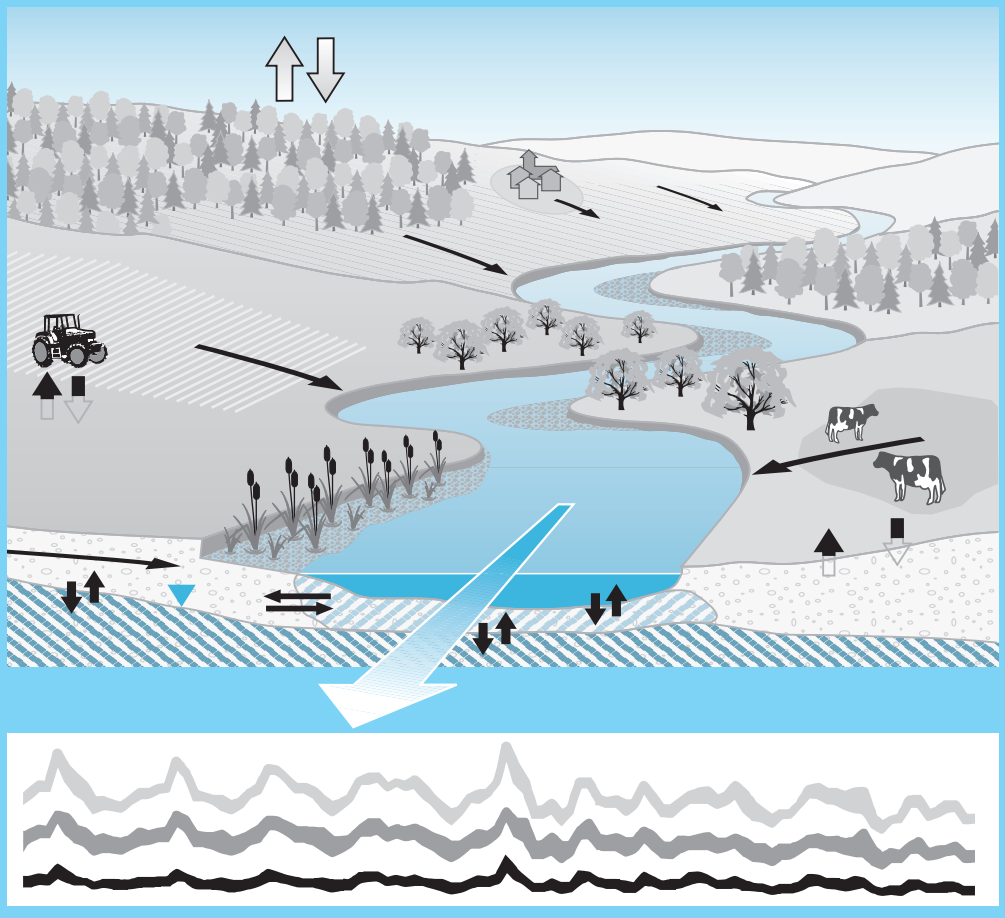
FREIBURGER SCHRIFTEN
ZUR HYDROLOGIE

Band 18

Michael Eisele

Stoffhaushalt und Stoffdynamik in Flusseinzugsgebieten: Ein Beitrag zum Bewertungsverfahren „Hydrologische Güte“



Institut für Hydrologie der Universität Freiburg i.Br.

Michael Eisele

Stoffhaushalt und Stoffdynamik in Flusseinzugsgebieten: Ein Beitrag zum Bewertungsverfahren „Hydrologische Güte“

Unterstützt durch / Supported by:

Förderverein Hydrologie an der Albert-Ludwigs-Universität
Freiburg im Breisgau

FREIBURGER SCHRIFTEN ZUR HYDROLOGIE

Band 18

Michael Eisele

Stoffhaushalt und Stoffdynamik in Flusseinzugsgebieten: Ein Beitrag zum Bewertungsverfahren „Hydrologische Güte“

2003

Institut für Hydrologie der Universität Freiburg i. Br.

Freiburger Schriften zur Hydrologie

Herausgegeben von / Edited by:

Prof. Dr. Christian Leibundgut
Prof. Dr. Siegfried Demuth

Institut für Hydrologie, Universität Freiburg i. Br.

