlung  | Denitrifikationsbedingung 3, signifikant belastet für N-Dränage, Bilanzgebiet 22 (Acker: 12936 ha)     | ZW<br>GW*<br>Drän | -<br>-<br>996               | 8<br>-<br>8                 |
| Fuhse | Dränage-reduzierung    | Denitrifikationsbedingung 1, bei signifikant belastet für N-Dränage, Bilanzgebiet 22 (Acker: 12936 ha) | ZW<br>GW*<br>Drän | 3118<br>139<br>5412         | 24<br>1<br>42               |

\* mit Grundwasserverweilzeit kleiner 1Jahr, nicht langzeitbeeinflusst (weiteres siehe unten)

Im Einzugsgebiet der Oker sind über 34.000 ha von den Szenarienberechnungen betroffen, das entspricht einem Anteil von 23 % der pegelwirksamen Fläche (vergleiche Kapitel 3.2). Es werden jedoch bei der Kombination von Szenarien Flächen mehrfach angesprochen (Bild 97).

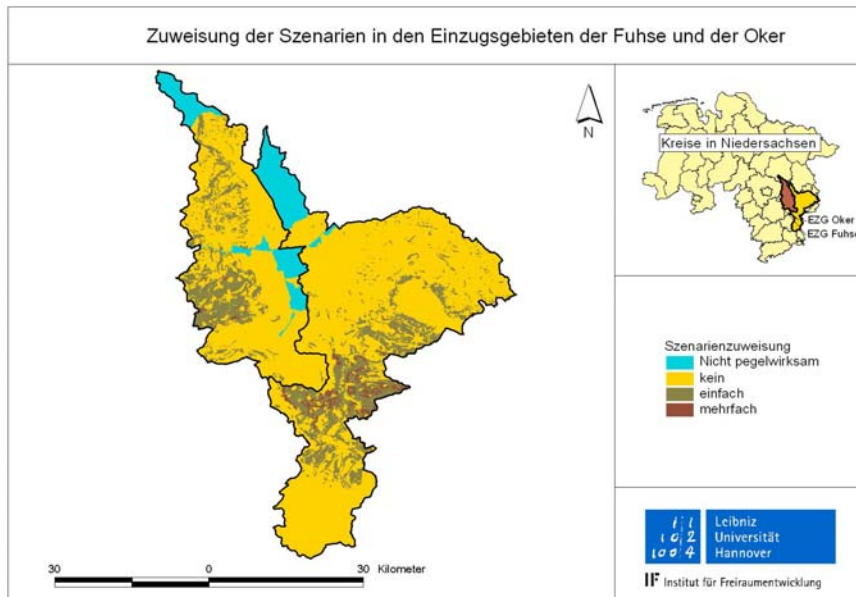


Bild 97: Zuweisung der Szenarien in den Einzugsgebieten der Fuhse und der Oker

Im Einzugsgebiet der Fuhse sind über 18.000 ha von den Szenarienberechnungen (21 % der pegelwirksamen Fläche) betroffen. Auch hier sind Flächen mit mehrfacher Szenarienzuweisung vorhanden (Tabelle 87).

Die betroffenen Flächen und die mehrfache Belegung der Flächen sind in Bild 97 dargestellt. Im Einzugsgebiet der Oker sind deutlich mehr Flächen von der Mehrfachzuweisung betroffen als im Fuhsegebiet.

Die Zuweisung der Szenarien zu den Flächen ist für die vier Szenarien der konservierenden Bodenbearbeitung, Düngereduzierung, Dränwasserbehandlung und Dränflächenreduzierung in Bild 98 dargestellt.



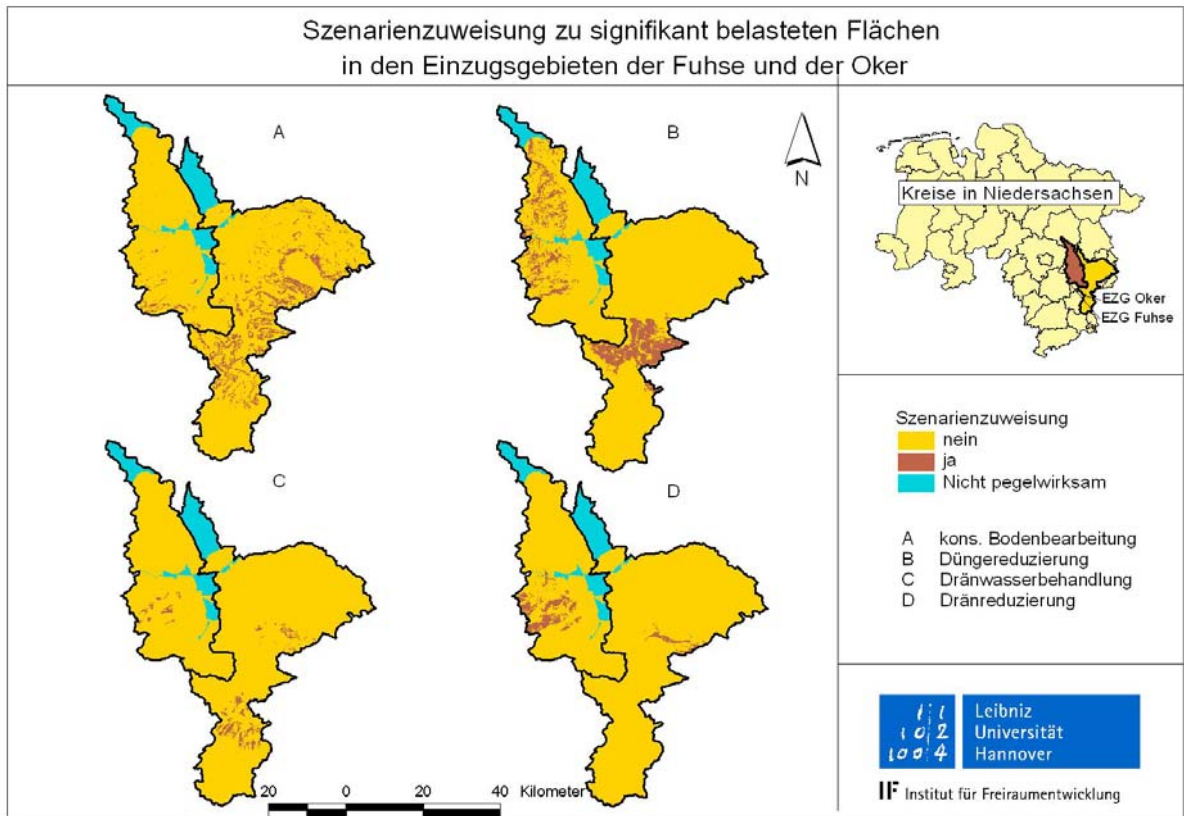


Bild 98: Szenarienzuweisung zu signifikant belasteten Flächen in den Einzugsgebieten der Fuhse und der Oker nach den Kriterien aus Tabelle 87

Das Szenario der konservierenden Bodenbearbeitung betrifft im Okergebiet mehr Flächen als im Einzugsgebiet der Fuhse, da hier höhere Hangneigungen (vergleiche Bild 16) bei gleichzeitig hoher Flächenanbindung (vergleiche Bild 66) vorhanden sind. Das Szenario der Düngereduzierung betrifft im Fuhsegebiet verstreute Flächen in den Bilanzgebieten 22 und 23 (vergleiche Kapitel 3.2), während im Einzugsgebiet der Oker fast die gesamte Ackerfläche in den Bilanzgebieten 13 und 14 betroffen ist.

Beispielhaft werden die Ergebnisse von Bilanzgebiet 22 im Folgenden dargestellt. Die Ergebnisse der Szenarienberechnung in Bilanzgebiet 22 zeigen eine Reduktion der Nährstoffemission der diffusen Einträge für Stickstoff von 37 % (Tabelle 88).

Von dieser Szenarienkombination betroffen sind die Pfade Erosion, Grundwasser, Zwischenabfluss und Dränage.

Durch eine Verschiebung des Eintragsgeschehens nehmen Einträge über Zwischenabfluss und Grundwasser zu (bei Einträgen über Zwischenabfluss um 54 %). Das ist darauf zurückzuführen, dass bei dem Szenario der Dränagereduzierung der Eintrag anderen Abflusspfaden zugeschrieben wird.

Von daher zeigt sich, wie notwendig es ist, bei der Auswahl und Zuweisung von Szenarien diese Verlagerung zu berücksichtigen, da Belastungen verschoben werden. So wäre eine Verlagerung des Dränageabflusses in Grundwasserbereiche mit schlechten Denitrifikationsbedingungen nicht zweckmäßig.

Tabelle 88: Stickstoff-Emissionen im Bilanzgebiet 22 für die Szenarienkombination 2

| BG 22<br>Eintragspfad  | Basisberechnung |              | Szenarienberechnung |              | Vergleich der Berechnungen |              |
|------------------------|-----------------|--------------|---------------------|--------------|----------------------------|--------------|
|                        | N [t/a]         | N [%]        | N [t/a]             | N [%]        | Differenz [t]              | Änderung [%] |
| Direkteinträge         | 4,5             | 1,4          | 4,5                 | 2,1          | 0,0                        | 0,0          |
| Abschwemmung           | 1,7             | 0,5          | 1,7                 | 0,8          | 0,0                        | 0,0          |
| <b>Erosion</b>         | <b>10,5</b>     | <b>3,4</b>   | <b>10,4</b>         | <b>4,9</b>   | <b>0,0</b>                 | <b>-0,4</b>  |
| <b>Grundwasser</b>     | <b>44,17</b>    | <b>14,2</b>  | <b>48,9</b>         | <b>23,2</b>  | <b>-4,7</b>                | <b>10,7</b>  |
| <b>Zwischenabfluss</b> | <b>47,79</b>    | <b>15,3</b>  | <b>73,6</b>         | <b>34,9</b>  | <b>-25,8</b>               | <b>54,0</b>  |
| <b>Dränage</b>         | <b>161,13</b>   | <b>51,7</b>  | <b>30,0</b>         | <b>14,2</b>  | <b>131,1</b>               | <b>-81,4</b> |
| Kläranlagen            | 25,8            | 8,3          | 25,8                | 12,3         | 0,0                        | 0,0          |
| Urbane Einträge        | 15,9            | 5,1          | 15,9                | 7,6          | 0,0                        | 0,0          |
| <b>Summe diffus</b>    | <b>269,7</b>    | <b>86,6</b>  | <b>169,1</b>        | <b>80,2</b>  | <b>100,6</b>               | <b>-37,3</b> |
| Summe punktuell        | 41,8            | 13,4         | 41,8                | 19,8         | 0,0                        | 0,0          |
| <b>Summe</b>           | <b>311,5</b>    | <b>100,0</b> | <b>210,9</b>        | <b>100,0</b> | <b>100,6</b>               | <b>-32,3</b> |

Zusätzlich zu der Verlagerung der Abflusspfade bei der Aufgabe der Dränagen zu Zwischen- und Grundwasserabfluss erfolgt auch eine zeitliche Eintragsverschiebung. Bei einer Verlagerung der Einträge ins Grundwasser tritt bei Grundwasserverweilzeiten von mehr als einem Jahr der Eintrag erst mit der jeweiligen Verzögerung im Gewässer in Erscheinung. Bei entsprechender Denitrifikationsleistung im Grundwasser kommt es so zu einer weiteren Eintragsverminderung (vergleiche Kapitel 3.7.5.1 - Langzeitbetrachtung).

Wie in Bild 99 zu sehen, sind von der Langzeitbetrachtung etliche Flächen betroffen, im Bilanzgebiet 22 immerhin 98 % der Ackerflächen mit einer mittleren Verweildauer von 22 Jahren. Die in Tabelle 88 dargestellte Erhöhung des Eintrags über Grundwasser von 10 % betrifft Flächen, die Grundwasserverweilzeiten von weniger als einem Jahr aufweisen.

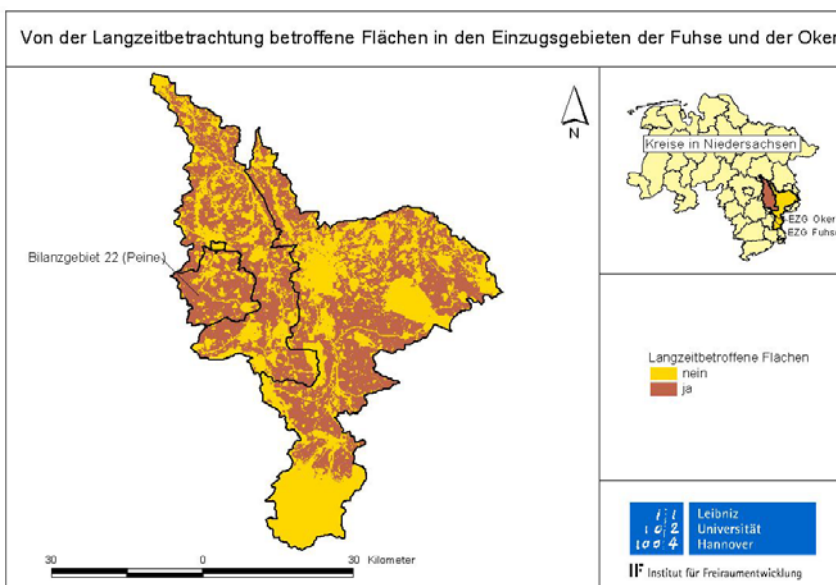
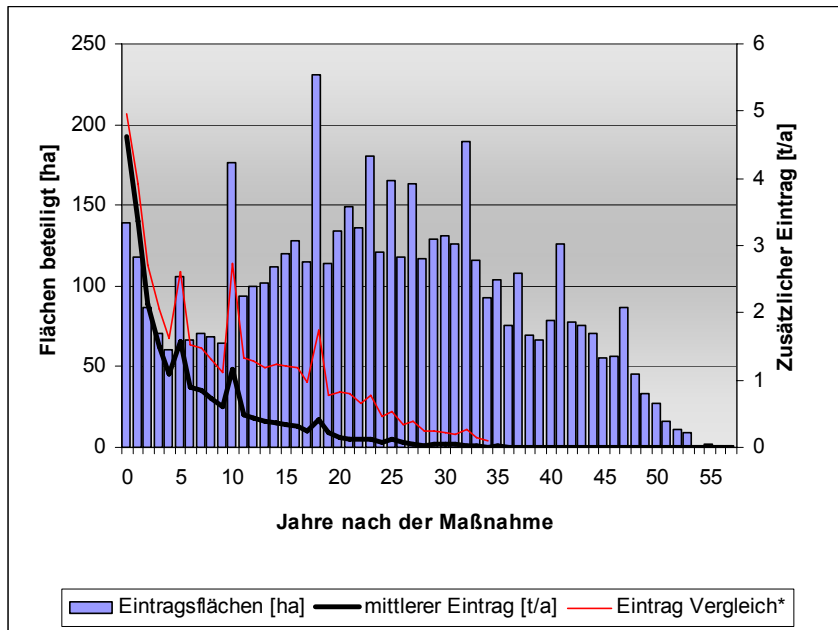


Bild 99: Grundwasserverweilzeiten von mehr als einem Jahr in den Einzugsgebieten der Fuhse und der Oker

Betrachtet man die Änderung im Stickstoffeintrag, so wird deutlich, dass der durch das Szenario der Dränflächenreduzierung erhöhte Eintrag über Grundwasser von 4,7 t im Laufe der Jahre nach Einführung der Maßnahme abnimmt (Bild 100).



Beispiel Bilanzgebiet 22: Bei Beginn der Maßnahme der Dränflächenreduzierung ( $t=0$ ) kommt es zu erhöhtem N-Eintrag von 4,7 t über Grundwasser durch 139 ha Ackerfläche (Grundwasserverweilzeit unter einem Jahr). Im Laufe der Jahre nach der Maßnahme werden Flächen mit höheren Grundwasserverweilzeiten wirksam. Überlagert wird der Effekt durch die mit steigender Verweilzeit erhöhten Abbauraten.