Schriftleitung / Editorial office:

Ingeborg Vonderstraß

© Copyright: Institut für Hydrologie, Universität Freiburg i. Br., 2003

Verlag und Vertrieb / Published and saled by:

Institut für Hydrologie
Universität Freiburg i. Br.
im Selbstverlag
Anschrift / Address: Fahnenbergplatz, D-79098 Freiburg i. Br.
Germany

ISSN 0945-1609

Vorwort

Mit dem Band „Stoffhaushalt und Stoffdynamik in Flusseinzugsgebieten: Ein Beitrag zum Bewertungsverfahren Hydrologische Güte“ wird erstmals ein Beitrag zum Forschungsbereich Gewässerschutz durch das Institut für Hydrologie der Universität Freiburg vorgelegt. Die „Hydrologische Güte“ stellt einen neuen Begriff in der Hydrologie dar. Er entstand im Zuge der strategischen Vorbereitung von Methodiken zur Umsetzung der Europäischen Wasserrahmenrichtlinie Mitte der 90er Jahre. Die Forderung nach einzugsgebietsbezogener Bearbeitung des Gewässerschutzes ließ erkennen, wie unzureichend die Hydrologie als solche im Gewässerschutz vertreten war. Betrachtet wurden der chemische, der biologische und später auch der strukturmorphologische Zustand der Gewässer, nicht aber die Bedingungen im Einzugsgebiet selbst, die jedoch ursächlich für die zitierten Zustandsmerkmale verantwortlich sind. Dies führte 1996 zur Einführung des Begriffes „Hydrologische Güte“, der die anthropogene Beeinflussung des hydrologischen Zustands im Einzugsgebiet beschreiben und insbesondere auch quantifizieren soll. Damit verbunden war die Absicht, die holistische Betrachtung des Gewässerschutzes zu befördern. Das Gesamtprojekt enthält die Teilgebiete Beschaffenheit des Einzugsgebietes, Abflussdynamik und Stoffhaushalt und Stoffdynamik.

Herr Dr. Eisele hat mit seiner Dissertation den 3. Teil dieses Gesamtprojektes, das Gebiet Stoffhaushalt und Stoffdynamik, ausgearbeitet. Als Resultat liegt nun ein wertvolles, prozessorientiert abgestütztes Verfahren vor, das nicht nur wissenschaftlich von Interesse ist. Es stellt insbesondere auch für die Praxis einen wertvollen Beitrag dar, um im Rahmen der laufenden Bemühungen wesentliche Grundlagen für ein strategisches Flussgebietsmanagement nach der EU-Wasserrahmenrichtlinie – die ein einzugsgebietsbezogenes Vorgehen fordert – bereitzustellen.

Wir danken Herrn Dr. Eisele für seinen großen Einsatz in diesem Projekt und das Bemühen, die Thematik auch für die Praxis verwendbar zu gestalten. Es ist außerordentlich zu begrüßen, dass die neueren Erkenntnisse der Abflussbildungs- und Einzugsgebietsforschung in die hier vorgestellte Methodenentwicklung integriert werden und damit die Methodik verstärkt physikalisch abgesichert wird. Weiterhin danken wir dem Umweltforschungsprogramm des Landes Baden-Württemberg „BW-Plus“ (Programm Lebensgrundlage Umwelt und ihre Sicherung) für die Finanzierung des Projektes.

Die Herausgeber
Christian Leibundgut und Siegfried Demuth

Inhaltsverzeichnis

Zusammenfassung ..... **V**

Extended English Summary ..... **VIII**

1 Einleitung **1**

1.1 Problemstellung und Zielsetzung 1

1.2 Vorgehensweise 2

2 Theoretische Betrachtungen **5**

2.1 Stoffhaushalt und Wasserqualität 5

2.1.1 Stoffquellen 5

2.1.2 Charakterisierung der gewässergüterelevanten Stoffe 7

2.1.2.1 Die Nährstoffe Stickstoff und Phosphor 7

2.1.2.2 Sonstige gewässergüterelevante Stoffe 10

2.1.3 Steuergrößen des Stoffaustrags aus terrestrischen Ökosystemen 11

2.1.3.1 Einfluss der Bodennutzung 11

2.1.3.2 Einfluss der Bodeneigenschaften 13

2.1.3.3 Einfluss der hydrologischen Rahmenbedingungen 14

2.1.3.4 Stofftransport 15

2.1.3.5 Stoffumsetzung und Stoffrückhalt während des Transports 16

2.1.4 Stoffumsätze und Wirkungen im Gewässer 17

2.1.5 Fazit 19

2.2 Bewertung der Gewässergüte 19

2.2.1 Aspekte der EU-Wasserrahmenrichtlinie 19

2.2.2 Verfügbare Bewertungsverfahren 20

2.2.3 Methodische Aspekte von Bewertungsverfahren 22

2.2.4 Fazit 23

2.3 Methodische Ansätze zur Beschreibung von Stoffhaushalt und Stoffdynamik 24

2.3.1 Beschreibung aufgrund von experimentellen Daten 24

2.3.2 Modellansätze 25

2.3.3 Unsicherheit von Modellrechnungen 26

2.3.4 Fazit 27

3 Grundlagen 29

3.1 Datengrundlage 29

3.2 Einzugsgebietsanalyse der Untersuchungsgebiete 32

3.2.1 Allgemeine Beschreibung der Testeinzugsgebiete 33

3.2.1.1 Naturräumliche Lage, Topographie und Hydrographie 33

3.2.1.2 Hydroklimatische Verhältnisse 36

3.2.1.3 Hydrogeologie 38

3.2.1.4 Pedologie 41

3.2.1.5 Landnutzung 43

3.2.1.6 Hydrologie 45

3.2.2 Bewertung des anthropogenen Einflusses 47

3.2.2.1 Naturnähe des Einzugsgebiets 48

3.2.2.2 Beanspruchung des Wasserhaushalts 49

3.2.2.3 Ergebnis 51

3.3 Bewertung der Abflussdynamik 53

3.3.1 Methodik 54

3.3.2 Ergebnis 54

3.4 Fazit 56

4 Untersuchungen zu Stoffhaushalt und Stoffdynamik im Dreisameinzugsgebiet 57

4.1 Experimentelle Untersuchungen 57

4.1.1 Methodik 57

4.1.1.1 Messnetz und Messprogramm 57

4.1.1.2 Datenauswertung und Frachtberechnung 59

4.1.2 Ergebnisse 62

4.1.2.1 Analyse der Stoffdynamik 62

4.1.2.2 Fehleranalyse der Frachtberechnungen 63

4.1.2.3 Grobbilanzierung 67

4.1.2.4 Schwebstofffracht 69

4.1.3 Fazit 69

4.2 Testanwendung des Wasserhaushalts- und Gewässergütemodells NPSM/HSPF 70

4.2.1 Methodik 70

4.2.2 Ergebnisse 71

4.2.3 Fazit 72

5 Der Bewertungsblock „Stoffhaushalt und Stoffdynamik“ 74

5.1 Bewertung des Stoffhaushalts 74

5.1.1 Methodik 75

5.1.1.1 Quantifizierung der diffusen Einträge 75

5.1.1.1.1 Quantifizierung der Nährstoffüberschüsse der landwirtschaftlichen Nutzflächen 75

5.1.1.1.2 Quantifizierung der Nährstoffüberschüsse der nicht landwirtschaftlich genutzten Flächen 80

5.1.1.1.3 Flächendifferenzierte Wasserbilanz 82

5.1.1.1.4 Flächendifferenzierte Berechnung der diffusen Nährstoffeinträge in die Gewässer 89

5.1.1.2 Quantifizierung der punktförmigen Einträge 93

5.1.1.2.1 Einträge über Kläranlagen 94

5.1.1.2.2 Einträge über Regenentlastungen des Mischkanalsystems 94

5.1.1.3 Nährstoffbilanz der Flussgebiete 96

5.1.1.3.1 Berechnung des Nährstoffrückhalts im Gewässersystem 96

5.1.1.3.2 Gesamtbilanz 97

5.1.1.4 Nährstoffbilanz der Flussgebiete für den „Potentiell Natürlichen Zustand“ 97

5.1.1.5 Bewertung der Parameter des Stoffhaushalts 99

5.1.2 Ergebnisse 100