\*Grundwasserkörper mit schlechter Denitrifikationsleistung zum Vergleich

Bild 100: Zeitlicher Verlauf des N- Eintrags über Grundwasser nach dem Szenario der Dränagereduzierung

Im Laufe der Jahre nach Beginn der Maßnahme werden Flächen mit höheren Grundwasserverweilzeiten wirksam. Im zeitlichen Verlauf der Jahre nach Beginn der Maßnahme ( $t=0$ ) werden unterschiedliche Flächenanteile mit einer Grundwasserverweilzeit von über einem Jahr wirksam, die teilweise den Effekt haben, dass nach 4 beziehungsweise 8 Jahren ein leichter Anstieg des Eintrags berechnet wird. Überlagert wird der Effekt durch den Abbau, der mit steigender Verweilzeit zunimmt. Der zusätzliche Eintrag über Grundwasser hat sich nach 2 Jahren mehr als halbiert und beträgt nach 4 Jahren nur noch 1 t. Das bedeutet, die in Tabelle 88 dargestellte Verminderung der diffusen Einträge von 37,3 % würde nach vier Jahren auf knapp 40 % Verminderung ansteigen.

Beispielhaft wurde die Eintragsreduzierung bei schlechten Denitrifikationsleistungen im Grundwasserkörper im Vergleich dargestellt (Bild 100). Hier fällt die Abnahme des Eintrags deutlich geringer aus, ein dauerhafter Eintrag unter 1 t wird erst nach 19 Jahren erreicht.

Damit zeigt sich, dass es notwendig ist, bei der Auswahl eines Szenarios, das zu einer Verlagerung des Eintrages ins Grundwasser führt, die dort herrschenden Denitrifikationsbedingungen und auch den zeitlichen Horizont einer Maßnahme zu berücksichtigen.

Wie schon weiter vorne angesprochen, werden von BECKER & LAHMER (2004) Flächen mit einer Grundwasserverweilzeit die kleiner als 10 Jahre ist als sehr sensible Standortrelevanz für die Gewässerbelastung durch N-Austräge genannt. Auch hier wird deutlich, dass dieser Bereich der bei der Szenarienberechnung stärksten Abnahme entspricht (Bild 100). Hier liegen daher die für das Eintragsgeschehen in die Fließgewässer sensibelsten Flächen. Bei größeren Grundwasserverweilzeiten gewinnt der Abbauprozess an Bedeutung. Das bedeutet

auch, dass bei Szenarienberechnungen, die das Grundwasser betreffen, die Abbaubedingungen berücksichtigt werden müssen.

### **Einzelszenario 3**

In beiden Einzugsgebieten ergab die Signifikanzanalyse eine hohe Belastung für Stickstoffeinträge über Dränage (vergleiche Kapitel 4.6). Die Besonderheiten der Szenarien, die Dränage betreffen, wurden schon in den vorigen Kapiteln erläutert. Insbesondere wurde hier auch auf die mangelnde Praxisnähe bei dem Szenario der Dränageaufgabe eingegangen. Die Problematik der Verlagerung der Einträge ins Grundwasser ist ein zusätzlicher Grund, diese Szenarien weiterführend zu betrachten.

Im folgenden Szenario werden signifikant belastete Dränageflächen ausgewählt. Auf diesen wird das Szenario der veränderten Anbaustrukturen berechnet. In diesem Fall wird die nach der Agrarstatistik angesetzte Fruchtfolge bzw. Kulturart durch Winterroggen ersetzt.

Winterroggen hat einen relativ geringen N-Gehalt im Erntegut. Er liegt bei circa 75 % anderer Getreidearten (LWK HANNOVER, 2000). Wenn man davon ausgehen kann, dass nach der Düngeverordnung (LWK NIEDERSACHSEN, 2007) der Düngebedarf der Kultur festgestellt wird, der sich unter anderem in Anlehnung an BACH & FREDE (2002) aus dem N-Gehalt im Erntegut ergibt und entsprechend der guten fachlichen Praxis gedüngt wird, ergibt sich ein geringeres Auswaschungspotenzial (vergleiche Kapitel 3.6). Roggen weist im Vergleich zu anderen Kulturarten daher (theoretisch) geringe N-Bilanzüberschüsse auf und ist selbstverträglich (LANG, 1994). Dass die freigesetzten Stickstoffmengen deutlich unterhalb des Acker-Mittelwertes liegen, wird auch von PETER & PREIS (2005) bestätigt. Roggen ist eine relativ anspruchlose Kulturart, verträgt jedoch wenig stauende Nässe vor allem auf schweren Böden und verlangt bessere Bodendurchlüftung als der Weizen (LANG, 1994). Durch die Dränung ist Entwässerung theoretisch gegeben.

Im Einzugsgebiet der Fuhse sind mit 19.473 ha 81 % der Dränageflächen als signifikant belastet ausgewiesen. Im Okergebiet sind es mit 29.796 ha 89 %.

Diese Maßnahme wirkt sich bei der Berechnung auf den N-Bilanzüberschuss und den Bodenbedeckungs- und Bearbeitungsfaktor der Erosionsberechnung aus (vergleiche Kapitel 3.8.1.1). Da mit einer Kulturartenänderung auch die Menge des aufgebrauchten Wirtschaftsdüngers variiert wird, wirkt sich das Szenario in geringem Maße auch auf den Eintragspfad der Abschwemmung aus.

Die Ergebnisse sind Tabelle 89 bis Tabelle 92 dargestellt. Sie belegen, dass auch mit Maßnahmen, die keinen großen Eingriff erfordern, Eintragsverringerungen erzielt werden können. Im Gegensatz zu dem Szenario der Dränageaufgabe oder der Dränwasserbehandlung ist hier kein großer Aufwand für die Bewirtschaftungsänderung zu erwarten.

Tabelle 89: Stickstoff-Emissionen im Einzugsgebiet der Fuhse für das Einzelszenario 3

| EZG Fuhse           | Basisberechnung |              | Szenarienberechnung |              | Vergleich der Berechnungen |              |
|---------------------|-----------------|--------------|---------------------|--------------|----------------------------|--------------|
|                     | N [t/a]         | N [%]        | N [t/a]             | N [%]        | Differenz [t]              | Änderung [%] |
| Direkteinträge      | 24,5            | 1,9          | 24,5                | 2,0          | 0,0                        | 0,0          |
| <b>Abschwemmung</b> | <b>5,4</b>      | <b>0,4</b>   | <b>5,3</b>          | <b>0,4</b>   | <b>0,1</b>                 | <b>-1,7</b>  |
| <b>Erosion</b>      | <b>33,0</b>     | <b>2,6</b>   | <b>24,7</b>         | <b>2,0</b>   | <b>8,4</b>                 | <b>-25,3</b> |
| <b>Grundwasser</b>  | <b>270,1</b>    | <b>21,0</b>  | <b>253,7</b>        | <b>20,3</b>  | <b>16,4</b>                | <b>-6,1</b>  |
| Zwischenabfluss     | 278,0           | 21,6         | 278,0               | 22,3         | 0,0                        | 0,0          |
| <b>Dränage</b>      | <b>485,2</b>    | <b>37,8</b>  | <b>472,8</b>        | <b>37,9</b>  | <b>12,4</b>                | <b>-2,5</b>  |
| Kläranlagen         | 112,5           | 8,8          | 112,5               | 9,0          | 0,0                        | 0,0          |
| Urbane Einträge     | 76,1            | 5,9          | 76,1                | 6,1          | 0,0                        | 0,0          |
| <b>Summe diffus</b> | <b>1096,2</b>   | <b>85,3</b>  | <b>1059,1</b>       | <b>84,9</b>  | <b>37,2</b>                | <b>-3,4</b>  |
| Summe punktuell     | 188,6           | 14,7         | 188,6               | 15,1         | 0,0                        | 0,0          |
| <b>Summe</b>        | <b>1284,9</b>   | <b>100,0</b> | <b>1247,7</b>       | <b>100,0</b> | <b>37,2</b>                | <b>-2,9</b>  |

Im Einzugsgebiet der Fuhse geht die Belastung um insgesamt 37 t/a zurück, der Dränageeintrag um 12 t/a. Dass die Einträge über Grundwasser ebenfalls um über 16 t zurückgehen, ist ein Nebeneffekt des Szenarios. Wie weiter vorne angesprochen, wird der Effekt der Abnahme der Grundwassereinträge auch hier weiter zunehmen, da die von der Langzeitbetrachtung betroffenen Flächen mit Grundwasserverweilzeiten von über einem Jahr erst in der Zukunft pegelwirksam werden. Auch eine Abnahme der erosiven Einträge ist zu verzeichnen, da die Kulturartenänderung gleichzeitig eine Änderung der Bodenbedeckung bewirkt.

Tabelle 90: Stickstoff-Emissionen im Einzugsgebiet der Oker für das Einzelszenario 3

| EZG Oker            | Basisberechnung |              | Szenarienberechnung |              | Vergleich der Berechnungen |              |
|---------------------|-----------------|--------------|---------------------|--------------|----------------------------|--------------|
|                     | N [t/a]         | N [%]        | N [t/a]             | N [%]        | Differenz [t]              | Änderung [%] |
| Direkteinträge      | 53,9            | 2,3          | 53,9                | 2,4          | 0,0                        | 0,0          |
| <b>Abschwemmung</b> | <b>14,8</b>     | <b>0,6</b>   | <b>14,8</b>         | <b>0,7</b>   | <b>0,0</b>                 | <b>-1,2</b>  |
| <b>Erosion</b>      | <b>69,0</b>     | <b>2,9</b>   | <b>60,1</b>         | <b>2,7</b>   | <b>8,9</b>                 | <b>-12,8</b> |
| <b>Grundwasser</b>  | <b>553,4</b>    | <b>23,3</b>  | <b>479,4</b>        | <b>21,8</b>  | <b>74,0</b>                | <b>-13,4</b> |
| Zwischenabfluss     | 801,6           | 33,7         | 801,6               | 36,4         | 0,0                        | 0,0          |
| <b>Dränage</b>      | <b>653,8</b>    | <b>27,5</b>  | <b>560,3</b>        | <b>25,4</b>  | <b>93,6</b>                | <b>-14,3</b> |
| Kläranlagen         | 118,2           | 5,0          | 118,2               | 5,4          | 0,0                        | 0,0          |
| Urbane Einträge     | 114,1           | 4,8          | 114,1               | 5,2          | 0,0                        | 0,0          |
| <b>Summe diffus</b> | <b>2146,5</b>   | <b>90,2</b>  | <b>1970,3</b>       | <b>89,5</b>  | <b>176,1</b>               | <b>-8,2</b>  |
| Summe punktuell     | 232,2           | 9,8          | 232,2               | 10,5         | 0,0                        | 0,0          |
| <b>Summe</b>        | <b>2378,7</b>   | <b>100,0</b> | <b>2202,4</b>       | <b>100,0</b> | <b>176,1</b>               | <b>-7,4</b>  |

Im Einzugsgebiet der Oker ist ein Rückgang von 93 t bei den Einträgen über Dränage berechnet worden, auch die Einträge über den Grundwasserpfad nehmen erheblich ab (Tabelle 90).

Der Nebeneffekt, dass erosive Einträge und somit vor allem P-Einträge durch Änderung der Bodenbedeckung abnehmen, ist in Tabelle 91 und Tabelle 92 dargestellt. Im Einzugsgebiet der Fuhse bewirkt die Abnahme um 5,5 t einen Rückgang der diffusen P-Belastungen um mehr als 15 %.

Tabelle 91: Phosphor-Emissionen im Einzugsgebiet der Fuhse für das Szenario der veränderten Anbaustrukturen

| EZG Fuhse           | Basisberechnung |              | Szenarienberechnung |              | Vergleich der Berechnungen |              |
|---------------------|-----------------|--------------|---------------------|--------------|----------------------------|--------------|
|                     | P [t/a]         | P [%]        | P [t/a]             | P [%]        | Differenz [t]              | Änderung [%] |
| Direkteinträge      | 1,1             | 1,6          | 1,1                 | 1,8          | 0,0                        | 0,0          |
| <b>Abschwemmung</b> | <b>1,4</b>      | <b>2,1</b>   | <b>1,4</b>          | <b>2,3</b>   | <b>0,0</b>                 | <b>-1,9</b>  |
| <b>Erosion</b>      | <b>21,2</b>     | <b>31,5</b>  | <b>15,7</b>         | <b>25,5</b>  | <b>5,5</b>                 | <b>-25,8</b> |
| Grundwasser         | 4,6             | 6,9          | 4,6                 | 7,5          | 0,0                        | 0,0          |
| Zwischenabfluss     | 0,9             | 1,3          | 0,9                 | 1,5          | 0,0                        | 0,0          |
| Dränage             | 6,3             | 9,3          | 6,3                 | 10,1         | 0,0                        | 0,0          |
| Kläranlagen         | 16,0            | 23,8         | 16,0                | 26,0         | 0,0                        | 0,0          |
| Urbane Einträge     | 15,7            | 23,4         | 15,7                | 25,4         | 0,0                        | 0,0          |
| <b>Summe diffus</b> | <b>35,5</b>     | <b>52,8</b>  | <b>30,0</b>         | <b>48,6</b>  | <b>5,5</b>                 | <b>-15,5</b> |
| Summe punktuell     | 31,7            | 47,2         | 31,7                | 51,4         | 0,0                        | 0,0          |
| <b>Summe</b>        | <b>67,2</b>     | <b>100,0</b> | <b>61,7</b>         | <b>100,0</b> | <b>5,5</b>                 | <b>-8,2</b>  |

Im Einzugsgebiet der Oker liegen ähnliche Größenordnungen vor. Eine Abnahme von knapp 6 t/a bewirkt eine Reduzierung der diffusen P-Einträge um knapp 9%.

Tabelle 92: Phosphor-Emissionen im Einzugsgebiet der Oker für das Szenario der veränderten Anbaustrukturen

| EZG Oker            | Basisberechnung |              | Szenarienberechnung |              | Vergleich der Berechnungen |              |
|---------------------|-----------------|--------------|---------------------|--------------|----------------------------|--------------|
|                     | P [t/a]         | P [%]        | P [t/a]             | P [%]        | Differenz [t]              | Änderung [%] |
| Direkteinträge      | 2,8             | 2,5          | 2,8                 | 2,7          | 0,0                        | 0,0          |
| <b>Abschwemmung</b> | <b>3,7</b>      | <b>3,4</b>   | <b>3,6</b>          | <b>3,5</b>   | <b>0,1</b>                 | <b>-1,4</b>  |
| <b>Erosion</b>      | <b>46,1</b>     | <b>42,2</b>  | <b>40,3</b>         | <b>39,0</b>  | <b>5,8</b>                 | <b>-12,6</b> |
| Grundwasser         | 4,7             | 4,3          | 4,7                 | 4,6          | 0,0                        | 0,0          |
| Zwischenabfluss     | 3,6             | 3,3          | 3,6                 | 3,4          | 0,0                        | 0,0          |
| Dränage             | 5,8             | 5,3          | 5,8                 | 5,6          | 0,0                        | 0,0          |
| Kläranlagen         | 19,1            | 17,5         | 19,1                | 18,5         | 0,0                        | 0,0          |
| Urbane Einträge     | 23,5            | 21,6         | 23,5                | 22,8         | 0,0                        | 0,0          |
| <b>Summe diffus</b> | <b>66,6</b>     | <b>61,0</b>  | <b>60,7</b>         | <b>58,8</b>  | <b>5,9</b>                 | <b>-8,8</b>  |
| Summe punktuell     | 42,6            | 39,0         | 42,6                | 41,2         | 0,0                        | 0,0          |
| <b>Summe</b>        | <b>109,2</b>    | <b>100,0</b> | <b>103,3</b>        | <b>100,0</b> | <b>5,9</b>                 | <b>-5,4</b>  |

Bezüglich der Szenarienberechnungen konnte folgendes gezeigt werden:

- Es können sehr gezielt signifikant belastete Eintragspfade angesprochen werden und bei diesen auch die höchsten Verminderungen erreicht werden (vergleiche Kapitel 3.14).
- Ein weiterer Effekt bei den Szenarienberechnungen ist dem Eintragspfad Grundwasser zuzuordnen. Hat eine Maßnahme Bestand, können sich abhängig von der Grundwasserverweilzeit Einträge über Grundwasser zusätzlich stark verringern.
- Die höchsten Verminderungsraten sind bei Grundwasserverweilzeiten unter 10 Jahren zu verzeichnen. Der Einfluss von Grundwasserverweilzeiten auf das Eintragsge-

schehen ist als plausibel zu bezeichnen (vergleiche BECKER & LAHMER, 2004 und Kapitel 3.14 sowie Kapitel 4.6).

- Eine Änderung von Kulturarten kann eintragsvermindernd wirken, es ist jedoch darauf hinzuweisen, dass diese Maßnahme eventuell nur schwer auf Akzeptanz stoßen wird (vergleiche Kapitel 3.15.4). Hier sei generell auf den Einsatz betrieblicher N-Managementsysteme (precision farming) hingewiesen. Vergleiche hierzu BECKER & LAHMER (2004), KNICKEL (2001), HASERT (2003) und (OSTHEIM, 2000) sowie Kapitel 3.15.4.

Für den problematischen Bereich der Einträge über Dränagen kann folgendes festgehalten werden:

- Dränage ist für viele Flächen aus ackerbaulicher Sicht nötig, um eine Verbesserung der Feuchteigenschaften herbeizuführen und eine entsprechende Bewirtschaftung zu ermöglichen. Die Forderung für ihren Rückbau wird in den seltensten Fällen auf Akzeptanz stoßen (vergleiche Kapitel 3.15.2 und Szenarienberechnung 2).
- Einträge über Dränagen sind oft besonders bedenklich, sie gelangen innerhalb kurzer Zeit mit hohen Konzentrationen direkt in den Vorfluter (vergleiche Kapitel 3.15.2).
- Durch die Dränage wird in gewisser Weise eine Schutzfunktion für das Grundwasser erreicht, da die Einträge vor Eintritt in das Grundwasser abgeleitet werden (vergleiche Kapitel 3.15.2 und Szenarienberechnung 2). Daraus ist zu schlussfolgern, dass bei Maßnahmen, die den Pfad der Dränage betreffen, sehr differenziert entsprechend der Situation vor Ort vorgegangen werden muss, um nicht einen gegenteiligen Effekt auszulösen und das eigentliche Ziel zu verfehlen.
- Bei guten Denitrifikationsbedingungen im Grundwasser kann eine Aufgabe der Dränage (wenn sie möglich ist) zu einer Verringerung der Einträge beitragen. Dies ist abhängig von der Grundwasserverweilzeit und den vorherrschenden Denitrifikationsbedingungen im Grundwasser (vergleiche Kapitel 3.15.2 und Szenarienberechnung 2).

Für die P-Einträge kann folgendes festgehalten werden:

- Der Eintragspfad über Erosion ist maßgeblich für diffuse P-Einträge verantwortlich.
- Durch konservierende Bodenbearbeitung können die erosiven Einträge stark verringert werden.
- Nach dem Szenario der konservierenden Bodenbearbeitung erhöht sich der prozentuale Anteil der Punktquellen, teilweise werden über 50 % der Phosphoremissionen durch Kläranlagen und sonstige Einträge über Kanalisation verursacht, der Fokus für weitere Szenarienberechnungen und Maßnahmenplanungen läge dann auf den punktuellen Einträgen im Einzugsgebiet der Fuhse.

Die Evaluierung und die Abschätzung der Wirksamkeit von Maßnahmen sind nach DWA (2008) eine wichtige Aufgabe in der Bewirtschaftungsplanung. Das im Rahmen dieser Arbeit entwickelte Modell kann bestimmte Effekte von Maßnahmen in ihrer Wirkung simulieren. Es

ist damit ein gutes Mittel, im Flussgebietsmanagement entscheidungsunterstützend Lösungsstrategien zu erarbeiten.

Nach NAFO & HURCK (2008) ist die Methode der gebietsabhängigen Zielvorgabe die kosteneffizienteste, aber auch die aufwändigste. Für eine Minimierung dieses Aufwandes wurde mit dem vorliegenden Modell ein Werkzeug für die Szenarienberechnung entwickelt.

Die in dieser Arbeit entwickelten differenzierten Bewirtschaftungsszenarien auf der Basis einer pfadnutzungsbezogenen Signifikanzanalyse bieten demnach die Möglichkeit, wie bei NAFO & HURCK (2008) dargestellt, die Reduzierungsziele nur schwerpunktmäßig für solche Regionen, Teilgebiete oder auch Pfade vorzugeben, wo der meiste Erfolg beispielsweise aufgrund der Bodeneigenschaften und Nutzungen zu erwarten ist. Auch bei HLUG (2007) wird gefordert, dass identifizierte Maßnahmenggebiete mit genau für diese Gebiete ausgewählten Maßnahmen verknüpft werden, da nicht alle Maßnahmen in jeder Region sinnvoll und notwendig sind.

Insgesamt konnte gezeigt werden, dass auf der Basis einer pfadnutzungsbezogenen Signifikanzanalyse differenzierte Bewirtschaftungsszenarien zur Bewertung der Effektivität von Maßnahmen ableitbar, in das Modell integrierbar und mit plausiblen Ergebnissen im Sinne eines Entscheidungsunterstützungssystems rechenbar sind. Es konnte folglich ein flexibles Szenarienmodul entwickelt werden, das es nicht nur ermöglicht die Effizienz von Einzelmaßnahmen und die Wirksamkeit von verschiedenen Maßnahmenkombinationen abzubilden, sondern auch den zeitlichen Horizont einer Maßnahme zu berücksichtigen.



## 5 Zusammenfassung und Ausblick

Der Zustand der Fließgewässer ist von größter Wichtigkeit für Mensch und Umwelt. Auch besondere Qualitäten von Kulturlandschaften sind vom Zustand der Gewässer abhängig. Dazu zählen auch wertvolle Siedlungsstrukturen. Sie sind in hohem Maße an den Wasserläufen gewachsen und an sie gebunden. Sie bedingen nicht nur die besondere Lebensqualität der dort wohnenden Menschen. Gebiete am Wasser sorgten auch schon immer für hohe Erholungs- und Freizeitqualität und sind nicht zuletzt auch deshalb für Tourismus und Wirtschaft wichtig. Flüsse haben dazu schon seit Beginn menschlicher Siedlungstätigkeit zentrale Bedeutung für die Ver- und Entsorgung: Dabei diente das Wasser gleichermaßen als essenzielles Lebensmittel, und ein Paradoxon, ebenso der Entsorgung von Abfällen und Fäkalien. Durch die Selbstreinigungskraft der Flüsse zusammen mit dem Abtransport der Problemstoffe vom Entstehungsort funktionierte dieses System lange Zeit aus der Sicht der Ver- und Entsorgung gut. Mit dem Einleiten immer größerer Mengen weitgehend ungeklärter Abwässer wurde die Selbstreinigungskraft der Flüsse überschritten, durch den Abtransport des Problems vom Entstehungsort wurde die Problematik in Richtung der Ästuar verschoben und der Ausbau von Kläranlagen wurde erforderlich.

Mit einer intensiven Ackerwirtschaft und damit einhergehendem Düngemiteleinsatz wurden die Gewässer zusätzlich mit den sogenannten diffusen Einträgen aus der Fläche, mit den Pflanzennährstoffen der Stickstoff- und Phosphorfraktion, belastet. Im Gegenzug gingen Einträge über Kläranlagen zurück, da durch die Beiträge der Forschung und Technik die Nutzung biologischer Abbauprozesse mit hohen Wirkungsgraden erfolgen konnte. Doch die diffusen Einträge aus Flächen, die teilweise weit vom eigentlichen Fluss entfernt liegen können, erfordern das Umdenken, den Fluss nicht nur als den eigentlichen Wasserlauf, sondern im Kontext seines gesamten Einzugsgebietes zu betrachten. Anders als bei den Kläranlagen stehen die Beiträge der Forschung und Techniken zur Lösung der Problematik der diffusen Einträge noch am Anfang.

Die vorliegende Arbeit stellt einen Beitrag zu diesem Feld der Forschung über diffuse Einträge dar. Sie liefert die Technik, und damit Lösungshilfen für die Problematik der diffusen Einträge in Boden und Gewässer. Damit ist diese Arbeit sowohl ein Werkzeug für das Flusseinzugsgebietsmanagement, um die Gewässergüte zu verbessern (also für den Praktiker), als auch ein wissenschaftlicher Beitrag, um den Erkenntnis- und Verständnisprozess voranzubringen.

Die Folgen der Gewässerverschmutzung in ihrem Ausmaß erkennend, wurde die Europäische Wasserrahmenrichtlinie im Jahr 2000 als Ordnungsrahmen geschaffen. Mit der Bewirtschaftung von Wasserressourcen nach Flusseinzugsgebieten wird mit der Wasserrahmenrichtlinie ein Naturraum gleichzeitig ein politischer Handlungsraum (MOSS, APOLINARSKI et al., 2003). Mit ihrem Inkrafttreten ist es notwendig, den „guten Zustand“ der Gewässer bis zum Jahr 2015 verbindlich zu erreichen. Der gute Zustand setzt sich dabei aus Elementen von biologischen und stofflichen Qualitätskomponenten zusammen. Für Gewässereinzugsgebiete bedeutet dieses, dass eine deutliche Verringerung der diffusen Nährstoffeinträge, die vor allem durch die Landwirtschaft verursacht werden, für das Erreichen dieses Zieles notwendig ist.

Um dieses Ziel zu erreichen, ist die Identifizierung der Flächen, die signifikante Belastungen durch diffuse Quellen verursachen, von großer Bedeutung. Erst dann können nachfolgend

Bewirtschaftungsmaßnahmen in den Flusseinzugsgebieten abgeleitet werden. Dieses Unterfangen kann wegen der Größe und Komplexität von Fließgewässereinzugsgebieten nur mit Unterstützung der geeigneten Modelltechnik erfolgen.

Eine Überprüfung gängiger Bilanzierungsmodelle für diffuse Einträge offenbarte in früheren Untersuchungen für diese Fragestellung erhebliche Defizite: Insgesamt konnte kein Modell für die Anwendung in der wasserwirtschaftlichen Praxis empfohlen werden. Als entscheidende Defizite der Modelle wurden die unbefriedigende Fähigkeit zur Identifizierung von Belastungsschwerpunkten und zur Berechnung von Bewirtschaftungsmaßnahmen aufgezeigt. Darüber hinaus werden verschiedene Eintragspfade für diffuse Nährstoffeinträge ungenügend genau abgebildet.

Vor diesem Hintergrund wurde vom Niedersächsischen Umweltministerium als Forschungsauftrag die Entwicklung eines neuen Bilanzmodells in Auftrag gegeben. Damit soll die Modellierung diffuser Nährstoffeinträge für die Anwendung in der wasserwirtschaftlichen Praxis hinsichtlich der Erfüllung der Anforderungen der Wasserrahmenrichtlinie vorangetrieben werden (PANCKOW, SCHEER et al., 2007).

Ziel der vorliegenden Arbeit war es, wesentliche Modellierungsansätze für die Entwicklung eines neuen, optimierten Bilanzierungsmodells unter Berücksichtigung der Defizitanalyse aktueller Modelle zu erarbeiten. Darüber hinausgehend sollte ein flexibles Szenarienmodul auf der Basis einer pfadnutzungsbezogenen Signifikanzanalyse erarbeitet werden. Weiterhin sollte die gesamte Modellanwendung anwenderfreundlich in einer Microsoft Access®-basierten Datenbankanwendung von Grund auf realisiert und die kompletten Berechnungsgrundlagen programmiert werden. Für diese Arbeit war es deshalb notwendig über 600 Seiten Code für die Modellanwendung zu programmieren. Aufgrund der Komplexität der zu realisierenden Algorithmen benötigt das Modell für einen kompletten Rechengang mehrere Stunden.

Die Anwendung des Modells erfolgte für zwei naturräumlich unterschiedliche Einzugsgebiete der Fuhse (812 km<sup>2</sup>) und der Oker (1.470 km<sup>2</sup>) im Südosten von Niedersachsen.

Als wesentlicher Aspekt dieser Arbeit wurde für die Stickstoffflächenbilanz eine weitere Flächendifferenzierung ermöglicht. Hierfür wurde ein Modul entwickelt, das es erlaubt, auf der Basis von standorttypischen Fruchtfolgen, Standortbodenbedingungen und Kulturartenansprüchen eine weitreichende Differenzierung der Kulturartenverteilung innerhalb einer Gemeinde und somit auch einen standortspezifischen Bilanzüberschuss zu simulieren.

Die damit vorliegenden differenzierten und räumlich erheblich höher als bisher aufgelösten Bilanzüberschüsse stellen eine wesentliche Weiterentwicklung für die Modellierung der dominierenden diffusen Eintragspfade für Stickstoff über den Grundwasser-, Zwischen- und Drainageabfluss dar. Sie sind die Voraussetzung dafür, dass eine zielgerichtete Ausweisung räumlich differenzierter „Hot Spots“ der diffusen Stickstoffbelastung erfolgen kann.

Insgesamt erlauben es die Modellergebnisse, räumlich differenzierte Aussagen über die Belastungssituation in den beiden Einzugsgebieten der Fuhse und der Oker zu treffen. Es können insbesondere die Gebiete, von denen besonders hohe Belastungen ausgehen, mit ihren verantwortlichen Eintragspfaden identifiziert werden.

Der Retentionsansatz im Modell erlaubt es je nach Herkunft der Stickstoff- und Phosphoreinträge unterschiedliche Retentionen innerhalb eines Teilgebietes zu berücksichtigen.

Daneben wird auch einbezogen, dass sich die von oberhalb zufließende Fracht im Hauptfluss des betrachteten Gebietes nochmals verringert, das heißt, es wird die kontinuierliche Reduktion der Nährstoffbelastung in der fließenden Welle einkalkuliert.

Der Abgleich der Modellergebnisse sowohl der Einzugsgebiete als auch der Bilanzgebiete mit Nitrat-Konzentrationen im Grundwasser zeigt, dass die wesentlichen Einflussfaktoren auf den Stickstoffeintrag über Grundwasser, der Bilanzüberschuss, die Denitrifikation im Ober- und Unterboden und die Denitrifikation im Grundwasser, vom Modell sehr gut abgebildet werden.

Für den Abgleich mit den Frachten am Endpegel zeigt sich, dass nicht nur mittlere Systemzustände, sondern auch sehr unterschiedliche Eintragsbedingungen verschiedener Jahre in den beiden Untersuchungsgebieten mit dem Modell zuverlässig erfasst werden können. Ermöglicht wird dies durch die Berücksichtigung der in Abhängigkeit der Ernteerträge variierenden Bilanzüberschüsse und der in Abhängigkeit der Abflussverhältnisse variierenden Stickstoffauswaschungen und Direktabflussanteile. Der Abgleich mit den Frachten an den Pegeln der Bilanzgebiete zeigt zudem, dass die Eintragsituation dieser von den standörtlichen Bedingungen sehr unterschiedlichen Gebiete vom Modell weitgehend zuverlässig abgebildet wird.

Auch der Abgleich der modellierten P-Immissionen zu den gemessenen Frachten zeigt für die Einzugsgebiete, für verschiedene Jahre und auf Ebene der Bilanzgebiete sehr geringe Abweichungen und belegt, dass die Eintragsbedingungen vom Modell sehr gut erfasst werden.

Zusammengefasst zeigen die Ergebnisse der Bewertung der mit dem Bilanzmodell ermittelten Einträge und Immissionen (Frachten), dass

- mittlere Systemzustände,
- unterschiedliche Eintragsbedingungen einzelner Jahre
- und Einträge auf der Ebene von standörtlich sehr unterschiedlichen Bilanzgebieten

in den beiden naturräumlich unterschiedlichen Untersuchungsgebieten mit dieser Methode gut abgebildet werden können.

Somit stehen die notwendigen Informationen für eine pfadnutzungsspezifische Belastungsanalyse, für die Ausweisung von Belastungsschwerpunkten (Hot Spots) und für die Ableitung zielführender Bewirtschaftungsmaßnahmen zur Verfügung.

Die in dieser Arbeit entwickelte pfadnutzungsbezogene Signifikanzanalyse bietet die Möglichkeit für Szenarienberechnungen Flächen anzusprechen, auf denen vorrangig Bewirtschaftungsmaßnahmen zur Reduzierung der Gewässerbelastung durchzuführen sind.

Zur Bewertung der Effektivität solcher Maßnahmen wurden differenzierte Bewirtschaftungsszenarien in das Modell integriert; die Szenarienberechnungen sprechen dabei direkt die Flächen an, die durch die pfadnutzungsbezogene Signifikanzanalyse selektiert wurden.

Insgesamt wurde ein flexibles Szenarienmodul entwickelt, das es nicht nur ermöglicht, die Effizienz von Einzelmaßnahmen und die Wirksamkeit von verschiedenen Maßnahmenkom-

binationen abzuschätzen, sondern auch den zeitlichen Horizont einer Maßnahme entsprechend der Grundwasserverweilzeit zu berücksichtigen.