5.1.2.1 Nährstoffbilanzierung 100

5.1.2.2 Abschätzung der Prognoseunsicherheit 106

5.1.2.3 Bewertung des Stoffhaushalts der Untersuchungsgebiete 108

5.1.3 Fazit 110

5.2 Bewertung von Wasserqualität und Stoffdynamik 111

5.2.1 Methodik 111

5.2.2 Ergebnisse 113

5.2.3 Fazit 117

6 Simulation der Stoffdynamik 119

6.1 Methodik 119

6.1.1 Wasserhaushaltsmodell 119

6.1.2 Stickstofftransportmodell 121

6.1.3 Abschätzung der Prognoseunsicherheit und Überprüfung des Modellkonzepts 125

6.2 Ergebnisse 126
6.2.1 Wasserhaushalt 126
6.2.2 Stickstofftransport 128
6.2.3 Abschätzung der Prognoseunsicherheit 130
6.2.4 Überprüfung des Modellkonzepts 131
6.3 Fazit 133

7 Anwendung im Rahmen der Ausweisung der Hydrologischen Güte 135
7.1 Integration des Bewertungsblocks Stoffhaushalt und Stoffdynamik in das Bewertungsverfahren „Hydrologische Güte“ 135
7.2 Ableitung von Maßnahmen 137
7.2.1 Ursache-Wirkungs-Beziehungen 137
7.2.2 Maßnahmen 138
7.3 Bewertung von Maßnahmen 141
7.4 Fazit 143

8 Zusammenfassende Diskussion und Ausblick 144

Literatur 148

Verzeichnis der Abkürzungen 164

Verzeichnis der Symbole 165

Anhang 173

Zusammenfassung

Um den Mangel an einzugsgebietsbezogenen Bewertungsansätzen im Gewässerschutz zu beheben, wurde im Rahmen des Projekts „Hydrologische Güte“ am Institut für Hydrologie der Universität Freiburg ein raumorientiertes Verfahren zur Bewertung des hydrologischen Zustands von Flusseinzugsgebieten erarbeitet. Das Ziel war dabei die Entwicklung einer geeigneten Methodik und deren Anwendung in ausgewählten Testeinzugsgebieten. Die Bewertung umfasst die drei Blöcke *Beschaffenheit des Einzugsgebiets, Abflussdynamik* sowie *Stoffhaushalt und Stoffdynamik*. In der vorliegenden Arbeit wird als Schwerpunkt der Bewertungsblock *Stoffhaushalt- und Stoffdynamik* in Theorie, Entwicklung und Anwendung behandelt.

Zu Beginn wird ein Überblick über den bisherigen Forschungsstand im Themenkomplex Stoffhaushalt und Wasserqualität sowie über die zur Zeit verfügbaren methodischen Ansätze zur Quantifizierung und Bewertung von Parametern des Stoffhaushalts, der Wasserqualität und der Stoffdynamik gegeben. Die Methodik des Bewertungsblocks *Stoffhaushalt und Stoffdynamik* wurde anhand ausgesuchter Testeinzugsgebiete entwickelt und nachfolgend in verschiedenen Einzugsgebieten in Baden-Württemberg erprobt. Die Einzugsgebiete decken unterschiedliche Skalen, naturräumliche Ausstattungen, Landnutzungsverteilungen und Intensitäten der wasserwirtschaftlichen Beanspruchung ab. Als Grundlage für die Anwendung des Verfahrens wird für die Untersuchungsgebiete eine GIS-gestützte Einzugsgebietsanalyse durchgeführt. Um einen Überblick über das Konzept des Gesamtverfahrens zu geben, wird für die Testeinzugsgebiete auch die Bewertung der Beschaffenheit des Einzugsgebiets und der Abflussdynamik im Rahmen der Grundlagen kurz dargestellt.

In Teilgebieten des Dreisameinzugsgebiets wurden im Rahmen der Entwicklung der Methodik experimentelle Untersuchungen und eine Studie zur Eignung eines Wasser-qualitätsmodells durchgeführt. Die Ergebnisse der experimentellen Untersuchungen zeigen deutlich das unterschiedliche Verhalten verschiedener Stoffkomponenten in Abhängigkeit von stoffspezifischen Eigenschaften und dominierenden Transportpfaden. In der Modellstudie werden die Beschränkungen der Anwendung komplexer konzeptioneller Modellkonzepte in größeren Gebieten aufgezeigt.