Die im Zuge dieser Arbeit entwickelten Bewirtschaftungsszenarien folgen einer bestimmten Ausrichtung, sie haben die Zielerreichung der Gewässergüte im Blick. Im Sinne konkreter räumlicher Entwicklungsperspektiven lassen sich aber auch andere Szenarien berechnen. Als Beispiel sei hier die bei VON SEGGERN & SIEVERTS (2006) angesprochene sich wandelnde Landwirtschaft, deren Auswirkungen mit dem Modell quantitativ abzuschätzen sind, genannt. Ebenso lässt sich die modellhafte Nachbildung von Änderungen in der Landnutzung realisieren. Die verwendete Maßstabsebene der Mesoskala (500-2.000 km<sup>2</sup>) ist bei einer Auflösung von einem Hektar die Grundlage, auf eine Fläche sehr gezielt und in vielfältiger Weise modellhaft Einfluss zu nehmen.

Eine Übertragbarkeit des Modells in andere Gebiete ist grundsätzlich möglich. Es müsste jedoch durch weitere Anwendungen geklärt werden, ob die hohe Güte der bisher erzielten Ergebnisse auch hier Bestand hat. Die Ergebnisse der Referenzgebiete der Fuhse und der Oker mit ihren naturräumlich verschiedenen Bilanzgebieten lassen jedoch eine gute Prognose zu, da der Abgleich der Ergebnisse mit den Pegeln der Bilanzgebiete zeigte, dass die verschiedenen Standortbedingungen gut abgebildet werden.

Mit dieser Arbeit wurde ein Werkzeug entwickelt, das als Entscheidungsunterstützungssystem im Flussgebietsmanagement und für den Erkenntnis- und Verständnisprozess seinen Beitrag liefern kann.

Der Nutzen für die wasserwirtschaftliche Praxis liegt in der Entwicklung eines eigenständigen Werkzeuges, das keinen nur von Experten anzuwendenden Modellverbund, sondern eine allein stehende Plattform darstellt. Damit wird eine technische Unterstützung für die Problematik der diffusen Einträge angeboten, um die besonderen Qualitäten der Flüsse und der Kulturlandschaften zu verbessern und zu erhalten.

Natürliche Gegebenheiten mit den menschlichen Anforderungen an die Nutzung und Gestaltung von Landschaften in Balance zu bringen, ist dabei die Herausforderung, vor der räumlich gestaltende Disziplinen immer stehen. Und die Verfügbarkeit von Wasser ist in diesem Prozess wesentliche Voraussetzung menschlicher Besiedlung und Bewirtschaftung von Landschaft.

Die ackerbauliche Bewirtschaftung, aber auch Einträge aus Siedlungsbereichen können zu einer Belastung der Wassersysteme und zwar sowohl im Oberflächenbereich als auch im Grundwasser führen. Diese Belastungen können die Versorgung mit Wasser gefährden, sodass aufwändige Reinigungsmaßnahmen nötig sind. Sie können weiterhin auch die Entsorgung von verschmutztem Wasser vor zusätzliche Probleme stellen, wenn beispielsweise Grenzwerte eingehalten werden müssen. Der dafür erforderliche große energetische Aufwand widerspricht dem immer wichtiger werdenden Grundsatz der energetisch möglichst günstigen Ver- und Entsorgung. STOKMAN (2007) zeigt mit Bezug zu eigener Forschung (BENEKE, VON SEGGERN et al., 2001) und zusammenführender Diskussion vorliegender Forschungen (DFG, 2003; ILS, 2003; MOSS, APOLINARSKI et al., 2003; ALFRED TOEPFFER AKADEMIE FÜR NATURSCHUTZ, 2005; BOTHMANN, KERNDLMAIER et al., 2006) auf, dass die bestehenden Wasserinfrastruktursysteme mit ihrer Orientierung an Wachstum, Zentralisierung und Großtechnik grundsätzliche Schwierigkeiten haben, flexibel - beispielsweise auf Schrump-

fung oder dezentrales Wachstum - zu reagieren und mit diffusen Verschmutzungen umzugehen. Dies verschärft nochmals die Problemlage von Wasserwirtschaft und Raumentwicklung in den Fließgewässereinzugsgebieten. Von daher ist generell eine zusätzliche, vor allem diffuse Belastung zu vermeiden, die Nutzung und Gestalt von Landschaften beeinträchtigt.

Auch BENEKE (2003) beschreibt die Belastung der Wasservorräte mit Schadstoffen und die Verunreinigung durch diffuse Quellen und weist darauf hin, dass Auswaschungsvorgänge von Nitrat bei intensivem landwirtschaftlichem Anbau viele Haus- und Wasserwerksbrunnen belasten und diese bereits stillgelegt werden mussten.

Eine nachhaltige Flusslandschaftsentwicklung kann nach BOTHMANN, KERNDLMAIER et al. (2006) dazu beitragen, die Ziele der Wasserrahmenrichtlinie zu erfüllen. Im Gegenzug unterstützt eine bessere Wasserqualität die Regenerierung der Flusslandschaften, welche wiederum die Wirtschaft und die regionale Entwicklung stimuliert. Nach SPITZER (2008) sowie BOTHMANN, KERNDLMAIER et al. (2006) sind attraktive Gewässer eine Investition in weiche Standortfaktoren für wirtschaftliche Aktivität und Standortentscheidungen.

In diesem Zusammenhang sprechen VON SEGGERN & SIEVERTS (2006) von der sich im Zuge der Globalisierung und der Änderung der Subventionen unabsehbar wandelnden Landwirtschaft. Nach VON SEGGERN & SIEVERTS (2006) werden in Zukunft Stadtregionen verstärkt von Bewohnern mit hohen Standortanforderungen nachgefragt und treten damit in einen unmittelbaren internationalen Wettbewerb, der von den Hochpreisländern bestimmt wird. Der zunehmende Freizeitwert, die Qualität von Nahrungsmitteln und gleichzeitig eine sich wandelnde Landwirtschaft müssen also ökonomisch, ökologisch und gestaltorientiert zusammen gedacht werden.

In der Tradition der Disziplin der Wasserwirtschaft überwiegt die Ausrichtung auf den Wasserkörper und Einzelmaßnahmen am Gewässer, die zudem oftmals wichtige Aspekte anderer Disziplinen und Erkenntnisse nicht oder nur zögerlich berücksichtigen (vergleiche hierzu GERHARD & REICH, 2001; VON SEGGERN, 2002; KUNST, VON SEGGERN et al., 2004 und BENEKE, VON SEGGERN et al., 2001). Gerade Probleme, die aus der Flächennutzung resultieren, werden mit dieser flussbezogenen Betrachtungsweise nicht gelöst. Für ein umfassendes flächendeckendes Management von Fließgewässereinzugsgebieten sind aber planerisch strategische Kompetenzen erforderlich, sodass eine interdisziplinäre Kooperation von Wasserwirtschaft und räumlich planerisch - gestaltenden Disziplinen notwendig ist.

Die Modellierung diffuser Nährstoffeinträge, mit der in der vorliegenden Arbeit bestimmte Qualitäten, wie Gewässerqualität oder signifikante Belastungen, über Quantitäten (Frachten, Konzentrationen) erfasst werden, ist dabei die fundamentale Grundlage. Denn um Gewässerqualität zu verbessern, sind zuallererst detaillierte Kenntnisse zu den Eintragsquellen und -pfaden sowie zu den räumlich-zeitlichen Eintragschwerpunkten erforderlich (SCHEER, PANCKOW et al., 2004), die nur mithilfe der Emissionsmodellierung gewonnen werden können.

Ein Verständnis des Raumes „Einzugsgebiet“ wird hinsichtlich der Eintragungssituation damit überhaupt erst ermöglicht, jedoch nur innerhalb der festgelegten Modellkonzeption. Zusammen mit der Abbildung der Qualitäten, die beispielsweise den oben erwähnten Qualitätsanspruch von Bewohnern betreffen, könnte in der interdisziplinären Arbeit dann ein umfassenderes Verstehen des Raumes erfolgen.

Mit dem entwickelten Bilanzierungsmodell wurde ein Baustein geschaffen, der es ermöglicht, die Verbindung zwischen dem Entwerfen konkreter räumlicher Entwicklungsperspektiven und der Modellierung ihrer jeweiligen Einflüsse auf die Wasserqualität herzustellen.

Somit könnte das entwickelte Modell als Werkzeug zur Entwicklung von Handlungsstrategien für einen großräumigen wasserbezogenen Ansatz der nachhaltigen Raumentwicklung dienlich sein.

## 6 Literatur

- AD-HOC-AG-BODEN (2005): Bodenkundliche Kartieranleitung. Bundesanstalt für Geowissenschaften und Rohstoffe. 5. Auflage. Schweizerbart, Stuttgart.
- AG BODEN (1994): Bodenkundliche Kartieranleitung. Bundesanstalt für Geowissenschaften und Rohstoffe. 4. Auflage. Schweizerbart, Stuttgart.
- ALBERT, H. (1998): Marktsoziologie und Entscheidungslogik. Mohr Siebeck, Tübingen.
- ALBRECHT, R. und N. NICOL (2000): Access 2000 programmieren. Addison-Wesley Verlag, München.
- ALFRED TOEPFER AKADEMIE FÜR NATURSCHUTZ (2005): Fließgewässerschutz und Auenentwicklung im Zeichen der Wasserrahmenrichtlinie: Kommunikation, Planung, fachliche Konzepte. NNA-Berichte 18. Jg., Schneverdingen.
- ATV-DVWK (2002): Verdunstung in Bezug zu Landnutzung, Bewuchs und Boden. Merkblatt ATV-DVWK M 504, Hennef.
- AUE, C. und K. KLAASSEN (2006): Nachhaltige Grundwasserbewirtschaftung. Praxishandbuch zur Reduzierung landwirtschaftlicher Einflüsse auf die Grundwasserqualität. Oldenburgisch-Ostfriesischer Wasserverband, Oldenburg.
- AUERSWALD, K. (1989a): Prognose des P-Eintrags durch Bodenerosion in die Oberflächengewässer der BRD. Mitteilungen der Deutschen Bodenkundlichen Gesellschaft 59 (II).
- AUERSWALD, K. (1989b): Predicting nutrient enrichment from long term average soil loss. Soil Techn. 2.
- BACH, M. und H.-G. FREDE (2002): Methodik zur Berechnung von Stickstoff- und Phosphorbilanzen für die Landwirtschaft in Deutschland. Universität Gießen, Institut für Landschaftsökologie und Ressourcenmanagement, Gießen.
- BARRACLOUGH, D., M. J. HYDEN und G. P. DAVIES (1983): Fate of fertilizer nitrogen applied to grassland. I. Field leaching results. Journal of Soil Science 34: 483-497.
- BAUMGARTNER, A. und H.-J. LIEBSCHER (1996): Lehrbuch der Hydrologie, Band 1: Allgemeine Hydrologie. 2. Auflage. Gebrüder Borntraeger, Berlin, Stuttgart.
- BECKER, A., W. LAHMER, H. BEHRENDT, R. KRÖNERT, O. NITZSCHE, J. QUAST, R. SCHWARZE und F. WENDLAND (2004): Konzepte für die nachhaltige Entwicklung einer Flusslandschaft. Weißensee-Verlag, Berlin.
- BEGON, M. E., C. R. TOWNSEND und J. L. HARPER (1998): Ökologie. Spektrum Akademischer Verlag, Heidelberg, Berlin.
- BEHRENDT, H., P. HUBER, M. KORNMILCH, D. OPITZ, O. SCHMOLL, G. SCHOLZ und R. UEBE (1999): Nährstoffbilanzierung der Flußgebiete Deutschlands. Berlin, Institut f. Gewässerökologie und Binnenschifffahrt im Forschungsverbund Berlin e.V.: 288.
- BEHRENDT, H. und D. OPITZ (1999): Retention of nutrients in river systems: Dependence on specific runoff and hydraulic load. Hydrobiologia Vol. 410: 111-122.
- BENEKE, G. (2003): Regenwasser in Stadt und Landschaft. Vom Stück-Werk zur Raumentwicklung. Plädoyer für eine Umorientierung. Schriftenreihe des Fachbereichs Land-

schaftsarchitektur und Umweltentwicklung der Universität Hannover, Institut für Freiraumentwicklung und Planungsbezogene Soziologie, Hannover.

- BENEKE, G., H. VON SEGGERN, A. STOKMANN, S. KUNST, U. BRÜDERN und B. VON KÜGELGEN (2001): Abwasser als Bestandteil von Stadtlandschaft. Schriftenreihe des Fachbereichs Landschaftsarchitektur und Umweltentwicklung der Universität Hannover.
- BEZIRKSREGIERUNG BRAUNSCHWEIG (2005a): Bestandsaufnahme zur Umsetzung der EG-Wasserrahmenrichtlinie. Oberflächengewässer. C-Bericht, Bearbeitungsgebiet Fuhse/Wietze.
- BEZIRKSREGIERUNG BRAUNSCHWEIG (2005b): Bestandsaufnahme zur Umsetzung der EG-Wasserrahmenrichtlinie. Oberflächengewässer. C-Bericht, Bearbeitungsgebiet Oker.
- BISCHOFF, R. (1976): Spezielle Untersuchungen an getreidereichen Fruchtfolgen. Institut für Pflanzenbau und Pflanzenzüchtung. Justus Liebig-Universität. Dissertation.
- BOGENA, H., R. KUNKEL, T. SCHÖBEL, H. P. SCHREY und F. WENDLAND (2003): Die Grundwasserneubildung in Nordrhein-Westfalen. Schriften des Forschungszentrums Jülich - Reihe Umwelt/Environment, Bd. 37. Forschungszentrum Jülich GmbH, Jülich.
- BOTHMANN, F., R. KERNDLMAIER, A. KOFFEMAN, K. MANDEL, R. SCHELLER und S. WALLBANK (2006): Handbuch für nachhaltige Regionalentwicklung. Erfahrungen aus INTERREG IIIB // Nordwesteuropa. P&P-Verlag, Köln.
- BRINKMANN, S. und R. NIEDERER (2002): Critical Loads für eutrophierenden Stickstoff - Weiterentwicklung des Ansatzes unter besonderer Berücksichtigung der Umsetzung im Boden (Humusschicht). Institut für Geoökologie: 116, Braunschweig.
- BROMBACH, H. und S. MICHELBAACH (1998): Abschätzung des einwohnerbezogenen Nährstoffaustrags aus Regenentlastungen im Einzugsgebiet des Bodensees. Bericht Int. Gewässerschutzkommission für den Bodensee, 49.
- BRONSTERT, A. (2005): Abflussbildung - Prozessbeschreibung und Fallbeispiele. Hydrologische Wissenschaften - Fachgemeinschaft in der DWA, Hennef.
- BRONSTERT, A. und S. ITZEROTT (2006): Bewirtschaftungsmöglichkeiten im Einzugsgebiet der Havel. Abschlussbericht zum BMBF-Projekt. Schriftenreihe der Mathematisch-Naturwissenschaftlichen Fakultät der Universität Potsdam.
- BRUNOTTE, J. (2007): Konservierende Bodenbearbeitung als Beitrag zur Minderung von Bodenschadverdichtungen, Bodenerosion, Run off und Mykotoxinbildung im Getreide. FAL Bundesforschungsanstalt für Landwirtschaft, Braunschweig.
- BUHLMANN, V., L. REINER, V. GRASER, A. HEIßENHUBER, M. KLASSEN, A. PFEFFERKORN, A. SPANAKAKIS und F. STRAß (1992): Weizen aktuell. DLG-Verlag, Frankfurt am Main.
- CAMPELL, N. A. (1997): Biologie. Spektrum Akademischer Verlag, Heidelberg, Berlin, Oxford.
- COLBOURN, P. und R.-J. DOWDELL (1984): Denitrification in field soils. *Plant and Soil* 76: 213-225.
- CROST, J. R. (1986): Phosphorus and microplankton development in an eutrophic lake. *Acta Microbiol. Polonica* 37: 205 - 225.



- DEBRUCK, J. (1976): Untersuchungen über getreidereiche Fruchtfolgen unter besonderer Berücksichtigung der mineralischen und organischen Düngung. Justus Liebig-Universität. Habilitationsschrift.
- DFG (2003): Wasserforschung im Spannungsfeld zwischen Gegenwartsbewältigung und Zukunftssicherung. Wiley-VCH Verlag, Weinheim.
- DIN 4049-2 (1990): Hydrologie, Teil 2, Begriffe der Gewässerbeschaffenheit.
- DOBERENZ, W. und T. GEWINNUS (2007): Microsoft Access 2007-Programmierung. Microsoft Press Deutschland, Unterschleißheim.
- DÖRHÖFER, G. und V. JOSOPAIT (1980): Eine Methode zur flächendifferenzierten Ermittlung der Grundwasserneubildungsrate. Geologisches Jahrbuch, Reihe C, Heft 27, Hannover.
- DUINE, A. (2002): Untersuchungen zur Stickstoffelimination von hochbelasteten toxischen Abwässern. Veröffentlichungen des Institutes für Siedlungswasserwirtschaft und Abfalltechnik der Universität Hannover, Heft 118. Universität Hannover. Dissertation.
- DUTTMANN, R. (1999): Partikuläre Stoffverlagerung in Landschaften. Ansätze zur flächenhaften Vorhersage von Transportpfaden und Stoffumlagerungen auf verschiedenen Maßstabsebenen unter besonderer Berücksichtigung räumlich-zeitlicher Änderung der Bodenfeuchte. Geosynthesis 10. Abteilung Physische Geographie und Landschaftsökologie der Universität Hannover.
- DVWK (1984): Arbeitsanleitung zur Anwendung von Niederschlag-Abfluß-Modellen in kleinen Einzugsgebieten Teil II: Synthese - DK 556.161.072 Niederschlag-Abfluß-Modelle - DK 556.51.028 Kleineinzugsgebiete-. Verlag Paul Parey, Hamburg und Berlin.
- DVWK (1999): Bewertung verschiedener Verfahren zur Quantifizierung diffuser Nährstoffeinträge in Oberflächengewässer. Bearbeiter C. Scheer. DVWK Materialien 5/1999. Wirtschaft- und Verlagsgesellschaft Gas und Wasser mbH (WVGW), Bonn.
- DWA (2008): Der Prozess der Bewirtschaftungsplanung gemäß Europäischer Wasserrahmenrichtlinie - Handlungsempfehlung aus Sicht der DWA. Korrespondenz Abwasser 4: 212-214. DWA. Hennef.
- EUROPÄISCHE KOMMISSION (2000): Richtlinie 2000/60/EG des Europäischen Parlamentes und des Rates vom 23. Oktober 2000 zur Schaffung eines Ordnungsrahmens für Maßnahmen der Gemeinschaft im Bereich der Wasserpolitik - EG-Wasserrahmenrichtlinie. Amtsblatt der europäischen Gemeinschaften L327.
- F & N UMWELTCONSULT GMBH (2001): MOBINEG 2001 - Modell zu Bilanzierung von Nährstoffeinträgen in Gewässer - Handbuch. F & N Umweltconsult GmbH.
- FEICHTINGER, F. (1998): Simulationsrechnungen zur Auswirkung unterschiedlicher landwirtschaftlicher Maßnahmen auf den Nitrataustrag. In: Modelle für die gesättigte und ungesättigte Bodenzone. Bundesamt für Wasserwirtschaft (Hrsg.): 75-88. Schriftenreihe des Bundesamtes für Wasserwirtschaft 7. A-Petzenkirchen.
- FELDWISCH (2004): Materialien zur Altlastensanierung und zum Bodenschutz. Landesumweltamt Nordrhein-Westfalen, Essen.
- FOGELBERG, S. (2003): Modelling nitrogen retention at the catchment scale. Comparison between HBV-N and MONERIS. Uppsala Technical University. Master thesis.

- GABRIEL, B. und G. ZIEGLER (1989): Lithofaziesseinheiten - ein neues Konzept zur Berechnung der Grundwasserneubildung im Festgesteinsbereich. *Wasserwirtschaft-Wassertechnik* Heft 7: 163-165.
- GÄTH, S., F. ANTONY, K. W. BECKER, H. GERIES, H. HÖPER, C. KERSEBAUM und R. NIEDER (1997): Bewertung des standörtlichen Denitrifikations- und Mineralisations-/Immobilisations-Potentials von Böden. *Mitt. Dt. Bodenkdl. Gesellsch.* 85: 1373-1376.
- GEISLER, G. (1981): Ertragsbildung von Kulturpflanzen. Wissenschaftliche Buchgesellschaft Darmstadt.
- GEISLER, G. (1983): Ertragsphysiologie von Kulturarten des gemäßigten Klimas. Verlag Paul Parey, Berlin, Hamburg.
- GERHARD, M. und M. REICH (2001): Totholz in Fließgewässern - Empfehlungen zur Gewässerentwicklung. GFGmbH & WBWmbH, Mainz, Heidelberg.
- GOLF, W. (1981): Ermittlung der Wasserressourcen im Mittelgebirge. *Wasserwirtschaft-Wassertechnik* 31: 93-95. Berlin.
- HALBFAß, S. (2005): Entwicklung eines GIS-gestützten Modells zur Quantifizierung diffuser Phosphoreinträge in Oberflächengewässern im mittleren Maßstab unter Berücksichtigung geoökologisch wirksamer Raumstrukturen. Beiträge zur Landschaftsforschung. Technische Universität Dresden. Rhombos-Verlag Berlin. Dissertation.
- HAMM, A. (1991): Studie über die Wirkungen und Qualitätsziele von Nährstoffen in Fließgewässern, Arbeitskreis „Wirkungsstudie“ im Hauptausschuß „Phosphate und Gewässer“ in der Fachgruppe Wasserchemie in der Gesellschaft Deutscher Chemiker. Akademie Verlag, Sankt Augustin.
- HARTMANN, M. und A. SCHOPPE (2003): Quantifizierung diffuser Nährstoffeinträge im EZG der Ilmenau mit dem Emissionsverfahren STOFFBILANZ. Institut für Siedlungswasserwirtschaft und Abfallwirtschaft, Universität Hannover. Diplomarbeit. Nicht veröffentlicht.
- HASERT, G. (2003): Zukunftsträchtiger Ackerbau - Systeme der computer- und GPS-gestützten teilflächenspezifischen Bewirtschaftung praxisnah bewertet. Deutscher Bauernverlag GmbH, Berlin.
- HAVERKAMP, S. (2000): Methodenentwicklung zur GIS-gestützten Modellierung des Landschaftswasserhaushaltes, Gießen.
- HENNINGS, V. (1994): Methodendokumentation Bodenkunde. Auswertungsmethoden zur Beurteilung der Empfindlichkeit und Belastbarkeit von Böden. *Geologisches Jahrbuch* Reihe F (Heft 31). Hannover.
- HERRMANN, S. (1995): Quantifizierung von Nährstoffeinträgen in Kleinstrukturen einer Löß-Agrarlandschaft. Universität Hohenheim. Peter Lang Frankfurt a. M., Berlin, Bern, New York, Paris, Wien. Dissertation.
- HERRMANN, S. (2001): Entscheidungsunterstützung in der Landnutzungsplanung mittels GIS-gestützter Modellierung. Universität Stuttgart. Der Andere Verlag Osnabrück. Habilitationsschrift.
- HIRCHE, D. (1990): Die Erosivität der Niederschläge in Niedersachsen. Diplomarbeit. Institut für Geographie der Universität Braunschweig.

- HIRT, U. (2002): Regional differenzierte Abschätzung der Stickstoffeinträge aus punktuellen und diffusen Quellen in die Gewässer der mittleren Mulde. Bericht des Umweltforschungszentrums Leipzig-Halle GmbH Nr. 3/2003 zugleich Fachbereich Geowissenschaften/Geographie. Johann Wolfgang Goethe Universität Frankfurt am Main. Dissertation.
- HLUG (2007): Europäische Wasserrahmenrichtlinie und Landwirtschaft: Gemeinsam für eine gewässerschonende Landbewirtschaftung. Hessisches Landesamt für Umwelt und Geologie, Wiesbaden.
- HÜNERMANN, G. (1987): Szenarien zur Entwicklung der Landwirtschaft. Internationales Institut für Umwelt und Gesellschaft - IIUG, Berlin.
- ILS (2003): Wasser-Raum-Planung. Institut für Landes- und Stadtentwicklung des Landes Nordrhein-Westfalen (ILS), Dortmund.
- KAHLE, P., B. TIEMEYER, B. EICHLER-LÖBERMANN und B. LENNARTZ (2008): Phosphoraustrag aus einem landwirtschaftlich genutzten Einzugsgebiet des norddeutschen Tieflandes. Wasserwirtschaft 5: 10-15. Wiesbaden.
- KAYSER, K. (2003): Nitrifikation in Teich-Bodenfilteranlagen. Veröffentlichungen des Institutes für Siedlungswasserwirtschaft und Abfalltechnik der Universität Hannover, Heft 121. Universität Hannover. Dissertation.
- KIRSCH-STRACKE, R., M. REICH, R. BRINKMANN und B. KNICKREHM (2004): Erfassen und Bewerten von Biotopfunktion. In: C. Von Haaren (Hrsg.): Landschaftsplanung. S. 215-247. Verlag Eugen Ulmer, Stuttgart.
- KLAUER, B. (2008): WRRL: Ausnahmefälle werden zur Regel. Wasser und Abfall 10 (5): 38-42.
- KLEMP, L. (1997): Ermittlungen zum Nitrataustrag aus Dauergrünland unter Weidennutzung auf Flußmarsch unter besonderer Berücksichtigung von Exkrementstellen. Ökologie und Umweltsicherung 13. Kassel.
- KNICKEL, K. (2001): Nachhaltige Nahrungsmittelproduktion: Szenarien und Prognosen für die Landwirtschaft bis 2030 - Handlungsbedarf und Langzeitstrategien für die Umweltpolitik. Institut für Ländliche Strukturforschung, Universität Frankfurt a. M.
- KÖHNE, C. und F. WENDLAND (1992): Modellgestützte Berechnung des mikrobiellen Nitratabbaus im Boden. Jülich, Programmgruppe Systemforschung und Technologische Entwicklung (STE): 77.
- KREINS, P. und H. GÖMANN (2005): Management regionaler Flusseinzugsgebiete in Deutschland (GEGFLUD) - Rahmenbedingungen und Politikoptionen bei diffusen Nährstoffeinträgen (N und P) der Landwirtschaft in den Rhein und in die Ems -; Teilprojekt: Analyse von regionalen Düngebilanzüberschüssen (N und P) sowie deren Grenzvermeidungskosten für den Bereich der Landwirtschaft (REGFLUG-RAUMIS). FAL-Bundesforschungsanstalt für Landwirtschaft, Institut für Ländliche Räume, Braunschweig.
- KRETZSCHMAR, R. (1977): Stofftransport in ländlichen Entwässerungsgräben und Vorflutern. In: Landwirtschaftliche Forschung 30.
- KRONVANG, B., J. HEZLAR, P. BOERS, J. P. JENSEN, H. BEHRENDT, T. ANDERSON, B. ARHEIMER, M. VENOHR, C. C. HOFFMANN und C. B. NIELSEN (2004): Nutrient Retention Handbook. Software Manual for EUROHARP-NUTRET and Scientific Review on Nu-

trient Retention, EUROHARP report 9-2004. Norwegian Institute for Water Research (NIVA), Norway, Oslo.

KUNKEL, R. und F. WENDLAND (1998): Der Landschaftswasserhaushalt im Flußeinzugsgebiet der Elbe. Schriften des Forschungszentrums Jülich, Reihe Umwelt/Environment, Band 12, Jülich.

KUNST, S. und G. FEHR (1995): Bewirtschaftungsmodell Schunter. F&N Umweltconsult, Hannover.

KUNST, S., R. MULL, A. A. DONTA, K. V. FELDE und H.-M. LENZ (1996): Aufbringung von Abwasser auf landwirtschaftlichen Flächen. UFOPLAN-Nr. 102 06 230.

KUNST, S., C. SCHEER und N. PANCKOW (2002): Bewertung verschiedener Methoden zur Quantifizierung diffuser Nährstoffeinträge in Flussgebieten hinsichtlich ihrer Anwendbarkeit und Aussagekraft. Im Auftrag der ARGE Weser (FGG Weser). Institut für Siedlungswasserwirtschaft und Abfalltechnik, Universität Hannover. Nicht veröffentlicht.

KUNST, S., H. VON SEGGERN, U. BRÜDER, A. BURMESTER, G. BENEKE, D. KAROW und N. DAUERLAND (2004): Abwasserreinigung in verstädterten Orten. Abschlussbericht des Forschungsvorhabens. Shaker Verlag, Aachen.

LAMMEL, J. (1990): Der Nährstoffaustrag aus Agrarökosystemen durch Vorfluter und Dräne unter besonderer Berücksichtigung der Bewirtschaftungsintensität. Bundesforschungsanstalt für Landwirtschaft, Braunschweig-Völkenrode.

LAMPERT, W. und U. SOMMER (1999): Limnoökologie. Georg Thieme Verlag, Stuttgart, New York.

LANG, R. (1994): Ökologische Ansprüche der Kulturarten -Ackerkulturen-. GSF Forschungszentrum für Umwelt und Gesundheit, GmbH, München.

LANG, R. (1997): Modellierung von Erosion und Nitrataustrag in Agrarlandschaften. FAM-Bericht. Technische Universität München. Shaker Verlag. Dissertation.

LANGE, G. und K. LECHER (1993): Gewässerregulierung und Gewässerpflege. Verlag Paul Parey, Hamburg, Berlin.

LAWA (1997): Nationale Gewässerschutzkonzeption - Aktuelle Schwerpunkte. Beschluss der 107. LAWA-Vollversammlung.

LAWA (1998): Beurteilung der Wasserbeschaffenheit von Fließgewässern in der Bundesrepublik Deutschland - Chemische Gewässergüteklassifikation. Arbeitskreis Zielvorgaben. Kulturbuchverlag, Berlin.

LAWA (2003): Arbeitshilfe zur Umsetzung der EG-Wasserrahmenrichtlinie. Bearbeitungsstand 31.03.2003.

LESER, H. (1991): Landschaftsökologie. Verlag Eugen Ulmer, Stuttgart.

LITTLEWOOD, I. G. (1995): Hydrological regimes, sampling strategies and assessment of errors in mass load estimates für United Kingdom rivers. Environment International 21, 2.

- LORENZ, K. (2005): Nutzung der räumlichen Variabilität von ausgewählten Standorteigenschaften für die ortsspezifische N-Düngung - Messung und Simulation. Humboldt-Universität Berlin. Dissertation.
- LORZ, C. und D. HAASE (2004): Stoff- und Wasserhaushalt in Einzugsgebieten. Springer-Verlag, Berlin, Heidelberg.
- LWK HANNOVER (1999): Landwirtschaftlicher Fachbeitrag zum regionalen Raumordnungsprogramm für den Großraum Braunschweig. Situation der Landwirtschaft, Hannover.
- LWK HANNOVER (2000): Tabellen zum "Nährstoffvergleich auf Feld-Stall-Basis nach Düngeverordnung". LWK, Hannover.
- LWK HANNOVER (2006): Mündliche Mitteilungen. Landwirtschaftskammer Hannover.
- LWK NIEDERSACHSEN (2007): Merkblatt zur Düngeverordnung. LWK Niedersachsen, Hannover.
- LWK NRW (2007): Landwirtschaftskammer Nordrhein-Westfalen. <http://www.landwirtschaftskammer.de/fachangebot/ackerbau/index.htm>.
- MANIAK, U. (1988): Hydrologie und Wasserwirtschaft - Eine Einführung für Ingenieure. Springer Verlag, Berlin.
- MEINHARDT, P. (1991): Auswirkungen von Gewässerschutzauflagen auf die Ertrags- und Vermögenslage landwirtschaftlicher Betriebe. Verlag Pflug und Feder GmbH, St. Augustin.
- MIETHANER, S., F. KÖNIG und B. LEHMANN (2008): Ein neuer Bewertungsansatz für urbane Fließgewässer. Wasserwirtschaft 5: 21-26.
- MOSIMANN, T., A. CROLE-REES, A. MAILLARD, J.-A. NEYROUD, M. THÖNI, A. MUSY und W. ROHR (1990): Bodenerosion im Schweizer Mittelland. Nationales Forschungsprogramm Boden, Liebenfeld-Bern.
- MOSIMANN, T., A. MAILLARD, A. MUSY, J.-A. NEYROUD, M. RÜTTIMANN und P. WEISKOPF (1991): Erosionsbekämpfung in Ackerbaugebieten. Ein Leitfaden für die Bodenerhaltung. Nationales Forschungsprogramm "Nutzung des Bodens in der Schweiz", Bern, Hannover.
- MOSIMANN, T. und M. RÜTTIMANN (1996): Abschätzung der Bodenerosion und Beurteilung der Gefährdung der Bodenfruchtbarkeit: Grundlagen zum Schlüssel für Betriebsleiter und Berater mit den Schätztabelle für Südniedersachsen. Geosynthesis Heft 9. Abteilung Physische Geographie und Landschaftsökologie am Geographischen Institut der Universität Hannover. Hannover.
- MOSS, T., I. APOLINARSKI, C. BERNHARDT, H. FICHTER, L. FINKE, C. HEINRICH, B. KARSTENS und A. RÖHRING (2003): Das Flussgebiet als Handlungsspielraum. Lit Verlag, Münster.
- MUDRACK, K. und S. KUNST (1994): Biologie der Abwasserreinigung. Gustav Fischer Verlag, Stuttgart, Jena, New York.
- MÜLLER, U. (2004): Auswertungsmethoden im Bodenschutz. Arbeitshefte Boden, Heft 2004/2. Dokumentation zur Methodenbank des Niedersächsischen Bodeninformationssystems (NIBIS). Hannover.