Die Methodik im Bewertungsblock *Stoffhaushalt und Stoffdynamik* baut auf bewährten konzeptionellen Ansätzen auf und verwendet ausschließlich allgemein verfügbare Eingangsdaten. Es werden die für die Eutrophierung der Gewässer und im Hinblick auf die Qualität des Grundwassers bedeutsamen Nährstoffe Stickstoff und Phosphor betrachtet:

In der Parametergruppe *Stoffhaushalt* werden die Emissionen der Nährstoffe in die Gewässer bewertet. Der Bewertung liegt eine flächendifferenzierte stationäre Wasser- und Stoffbilanz zu Grunde. Die Quantifizierung der diffusen Stoffeinträge erfolgt für Stickstoff und Phosphor in Abhängigkeit der jährlichen Bilanzüberschüsse der durchlässigen Landflächen, welche anhand der Landnutzungsverteilung und der Agrarstatistik nach in der Literatur beschriebenen Ansätzen berechnet werden. Zur Quantifizierung des Stofftransports über die verschiedenen Abflusspfade wird für die Einzugsgebiete eine räumlich differenzierte Wasserbilanz aufgestellt. Zur Berücksichtigung der verschiedenen Trans-

portpfade wird der Gesamtabfluss nachfolgend in die Komponenten „schneller Abfluss“, „verzögerter Abfluss“ und „langsamer Grundwasserabfluss“ (Basisabfluss) aufgeteilt. Die Mobilisierung gelöster Nährstoffe mit den Abflusskomponenten wird aufgrund der natürlichen Standortfaktoren „Feldkapazität der Böden“ und „Abflusshöhe“ über stoffspezifische Proportionalitätsfaktoren berechnet. Für den Nährstoff Phosphor wird eine Aufteilung in gelöste und partikulär gebundene Komponenten vorgenommen. Die punktförmigen Nährstoffeinträge durch kommunale Kläranlagen und Regenentlastungen des Mischkanalsystems der Siedlungsentwässerung werden mit Hilfe von empirischen Berechnungsverfahren quantifiziert. Eine Abschätzung der Nährstoffverluste und –rückhalte während des Transports erfolgt ebenfalls basierend auf empirischen Verfahren unter Zuhilfenahme von Messwerten.

Zur Bewertung des Stoffhaushalts wird die Wasser- und Nährstoffbilanzierung auch für das Szenario des Potenziell Natürlichen Zustands (PNZ) durchgeführt. Der PNZ beschreibt den Zustand unter potentiell natürlicher Vegetation bei Abwesenheit direkter anthropogener Einflüsse. Anhand der klassifizierten prozentualen Überschreitung der Gesamtemissionen des Ist-Zustands gegenüber der Gesamtemission des PNZ wird eine Einordnung in Natürlichkeitsklassen vorgenommen. Mit Hilfe von Unsicherheitsanalysen kann für die Bewertungsmethodik abschätzt werden, dass die durch mögliche Prognosefehler verursachte Abweichung maximal eine Güteklasse betragen kann.

Die Parametergruppe *Wasserqualität und Stoffdynamik* dient zur Bewertung der stofflichen Immission in den Oberflächengewässern. Zur Bewertung der Wasserqualität werden die in der chemischen Gewässergüteklassifikation der Länder-Arbeitsgemeinschaft Wasser (LAWA) festgelegten Umweltqualitätsziele herangezogen. Um eine zeitlich differenzierte Betrachtung der Wasserqualität (Stoffdynamik) zu ermöglichen, werden aus mehrjährigen Messreihen der Konzentrationen von mineralischen Stickstoffkomponenten und Phosphat monatliche Frachten berechnet. Diese werden mit sogenannten Sollfrachten verglichen, welche aus den Konzentrationsgrenzen der LAWA-Klassifikation und der mittleren monatlichen Abflusshöhe berechnet werden. Durch die Betrachtung abflussabhängiger Stofffrachten werden ein direkter Vergleich mit den in der Nährstoffbilanz als Fracht berechneten Emissionen sowie Rückschlüsse auf Prozesse der Abflussbildung und Stoffmobilisierung möglich gemacht.