- MÜLLER, U. und F. RAISSI (2002): Arbeitshilfe für bodenkundliche Stellungnahmen und Gutachten im Rahmen der Grundwassernutzung. Arbeitsheft Boden Heft 2002/2. Hannover.
- MUNZERT, M. (2005): Pflanzliche Erzeugung: Grundlagen des Acker- und Pflanzenbaus, der guten fachlichen Praxis, der Verfahrenstechnik - Produktions- und Verfahrenstechnik der Kulturpflanzen - Dauergrünland - Sonderkulturen - nachwachsende Rohstoffe - ökologischer Landbau - Feldversuchswesen - Naturschutz und Landschaftspflege / unter Mitarb. von Autoren aus: Bayerische Landesanstalt für Landwirtschaft, Freising-Weißenstephan. [Schriftleitung: Manfred Munzert.]. BLV, München.
- NAFO, I. I. und R. HURCK (2008): Nährstoffeinträge in die Gewässer. Korrespondenz Wasserwirtschaft 4: 181-186. DWA. Hennef.
- NAGEL, H.-D. (2004): Aktualisierung und Präzisierung der Erfassung und Kartierung von ökologischen Belastungsgrenzen und ihrer Überschreitungen im Freistaat Sachsen. Strausberg, Gesellschaft für Ökosystemanalyse und Umweltdatenmanagement (mbH).
- NAGEL, H.-D., R. BECKER, H. EITNER, P. HÜBNER, F. KUNZE, A. SCHLUTOW, G. SCHÜTZE und R. WEIGELT-KIRCHNER (2004): Ökologische Belastungsgrenzen: Ein internationales Konzept für die Luftreinhaltepolitik (Critical Loads & Levels). Springer-Verlag, Berlin, Heidelberg, New York.
- NAGEL, H.-D. und H.-D. GREGOR (1999): Ökologische Belastungsgrenzen: Ein internationales Konzept für die Luftreinhaltepolitik (Critical Loads & Levels). Springer, Berlin, Heidelberg, New York.
- NIEMEYER, T., M. NIEMEYER, A. MOHAMED, S. FOTTNER und W. HÄRDTLE (2005): Impact of prescribed burning on the nutrient balance of heathlands with particular reference to nitrogen and phosphorus. Applied Vegetation Science 8: 183-192. Uppsala.
- NLFB und NLÖ (2005): Bericht 2005 Grundwasser. Betrachtungsraum NI07 - Obere Aller. Niedersächsisches Landesamt für Bodenforschung und Niedersächsisches Landesamt für Ökologie, Hannover, Hildesheim.
- NLS: Niedersächsisches Landesamt für Statistik, Online-Datenbank. <http://www1.nls.niedersachsen.de/statistik/>.
- NLWKN (2003): Gewässergütebericht Fuhse-Wietze 2003, Braunschweig.
- NLWKN (2008): Gebietskooperationen in Niedersachsen. [http://www.nlwkn.niedersachsen.de/master/C12621009\\_N13779449\\_L20\\_D0\\_I5231158.html](http://www.nlwkn.niedersachsen.de/master/C12621009_N13779449_L20_D0_I5231158.html).
- NOVOTNY, V. und G. CHESTERS (1981): Handbook of Nonpoint Pollution: Sources and Management. Van Nostrand Reinhold, New York.
- OSPAR (1996): (OSLO-PARIS-KOMMISSION): Principles of the comprehensive study of riverine inputs and direct discharges (RID).
- OSTERTAG, S. und M. ECK-DUPONT (1989): Herkunft, Wege und Verbleib von Stickstoff in Oberflächengewässern. UBA-Forschungsbericht 10204364.
- OSTHEIM, K.-U. (2000): Prüfung der ökonomischen und ökologischen Vorzüge einer GPS-gestützten teilflächenspezifischen Landbewirtschaftung. Landwirtschaftsverlag GmbH, Münster-Hiltrup.

- PANCKOW, N. (2002): Gewässergütesimulation im Einzugsgebiet der Ilmenau unter besonderer Berücksichtigung diffuser Einträge. Institut für Siedlungswasserwirtschaft und Abfalltechnik, Universität Hannover. Diplomarbeit. Nicht veröffentlicht.
- PANCKOW, N., C. SCHEER und S. KUNST (2007): Entwicklung eines optimierten Bilanzierungsmodells zur Quantifizierung diffuser Nährstoffeinträge als Instrument zur Umsetzung der EG-WRRL. Abschlussbericht zum gleichnamigen F+E-Vorhaben im Auftrag des Niedersächsischen Umweltministeriums. Institut für Freiraumentwicklung, Leibniz Universität Hannover. Nicht veröffentlicht.
- PESCHKE, G. (1997): Der komplexe Prozess der Grundwasserneubildung und Methoden zu ihrer Bestimmung. Freiburger Schriften zur Hydrologie 5 - Grundwasserneubildung: 1-13. Leibundgut, C. u. Demuth, S. Freiburg.
- PETER, M. und M. PREIS (2005): Grundwasserschonende Landwirtschaft im Wasserschutzgebiet Hailerer Aue der Stadtwerke Gelnhausen GmbH. Gelnhausen, Schnittstelle Boden, Ingenieurbüro für Boden- und Grundwasserschutz.
- PETZOLD, W. und H. KOLBE (1998): Zuckerrüben im Ökologischen Landbau. Sächsische Landesanstalt für Landwirtschaft, Dresden.
- PRASUHN, V. und M. BRAUN (1994): Abschätzung der Phosphor und Stickstoffverluste aus diffusen Quellen in die Gewässer des Kanton Berns. Eidgenössische Forschungsanstalt für Agriculturnchemie und Umwelthygiene, Heft 17, Liebefeld-Bern.
- PRASUHN, V. und P. HUNI (1999): Interner Bericht: Abschätzung der Phosphor- und Stickstoffverluste aus diffusen Quellen in die Gewässer im Rheineinzugsgebiet der Schweiz unterhalb der Seen. FAL, IUL, Bern.
- PRASUHN, V., E. SPIESS und M. BRAUN (1996): Methoden zur Abschätzung der Phosphor- und Stickstoffeinträge aus diffusen Quellen in den Bodensee Internationale Gewässerschutzkommission für den Bodensee, Bericht Nr. 45.
- REICH, M., J. ARMBRUSTER, M. GERHARD, U. HAMPICKE, M. RÜHS und K. SCHÖNFELDER (2003): Fließgewässerdynamik und Offenlandschaften. Schlussbericht des Verbundvorhabens und Ergebnisse der Teilprojekte der Universitäten Hannover und Greifswald. Universität Hannover.
- REICHEL, H. (1973): Überprüfung der Ergebnisse der Reichsbodenschätzung auf ihren ökonomischen Aussagewert unter heutigen Produktionsbedingungen. Universität Hohenheim.
- RENGER, M. und G. WESSOLEK (1996): Berechnung der Verdunstungsjahresnummern einzelner Jahre. DVWK-Merkblätter zur Wasserwirtschaft Heft 238: 47. DVWK-Merkblätter zur Wasserwirtschaft. Bonn.
- ROBRECHT, D., R. LEHMANN, K. SCHÖN und U. KAUL (2007): Vergleich von Modellen und Verfahren zur Abschätzung von Nährstoffeinträgen in Gewässer. 11: 22-26. Wasserwirtschaft. Wiesbaden.
- RÖDER, M. (1997): Erfassung und Bewertung anthropogen bedingter Änderungen des Landschaftswasserhaushaltes - dargestellt am Beispiel der Westlausitz. TU Dresden. Dissertation.
- RUST, I. (2006): Aktualisierung der Bodenschätzung unter Berücksichtigung klimatischer Bedingungen. Universität Göttingen. Dissertation.

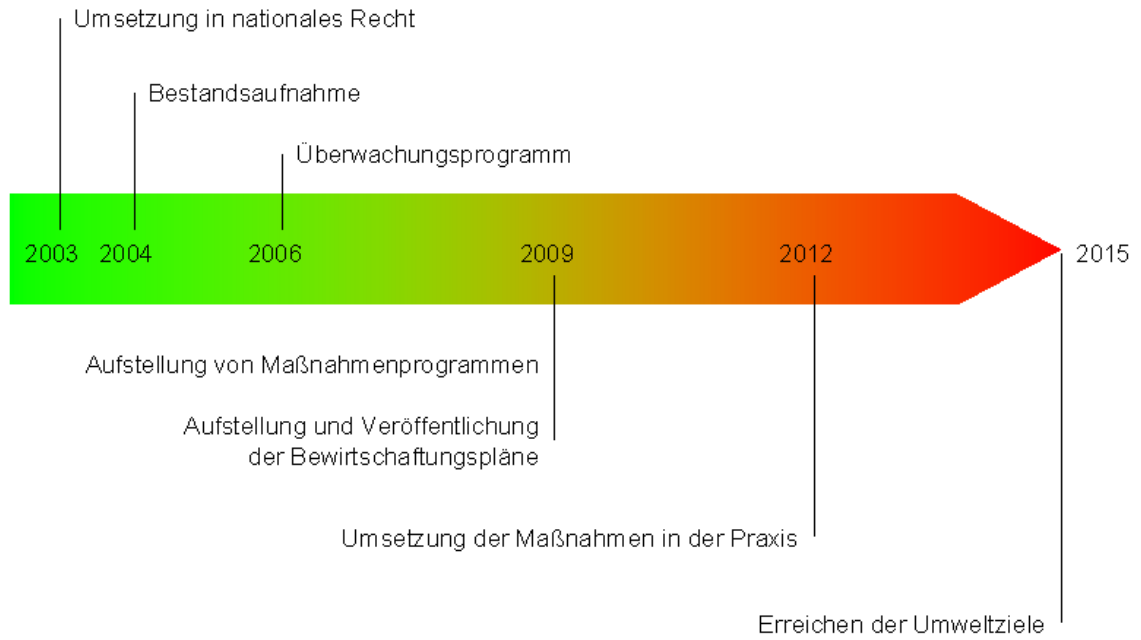
- RÜTER, S., M. LÜLF und M. REICH (2006): Planung und Modellierung von dezentralen Hochwasserschutzmaßnahmen auf Grundlage der CIR-Biotoptypen- und Nutzungstypenkartierung. *Wasserwirtschaft* 96 (5): 27-33.
- SALA, M. und M. INBAR (2006): Land Degradation. *Annals of Geomorphology*, Heft 143. Gebrüder Borntraeger. Berlin, Stuttgart.
- SANDERS, S. (2007): Erosionsmindernde Wirkung von Intervallbegrünungen in Fahrgassen. Untersuchungen im Weizen- und Zuckerrübenanbau mit Folgerungen für die Anbau-praxis. *Physische Geographie und Landschaftsökologie*, Leibniz Universität Hannover, Hannover.
- SCHÄFER, W. und F. WENDLAND (2005): Integriertes Monitoring des chemischen Zustandes des Grundwassers. Sachstand und Ergebnisse des Vorprojekts im Pilotgebiet Lager Hase. Präsentation im Rahmen des 10. Grundwasserworkshops, Fortbildung in der Niedersächsischen Wasserwirtschaftsverwaltung am 11.10.05 in Hildesheim.
- SCHEER, C. (2005): Quantifizierung diffuser Nährstoffeinträge - Vergleichende Bewertung mesoskaliger Modelle. Universität Hannover, Fachbereich Bauingenieur - und Vermessungswesen. Dissertation.
- SCHEER, C., N. PANCKOW und S. KUNST (2004): Signifikante Nährstoffeinträge aus der Fläche. Deutsche Vereinigung für Wasserwirtschaft, Abwasser und Abfall e.V., Hennef.
- SCHEER, C., N. PANCKOW und S. KUNST (2004b): Signifikante Nährstoffeinträge aus der Fläche. Kurzfassung des gleichnamigen Abschlussberichtes. *Wasserwirtschaft* 5: 42-45.
- SCHEER, C., N. PANCKOW und S. KUNST (2007): Quantifizierung diffuser Stickstoff- und Phosphoreinträge unter Berücksichtigung eintragsrelevanter Standorteigenschaften. *Wasser und Abfall* 6: 10-15. Wiesbaden.
- SCHIEFFER, B. und J. BLANKENBURG (2004): Diffuse Nährstoffeinträge aus nordwestdeutschen Niederungsgebieten in Fließgewässer. *Wasserwirtschaft* Band 94, (Heft 3): 28-32.
- SCHIEFFER, B. und P. SCHACHTSCHNABEL (2002): Lehrbuch der Bodenkunde. Spektrum Akademischer Verlag GmbH, Heidelberg, Berlin.
- SCHLEGEL, H. G. (2007): Allgemeine Mikrobiologie. Thieme Verlag, Stuttgart.
- SCHMID, C. und V. PRASUHN (2000): GIS-gestützte Abschätzung der Phosphor- und Stickstoffeinträge aus diffusen Quellen in die Gewässer des Kantons Zürich. Schriftenreihe FAL, Zürich-Reckenholz CH.
- SCHÖNBORN, W. (1992): Fließgewässerbiologie. Gustav Fischer Verlag, Jena, Stuttgart.
- SCHWARZE, R., A. HERRMANN, A. MÜNCH, U. GRÜNWALD und M. SCHÖNE (1991): Rechnergestützte Analyse von Abflußkomponenten und Verweilzeiten in kleinen Einzugsgebieten. 2: 143-184. *Acta hydrophys.* 35.
- SCHWERTMANN, U., W. VOGEL und M. KAINZ (1987): Bodenerosion durch Wasser - Vorhersagen des Abtrags und Bewertung von Gegenmaßnahmen. Eugen Ulmer GmbH & Co., Stuttgart.
- SCHWOERBEL, J. (1999): Einführung in die Limnologie. Gustav Fischer Verlag, Stuttgart, Lübeck, Jena, Ulm.



- SELLEGE, H., K.-H. OELKERS, D. GRÜNER, H.-U. GERIGK und K. HETTWER (1993): Bodenschätzung in Niedersachsen - Bestandsaufnahme, Basisinformationen und Auswertung. Niedersächsisches Landesverwaltungsamt - Landesvermessung -, Hannover.
- SPITZER, A. (2008): Öffentlichkeitsbeteiligung im Sinne der Europäischen Wasserrahmenrichtlinie - eine Annäherung. Korrespondenz Wasserwirtschaft 5: 243-248. DWA. Hennef.
- STACHOWIAK, H. (1973): Allgemeine Modelltheorie. Springer-Verlag, Wien.
- STADT BRAUNSCHWEIG (2002): Umweltatlas Braunschweig. [http://www.braunschweig.de/umwelt\\_naturschutz/infos/umweltatlas/6/6.html](http://www.braunschweig.de/umwelt_naturschutz/infos/umweltatlas/6/6.html).
- STICKSEL, E. (1995): Experimentelle Untersuchungen und Modellrechnungen zum boden- und nutzungsbedingten Nitrataustrag in einem Trinkwasserschutzgebiet. Universität München, Freising-Weihenstephan. Dissertation.
- STOKMAN, A. (2007): Schnittstelle Wasser-Mensch-Raum: Urbane Landschaften entwerfen; Aus: Hoch7 Weit, Jahrbuch 2007. Fakultät für Landschaft und Architektur, Leibniz Universität Hannover; Internationalismus Verlag, Hannover.
- STREIT, U. und C. UHLENKÜKEN (2000): ArcView 3.2 - OnlineTutorial Version 1.2. <http://www.castafiore.uni-muenster.de>.
- TETZLAFF, B. (2006): Die Phosphatbelastung großer Flusseinzugsgebiete aus diffusen und punktuellen Quellen. Schriften des Forschungszentrums Jülich - Reihe Umwelt/Environment, Bd. 65. Schriften des Forschungszentrums Jülich, Jülich.
- THORMÄHLEN, C. und K. WICHMANN (2007): Quantifizierung von Stickstoffausträgen über unterirdische Abflusspfade. Wasser und Abfall 9: 35-39. Wiesbaden.
- UBA (HRSG.) (1994): Stoffliche Belastung der Gewässer durch die Landwirtschaft und Maßnahmen zu ihrer Verringerung. UBA-Berichte 2. Umweltbundesamt (UBA), Berlin.
- USDA-SCS (1972): National Engineering Handbook. United States Department of Agriculture - Soil Conservation Service, Washington D.C.
- VDLUFA (2001): Mögliche ökologische Folgen hoher Phosphatgehalte im Boden und Wege zu ihrer Verminderung. Standpunkt des VDLUFA, 10.12.2001, Darmstadt. VDLUFA-Verlag, Darmstadt.
- VENOHR, M., I. DONOHUE, S. FOGELBERG, B. ARHEIMER, K. IRVINE und H. BEHRENDT (2005): Nitrogen retention in a river system and the effects of river morphology and lakes. Water Science & Technology Vol. 51 (No. 3-4): 19-29.
- VOGES, J. (1999): Empirisches Modell für die mittlere Maßstabsebene zur GIS-gestützten Bestimmung der Anbindung erosionsgefährdeter Ackerflächen an Fließgewässern. Universität Hannover. Dissertation.
- VON BOGUSLAWSKI, E. (1973): Zur Entwicklung und Problematik der Standortforschung im Pflanzenbau. Verlag Paul Parey, Berlin, Hamburg.
- VON SEGGERN, H. (2002): Gestaltung von Wasser in der Stadtlandschaft - oder: Impuls Gestaltung urbaner Landschaften mit Wasser. Vortrag auf der Tagung Wasserrahmenrichtlinie (WRRL) und Naturschutz der Alfred Toepfer Akademie für Naturschutz, 16. - 19.10. 2002.

- VON SEGGERN, H. und T. SIEVERTS (2006): Gestaltung der Stadtregion als Landschaft. DGGL-Jahrbuch 2006. Verlag Georg D. W. Callwey GmbH & Co. KG, Berlin.
- WALTHER, W. (1995): Über den Stoffhaushalt der Landschaft und über die diffuse Belastung von Böden, Fließgewässern und Grundwasser, dargestellt an ausgewählten Standorten. Technische Universität Carolo-Wilhelmina Braunschweig, Institut für Bauingenieur- und Vermessungswesen. Habilitationsschrift.
- WALTHER, W. (1999): Diffuser Stoffeintrag in Böden und Gewässer. B.G. Teubner Stuttgart, Leipzig.
- WEDDY, A. (1995): Schätzung der Erosionsgefährdung in der Landwirtschaftspraxis. Anpassung eines Schlüssels für Betriebsleiter und Berater für den südniedersächsischen Raum. Geographisches Institut der Universität Hannover. Nicht veröffentlicht.
- WENDLAND, F., H. ALBRECHT, M. BACH und R. SCHMIDT (1993): Atlas zum Nitratstrom in der Bundesrepublik Deutschland - Rasterkarten zu geowissenschaftlichen Grundlagen, Stickstoffbilanzgrößen und Modellergebnissen. Springer Verlag, Berlin - Heidelberg - New York - London - Paris - Tokyo - Hong Kong - Barcelona - Budapest.
- WENDLAND, F. und R. KUNKEL (1999): Das Nitratabbauvermögen im Grundwasser des Elbeinzugsgebietes. Schriften des Forschungszentrums Jülich - Reihe Umwelt/Environment, Bd. 13. Schriften des Forschungszentrums Jülich, Jülich.
- WERNER, W. und H.-W. OLFS (1990): Stickstoff- und Phosphorbelastung der Fließgewässer aus der Land(wirt)schaft und die Möglichkeit zu ihrer Verminderung. Wasser Berlin 1989: 488-502. Erich Schmidt Verlag.
- WERNER, W., H.-W. OLFS, K. AUERSWALD und K. ISERMANN (1991): Stickstoff- und Phosphoreintrag in Oberflächengewässer über « diffuse Quellen » In Hamm, A. 1991. Studie über Wirkungen und Qualitätsziele von Nährstoffen in Fließgewässern, Umweltbundesamt - Forschungsvorhaben Wasser 102 04 356/ 03, S. 665- 764.
- WERNER W. und H.-P. WODSAK (1994): Stickstoff- und Phosphateintrag in die Fließgewässer Deutschlands unter besonderer Berücksichtigung des Eintragungsgeschehens im Lockergesteinsbereich der ehemaligen DDR. Schriftenreihe Agrarspektrum 22. Verlagsunion Agrar. Frankfurt/M.
- WEYLAND, M. (2008): 8. Workshop "Flussgebietsmanagement" im Zeichen der neuen Bewirtschaftungsplanung. Korrespondenz Wasserwirtschaft 4: 172-176. DWA. Hennef.
- ZIEGLER, T. (1977): Einführung in die Bodenschätzung. Bayerisches Landesvermessungsamt München, München.

## 7 Anhang



Anhang 1: Zeitplan der EG-Wasserrahmenrichtlinie

## Anhang 2: Gemeinden im Einzugsgebiet der Fuhse (n=35)

| Gemeinde-Nr. | Gemeinde-Name        | Einwohner | Kreis-Nr. | Gemeindefläche im EZG [ha] | Gemeindefläche [ha] |
|--------------|----------------------|-----------|-----------|----------------------------|---------------------|
| 3101000      | Braunschweig (Stadt) | 245872    | 101       | 1898                       | 19280               |
| 3102000      | Salzgitter (Stadt)   | 108763    | 102       | 15686                      | 22456               |
| 3151017      | Meinersen            | 8452      | 151       | 1073                       | 5407                |
| 3151027      | Schwülper            | 6676      | 151       | 36                         | 2111                |
| 3151041      | Didderse             | 1399      | 151       | 9                          | 528                 |
| 3157001      | Edemissen            | 12672     | 157       | 10039                      | 10415               |
| 3157002      | Hohenhameln          | 9792      | 157       | 636                        | 6956                |
| 3157003      | Ilse                 | 12239     | 157       | 2902                       | 2912                |
| 3157004      | Lahstedt             | 10699     | 157       | 4345                       | 4348                |
| 3157005      | Lengede              | 13030     | 157       | 3449                       | 3450                |
| 3157006      | Peine (Stadt)        | 49810     | 157       | 11128                      | 11965               |
| 3157007      | Vechede              | 16231     | 157       | 7554                       | 7607                |
| 3157008      | Wendeburg            | 10019     | 157       | 5195                       | 6034                |
| 3158002      | Baddeckenstedt       | 3173      | 158       | 125                        | 2063                |
| 3158004      | Burgdorf             | 2446      | 158       | 2390                       | 2430                |
| 3158005      | Cramme               | 952       | 158       | 1245                       | 1240                |
| 3158010      | Dorstadt             | 730       | 158       | 56                         | 1028                |
| 3158014      | Flöthe               | 1244      | 158       | 1798                       | 1913                |
| 3158015      | Gielde               | 840       | 158       | 15                         | 897                 |
| 3158019      | Heiningen            | 759       | 158       | 19                         | 834                 |
| 3158023      | Ohrum                | 638       | 158       | 65                         | 823                 |
| 3158037      | Wolfenbüttel (Stadt) | 54730     | 158       | 140                        | 7834                |
| 3253010      | Lehrte (Stadt)       | 44045     | 253       | 781                        | 12745               |
| 3253017      | Uetze                | 20348     | 253       | 8155                       | 14158               |
| 3254022      | Holle                | 7393      | 254       | 343                        | 6130                |
| 3254029      | Schellerten          | 8659      | 254       | 367                        | 8013                |
| 3254032      | Söhle                | 8354      | 254       | 4341                       | 5743                |
| 3351001      | Adelheidsdorf        | 2467      | 351       | 0                          | 3312                |
| 3351005      | Bröckel              | 1847      | 351       | 1621                       | 1627                |
| 3351006      | Celle (Stadt)        | 71536     | 351       | 2088                       | 17665               |
| 3351007      | Eicklingen           | 3278      | 351       | 1841                       | 2267                |
| 3351017      | Langlingen           | 2328      | 351       | 475                        | 3320                |
| 3351018      | Nienhagen            | 6412      | 351       | 346                        | 1775                |
| 3351021      | Wathlingen           | 6304      | 351       | 1245                       | 1784                |
| 3351022      | Wienhausen           | 4192      | 351       | 700                        | 4031                |

## Anhang 3: Gemeinden im Einzugsgebiet der Oker (n=76)

| Gemeinde-Nr. | Gemeinde-Name                              | Einwohner | Kreis-Nr. | Gemeindefläche im EZG [ha] | Gemeindefläche [ha] |
|--------------|--|-----------|-----------|----------------------------|---------------------|
| 3101000      | Braunschweig (Stadt)                       | 245872    | 101       | 17135                      | 19280               |
| 3102000      | Salzgitter (Stadt)                         | 108763    | 102       | 4355                       | 22456               |
| 3103000      | Wolfsburg (Stadt)                          | 121148    | 103       | 3573                       | 20459               |
| 3151001      | Adenbüttel                                 | 1713      | 151       | 1248                       | 1584                |
| 3151012      | Hillerse                                   | 2611      | 151       | 2409                       | 2409                |
| 3151015      | Leiferde                                   | 4297      | 151       | 996                        | 2804                |
| 3151016      | Meine                                      | 8027      | 151       | 464                        | 3912                |
| 3151017      | Meinersen                                  | 8452      | 151       | 2186                       | 5407                |
| 3151018      | Müden (Aller)                              | 5580      | 151       | 204                        | 6779                |
| 3151022      | Ribbesbüttel                               | 2138      | 151       | 14                         | 2461                |
| 3151027      | Schwülper                                  | 6676      | 151       | 2070                       | 2111                |
| 3151034      | Vordorf                                    | 3377      | 151       | 769                        | 1941                |
| 3151041      | Didderse                                   | 1399      | 151       | 506                        | 528                 |
| 3153001      | Altenau (Bergstadt)                        | 2039      | 153       | 495                        | 490                 |
| 3153002      | Bad Harzburg (Stadt)                       | 22817     | 153       | 6477                       | 6520                |
| 3153004      | Clausthal-Zellerfeld (Bergstadt)           | 15257     | 153       | 179                        | 3415                |
| 3153005      | Goslar (Stadt)                             | 43422     | 153       | 5055                       | 9280                |
| 3153008      | Liebenburg                                 | 9562      | 153       | 3776                       | 7840                |
| 3153011      | Schulenberg im Oberharz                    | 329       | 153       | 175                        | 179                 |
| 3153013      | Vienenburg (Stadt)                         | 11397     | 153       | 7114                       | 7129                |
| 3153504      | Harz (Landkreis Goslar)<br>(gemfr. Gebiet) | -         | 153       | 12271                      | 35666               |
| 3154005      | Frellstedt                                 | 891       | 154       | 629                        | 626                 |
| 3154009      | Groß Twülpstedt                            | 2751      | 154       | 58                         | 3672                |
| 3154010      | Helmstedt (Stadt)                          | 25586     | 154       | 4012                       | 4745                |
| 3154013      | Königslutter am Elm (Stadt)                | 16498     | 154       | 13089                      | 13090               |
| 3154014      | Lehre                                      | 11735     | 154       | 5390                       | 7202                |
| 3154015      | Mariental                                  | 1095      | 154       | 661                        | 662                 |
| 3154017      | Räbke                                      | 701       | 154       | 1108                       | 1116                |
| 3154018      | Rennau                                     | 736       | 154       | 2087                       | 2261                |
| 3154021      | Süplingen                                  | 1873      | 154       | 1040                       | 1038                |
| 3154022      | Süplingenburg                              | 680       | 154       | 1404                       | 1406                |
| 3154023      | Twieflingen                                | 762       | 154       | 6                          | 1852                |
| 3154025      | Warberg                                    | 936       | 154       | 416                        | 814                 |
| 3154026      | Wolsdorf                                   | 1137      | 154       | 872                        | 1332                |
| 3154501      | Brunslieberfeld (gemfr. Gebiet)            | -         | 154       | 450                        | 447                 |
| 3154502      | Helmstedt (gemfr. Gebiet)                  | -         | 154       | 651                        | 1852                |
| 3154503      | Königslutter (gemfr. Gebiet)               | -         | 154       | 895                        | 899                 |
| 3154504      | Mariental (gemfr. Gebiet)                  | -         | 154       | 524                        | 1441                |
| 3154506      | Schöningen (gemfr. Gebiet)                 | -         | 154       | 379                        | 1186                |
| 3156501      | Harz (gemfr. Geb.)                         | -         | 156       | 15                         | 19796               |
| 3157001      | Edemissen                                  | 12672     | 157       | 313                        | 10415               |

| Gemeinde-Nr. | Gemeinde-Name                   | Einwohner | Kreis-Nr. | Gemeindefläche im EZG [ha] | Gemeindefläche [ha] |
|--------------|---------------------------------|-----------|-----------|----------------------------|---------------------|
| 3157007      | Vechede                         | 16231     | 157       | 44                         | 7607                |
| 3157008      | Wendeburg                       | 10019     | 157       | 769                        | 6034                |
| 3158001      | Achim (Lkr. Wolfenbüttel)       | 791       | 158       | 1576                       | 1579                |
| 3158003      | Börßum                          | 2290      | 158       | 1485                       | 1483                |
| 3158006      | Cremlingen                      | 12795     | 158       | 5935                       | 5943                |
| 3158007      | Dahlum                          | 780       | 158       | 175                        | 1461                |
| 3158008      | Denkte                          | 3119      | 158       | 1825                       | 1817                |
| 3158009      | Dettum                          | 1323      | 158       | 1738                       | 1740                |
| 3158010      | Dorstadt                        | 730       | 158       | 953                        | 1028                |
| 3158012      | Erkerode                        | 1056      | 158       | 1361                       | 1361                |
| 3158013      | Evessen                         | 1380      | 158       | 1744                       | 1744                |
| 3158014      | Flöthe                          | 1244      | 158       | 103                        | 1913                |
| 3158015      | Gielde                          | 840       | 158       | 873                        | 897                 |
| 3158017      | Hedeper                         | 586       | 158       | 1361                       | 1603                |
| 3158019      | Heiningen                       | 759       | 158       | 816                        | 834                 |
| 3158020      | Hornburg (Stadt)                | 2702      | 158       | 2118                       | 2154                |
| 3158021      | Kissenbrück                     | 1863      | 158       | 663                        | 661                 |
| 3158022      | Kneitlingen                     | 885       | 158       | 1663                       | 1659                |
| 3158023      | Ohrum                           | 638       | 158       | 750                        | 823                 |
| 3158024      | Remlingen                       | 2039      | 158       | 1949                       | 2182                |
| 3158025      | Roklum                          | 508       | 158       | 117                        | 866                 |
| 3158026      | Schladen                        | 5323      | 158       | 3050                       | 3054                |
| 3158027      | Schöppenstedt (Stadt)           | 5888      | 158       | 3566                       | 3990                |
| 3158029      | Semmenstedt                     | 647       | 158       | 362                        | 1162                |
| 3158030      | Sickte                          | 5757      | 158       | 2545                       | 2544                |
| 3158031      | Uehrde                          | 1056      | 158       | 51                         | 2481                |
| 3158032      | Vahlberg                        | 836       | 158       | 1345                       | 1801                |
| 3158033      | Veltheim (Ohe)                  | 1065      | 158       | 862                        | 857                 |
| 3158034      | Werlaburgdorf                   | 815       | 158       | 1198                       | 1201                |
| 3158035      | Winnigstedt                     | 902       | 158       | 2                          | 1195                |
| 3158036      | Wittmar                         | 1362      | 158       | 458                        | 459                 |
| 3158037      | Wolfenbüttel (Stadt)            | 54730     | 158       | 7632                       | 7834                |
| 3158501      | Am Großen Rhode (gemfr. Gebiet) | -         | 158       | 577                        | 577                 |
| 3158502      | Barnstorf-Warle (gemfr. Gebiet) | -         | 158       | 129                        | 128                 |
| 3158503      | Voigtsdahlum (gemfr. Gebiet)    | -         | 158       | 461                        | 600                 |

## Anhang 4: Berücksichtigte Nutzungseinheiten der Kulturen im Modell

| Nutzungs-Nr. | Nutzung                                   | Kurztext    |
|--------------|---|-------------|
| 1            | Acker                                     | AC          |
| 2            | Grünland                                  | GR          |
| 3            | Grasanbau (zum Abmähen oder Abweiden)     | GA          |
| 4            | Getreide insgesamt                        | GI          |
| 5            | Winterweizen                              | WW          |
| 6            | Sommerweizen                              | SW          |
| 7            | Wintergerste                              | WG          |
| 8            | Sommergerste                              | SG          |
| 9            | Hafer                                     | HA          |
| 10           | Hirse                                     | HI          |
| 11           | Triticale                                 | TR          |
| 12           | Winterroggen                              | WR          |
| 13           | Körnermais                                | KM          |
| 14           | Hülsenfrüchte                             | HF          |
| 15           | Erbse                                     | ER          |
| 16           | Hackfrüchte                               | HF          |
| 17           | Kartoffel                                 | KA          |
| 18           | Frühkartoffel                             | FK          |
| 19           | Zuckerrübe                                | ZR          |
| 20           | Runkelrübe                                | FR          |
| 21           | Futterpflanzen                            | FP          |
| 22           | Luzerne                                   | LU          |
| 23           | Klee, Klee gras                           | RK          |
| 24           | Silomais                                  | SM          |
| 25           | Gemüse                                    | GE          |
| 26           | Ackerbohne                                | AB          |
| 27           | Lupine                                    | WL          |
| 28           | Handelsgewächse                           | HG          |
| 29           | Raps                                      | RP          |
| 30           | Winterraps                                | RW          |
| 31           | Sommerraps                                | RS          |
| 32           | Sonnenblume                               | SB          |
| 33           | Brache                                    | BR          |
| FF_1         | Zuckerrübe-Winterweizen-Winterweizen      | ZR_WW_WW    |
| FF_1         | Zuckerrübe-Winterweizen-dito-Wintergerste | ZR_WW_WW_WG |
| FF_2         | Zuckerrübe-Winterweizen-Wintergerste      | ZR_WW_WG    |
| FF_3         | Raps-Winterweizen-Winterweizen            | RW_WW_WW    |
| FF_4         | Raps-Winterweizen-Wintergerste            | RW_WW_WG    |
| FF_5         | Silomais-Winterweizen-Wintergerste        | SM_WW_WG    |
| FF_6         | Raps-Wintergerste-Winterroggen            | RW_WG_WR    |
| FF_7         | Silomais-Wintergerste-Winterroggen        | SM_WG_WR    |
| FF_8         | Zuckerrübe-Winterweizen-Winterweizen      | ZR_WW_WW    |
| FF_9         | Winterroggen                              | WR          |
| FF_10        | Brache                                    | BR          |

## Anhang 5: Berücksichtigte Vieharten im Modell

| Nutzungs-Nr. | Viehart   |
|--------------|---|
| 1            | Rindvieh insgesamt                              |
| 2            | Jungrinder 1/2 Jahr bis unter 1 Jahr            |
| 3            | Rinder 1 Jahr bis unter 2 Jahre                 |
| 4            | Kälber unter 1/2 Jahr                           |
| 5            | Milchkühe                                       |
| 6            | Schweine insgesamt                              |
| 7            | Zuchtsauen insgesamt                            |
| 8            | Übrige Schweine                                 |
| 9            | Pferde insgesamt                                |
| 10           | Hühner insgesamt                                |
| 11           | Schlacht- und Masthühner (einschließlich Küken) |
| 12           | Legehennen 1/2 Jahr und älter                   |
| 13           | Junghennen                                      |
| 14           | Schafe insgesamt                                |
| 15           | Gänse insgesamt                                 |
| 16           | Enten insgesamt                                 |
| 17           | Truthühner insgesamt                            |

## Anhang 6: Anteil der Landnutzungen in den Einzugsgebieten der Fuhse und der Oker nach ATKIS

| Landnutzung | EZG Fuhse [%] | EZG Oker [%] |
|-------------|---------------|--------------|
| Acker       | 62,8          | 48,5         |
| Grünland    | 9,6           | 7,0          |
| Wald        | 12,2          | 29,1         |
| Stadt       | 13,3          | 12,8         |
| Gewässer    | 0,9           | 0,6          |
| Sonstiges   | 1,2           | 2,0          |



Anhang 7: Kläranlagen im Einzugsgebiet der Oker; Lage bezeichnet Haupt- (HF) und Nebenfluss (NF)

| Kläranlage            | X-Koordinaten | Y-Koordinaten | Vorfluter                | La |
|-----------------------|---------------|---------------|--------------------------|----|
| Braunschweig          | 3597125       | 5799985       | Aue-Oker-Kanal           | HF |
| Cremelingen           | 3611712       | 5792029       | Gewässer III. Ordnung    | NF |
| Goslar-Ost            | 3602905       | 5756183       | Oker                     | HF |
| Gr. Biewende          | 3611087       | 5775270       | Großer Graben            | NF |
| Hattdorf/Heiligendorf | 3619393       | 5803599       | Grenzgraben zur Schunter | NF |
| Helmstedt             | 3635824       | 5791033       | Mühlengraben             | NF |
| Kissenbrück           | 3607747       | 5776065       | Dükergraben              | NF |
| Klein Mahner          | 3599052       | 5768169       | Stobenbergbach           | NF |
| Königslutter          | 3625727       | 5793690       | Heidteichsriede          | NF |
| Lehre                 | 3612611       | 5800212       | Schunter                 | HF |
| Mariental             | 3635440       | 5797092       | Uhrau                    | NF |
| Radauanger            | 3606509       | 5754211       | Radau                    | NF |
| Salzgitter-Bad        | 3595330       | 5769835       | Warne                    | NF |
| Schladen              | 3605712       | 5767255       | Oker                     | HF |
| Schöppenstedt         | 3620756       | 5779418       | Altenau                  | NF |
| Sicke                 | 3611547       | 5786850       | Wabe                     | NF |
| Süplingenburg         | 3629529       | 5792823       | Schunter                 | HF |
| Weddel                | 3612859       | 5795509       | Sandbach                 | NF |
| Wiedelah              | 3609854       | 5760789       | Eckergraben              | NF |
| Wolfenbüttel          | 3604340       | 5783450       | Oker                     | HF |
| Osterwieck            | 3615927       | 5761020       | Mühlengraben             | NF |
| Stapelburg            | 3613247       | 5754540       | Stimmecke                | NF |

Anhang 8: Kläranlagen im Einzugsgebiet der Fuhse; Lage bezeichnet Haupt- (HF) und Nebenfluss (NF)

| Kläranlage       | X-Koordinaten | Y-Koordinaten | Vorfluter                      | Lage |
|------------------|---------------|---------------|--------------------------------|------|
| Dollbergen       | 3581096       | 5809879       | Gewässer II. Ordnung/Fuhse     | HF   |
| Sievershausen    | 3577543       | 5805226       | Gewässer III. Ordnung          | NF   |
| Söhle/Steinbrück | 3582703       | 5788457       | Fuhse/Aller                    | HF   |
| Uetze            | 3582319       | 5817386       | Erse                           | HF   |
| Adenstedt        | 3579340       | 5792063       | Beeke                          | NF   |
| Edemissen        | 3586133       | 5805637       | Schwarzwasser                  | NF   |
| Gadenstedt       | 3581940       | 5791401       | Meeschegraben                  | NF   |
| Gr. Lafferde     | 3583851       | 5787992       | Groß Lafferder Riethe          | NF   |
| Lengede          | 3587763       | 5787644       | Fuhse                          | HF   |
| Münstedt         | 3587390       | 5792764       | Woystgraben                    | NF   |
| Peine            | 3582253       | 5801082       | Fuhse (Schölke b. Vöhrumer B.) | HF   |
| Salzgitter-Nord  | 3590815       | 5783147       | Krähenriede                    | NF   |
| Schmedenstedt    | 3587137       | 5794276       | Pisser                         | NF   |
| Wahle            | 3594104       | 5794783       | Aue-Erse                       | HF   |
| Wathlingen       | 3578168       | 5824423       | Wathlinger Poldergraben        | NF   |

## Anhang 9: Anpassung des Skriptes Gritmaker (ArcView 3.2) zur Erstellung eines Vorlagerasters

```

' Name: View.GridMaker
' Title: Creates arbitrary grid(vector) shapefile
' Topics: Views, Geodata
' Description: This script is attached to a tool. When you drag a rectangle with the tool,
' you are then prompted for how many rows and columns you want in the grid. Then you are asked
' for the name of a shapefile to create, and the grid is created. One attribute is added to this
' grid shape theme, a label, that is "A1 A2 B1 B2...." as you might see on an index map. The
' labeling starts at the upper left.
' The grid is added to your current view as a theme called "Grid" with hollow fill pattern and thick
' (thickness 2) black lines. You are prompted as to whether you want to label the grid. If you say yes,
' it will put the labels in the grid box using the current textsymbol.
' Requires:
' Self:
' Returns:
if (self.Is(Tool).Not) then
  System.Beep
  MsgBox.Error("This script must be run from a tool.,"Error")
  exit
end
theView=av.GetActiveDoc
viewUnits=theView.GetDisplay.GetUnits
viewProj=theView.GetProjection
theRect=theView.ReturnUserRect
if (theRect=nil) then
  exit
end
llx=therect.getleft
lly=therect.getBottom
theWidth=therect.getwidth
theHeight=therect.getheight
theWidth=100000
theHeight=100000
rows=Msgbox.Input("How many rows (up/down):","hello","10")
if ((rows = nil) or (rows.asNumber < 1)) then
  MsgBox.Error("Must use more than one row.,"Aborting")
  exit
end
cols=Msgbox.Input("How many columns:","Hello","10")
if ((cols =nil) or (cols.asNumber < 1)) then
  MsgBox.Error("Must use more than one column.,"Aborting")
  exit
end
rows=rows.asnumber
cols=cols.asnumber
rsize=theheight/rows
csize=thewidth/cols
letters="ABCDEFGHIJKLMNPOQRSTUVWXYZ"
newshpname=filedialog.Put("grid.shp".AsFilename,"*.shp","Grid file")
if (newshpname =nil) then
  exit
end
gridftab=Ftab.MakeNew(newshpname,POLYGON)
labelfield=Field.Make("Label",#FIELD_CHAR,6,0)
gridftab.SetEditable(true)
gridftab.Addfields(labelfield)
gridftab.SetEditable(True)
shpfield=gridftab.FindField("shape")
labfield=gridftab.FindField("label")
countup=0
sizer=rows*cols
av.setstatus(0)
Av.ShowMsg("Creating grid...")
for each r in 1..rows
  row_id=(rows-r+1).AsString
  for each c in 1..cols
    countup=countup+1
    av.setstatus(countup/sizer*100)
    if ((c/26) > 1) then
      col_prefix=letters.middle((c/26).floor-1,1)
    else
      col_prefix=""
    end
    if (c.Mod(26) = 0) then
      col_name=letters.Middle(25,1)

```

```

else
  col_name=letters.Middle(c.Mod(26)-1,1)
end
col_id=col_prefix+col_name
originx=lx+((c-1)*csize)
originy=ly+((r-1)*rsize)
size=csize@rsize
theOrigin=originx@originy
rct=rect.make(theOrigin,size)
if (viewunits=#UNITS_LINEAR_METERS) then
  rct=rct.ReturnUnprojected(viewproj)
end
newrec=gridftab.AddRecord
gridftab.SetValue(shpfield,newrec,rct.aspolygon)
gridftab.SetValue(labfield,newrec,col_id+row_id)
end
end
gridftab.SetEditable(false)
av.clearMsg
mytheme=ftheme.Make(gridftab)
mysym=av.GetSymbolWin.GetPalette.GetList(#PALETTE_LIST_FILL).Get(0)
mysym.setolwidth(2)
mytheme.GetLegend.GetSymbols.Set(0,mysym)
mytheme.SetName("Grid")
mytheme.SetActive(true)
myTheme.SetVisible(true)
theview.AddTheme(mytheme)
mytheme.Invalidate(true)
theview.GetDisplay.Flush
yn=MsgBox.YesNo("Label the grid?","Gridmaker",true)
if (yn) then
  for each thm in theView.GetThemes
    if (thm <> mytheme) then
      thm.SetActive(False)
    end
  end
  end
  theView.LabelThemes(false)
end
end

```

Anhang 10: Retentionsfaktoren und Retentionsbedingungen für die Bilanzgebiete im Einzugsgebiet der Fuhse für  $P_{Ges}$  bei mittleren Abflussbedingungen

| Bilanzgebiet | Nr. | Fluss    | Zuordnung            | Retentionsfaktor |            |            |
|--------------|-----|----------|----------------------|------------------|------------|------------|
|              |     |          |                      | Hauptfluss       | Nebenfluss | Mittelwert |
| Broistedt    | 21  | Fuhse    | Quellgebiet          | -                | 0,264      | -          |
| Peine        | 22  | Fuhse    | Broistedt bis Peine  | 0,926            | 0,405      | 0,665      |
| Eltze        | 24  | Erse/Aue | Quellgebiet          | -                | 0,366      | -          |
| Wathlingen   | 23  | Fuhse    | Peine bis Wathlingen | 0,923            | 0,441      | 0,682      |

Anhang 11: Retentionsfaktoren und Retentionsbedingungen für die Bilanzgebiete im Einzugsgebiet der Oker für DIN bei mittleren Abflussbedingungen

| Bilanzgebiet   | Fluss    | Zuordnung                 | Retentionsfaktor |            |            |
|----------------|----------|---------------------------|------------------|------------|------------|
|                |          |                           | Hauptfluss       | Nebenfluss | Mittelwert |
| Probsteiburg   | Oker     | Quellgebiet               | -                | 0,725      | -          |
| Schladen       | Oker     | Probsteiburg bis Schladen | 0,908            | 0,716      | 0,812      |
| Ilse           | Ilse     | Quellgebiet               | -                | 0,853      | -          |
| Ohrum          | Oker     | Schladen bis Ohrum        | 0,964            | 0,757      | 0,861      |
| Wendessen      | Altenau  | Quellgebiet               | -                | 0,738      | -          |
| Glentorf       | Schunter | Quellgebiet               | -                | 0,786      | -          |
| Harxbüttel     | Schunter | Glentorf bis Harxbüttel   | 0,896            | 0,751      | 0,842      |
| Groß Schwülper | Oker     | Ohrum bis Groß Schwülper  | 0,948            | 0,752      | 0,850      |

Anhang 12: Retentionsfaktoren und Retentionsbedingungen für die Bilanzgebiete im Einzugsgebiet der Oker für  $P_{Ges}$  bei mittleren Abflussbedingungen

| Bilanzgebiet   | Fluss    | Zuordnung                 | Retentionsfaktor |            |            |
|----------------|----------|---------------------------|------------------|------------|------------|
|                |          |                           | Hauptfluss       | Nebenfluss | Mittelwert |
| Probsteiburg   | Oker     | Quellgebiet               | -                | 0,535      | -          |
| Schladen       | Oker     | Probsteiburg bis Schladen | 0,937            | 0,514      | 0,726      |
| Ilse           | Ilse     | Quellgebiet               | -                | 0,842      | -          |
| Ohrum          | Oker     | Schladen bis Ohrum        | 0,991            | 0,614      | 0,802      |
| Wendessen      | Altenau  | Quellgebiet               | -                | 0,566      | -          |
| Glentorf       | Schunter | Quellgebiet               | -                | 0,685      | -          |
| Harxbüttel     | Schunter | Glentorf bis Harxbüttel   | 0,920            | 0,600      | 0,760      |
| Groß Schwülper | Oker     | Ohrum bis Groß Schwülper  | 0,988            | 0,602      | 0,791      |