In der Nährstoffbilanzierung werden für alle untersuchten Einzugsgebiete die Emissionen der Nährstoffe Stickstoff und Phosphor für den Ist-Zustand und den PNZ berechnet und darauf basierend als Ergebnis Natürlichkeitsklassen ausgewiesen. Die berechneten Gesamtemissionen spiegeln erwartungsgemäß deutlich die Landnutzungsverteilung und insbesondere den Einfluss der meist hohen Nährstoffüberschüsse auf den Ackerflächen wider. Aus den für den Ist-Zustand berechneten Frachten werden für verschiedene Bilanzpegel die Konzentrationen in den Oberflächengewässern berechnet und mit den langjährigen Mittelwerten gemessener Konzentrationen verglichen. Für Stickstoff und gelösten Phosphor wird mit einer mittleren relativen Abweichung von -6 % bzw. 14 % und Bestimmtheitsmaßen von 0,94 bzw. 0,88 eine zufriedenstellende Übereinstimmung erreicht. Während die auf der Basis der Nährstoffbilanzierung gewonnene Bewertung des *Stoffhaushalts* maßgeblich durch die Landnutzungsstruktur und die Höhe der Nährstoffüberschüsse beeinflusst wird, sind für das Ergebnis der immissionsbezogenen Bewertung von *Wasserqualität und Stoffdynamik* auch die hydrologischen Gebietseigenschaften (bspw. Abfluss-

spenden, Wasserspeicherkapazität der Böden) von großer Bedeutung. Die letztgenannte Bewertung entspricht weitgehend der chemischen Gewässergüteklassifikation der LAWA und kann als Kennwert zur vergleichenden Beurteilung der Immission als plausibel angesehen werden.

Bei Testanwendungen komplexer konzeptioneller Modelle zur Simulation der Stickstoffdynamik wurden Probleme der Datenverfügbarkeit, der Quantifizierung der Modellparameter sowie der praktischen Handhabbarkeit festgestellt, die einer operationellen Anwendung für größere Gebiete Grenzen setzen. Am Beispiel des Einzugsgebiets der Seefelder Aach wurde deshalb ein Modellkonzept zur zeitlich differenzierten Simulation des Sticktofftransports entwickelt, welches den oben genannten Schwierigkeiten Rechnung trägt. Durch die Verwendung eines vereinfachten konzeptionellen Ansatzes werden Probleme der Parameteridentifikation und der Datenanforderungen, wie sie vielfach bei Anwendungen komplexerer Stofftransportmodelle auftreten, umgangen. Das Modell baut auf ein vorhandenes rasterbasiertes Wasserhaushaltsmodell auf und nutzt dessen Ausgaben als Eingangsdatensätze. Da die Stickstofftransportsimulation als Werkzeug zur Beurteilung der Wirksamkeit von Maßnahmen eingesetzt wird, erfolgt auch hier eine Quantifizierung der Prognoseunsicherheit.

Die Bewertung von *Stoffhaushalt und Stoffdynamik* erfolgt im Rahmen der Anwendung des Bewertungsverfahrens „Hydrologische Güte“. Mit der vorgeschlagenen Methodik wurde die Voraussetzung zur raumbezogenen Bewertung des Nährstoffhaushalts und der Wasserqualität von mesoskaligen Einzugsgebieten geschaffen. Neben der in dieser Arbeit behandelten Quantifizierung der anthropogenen Beeinflussung der Wasserqualität wird in den Bewertungsblöcken *Beschaffenheit des Einzugsgebiets* und *Abflussdynamik* auch die anthropogene Beeinflussung des Wasserhaushalts und der Abflussverhältnisse in den Fließgewässern parametrisiert. Die entwickelten Methoden können deshalb zukünftig als Werkzeuge für die nach der europäischen Wasserrahmenrichtlinie vorzunehmende Beurteilung der anthropogenen Beeinflussung des Gewässerzustands hilfreich sein. Im Zusammenspiel mit Verfahren zur Bewertung der Morphologie und der Biologie wird mit dem Bewertungsverfahren „Hydrologische Güte“ eine holistische Betrachtung der hydrologischen Einheit Einzugsgebiet - Gewässer möglich gemacht.

Extended English Summary

To overcome the lack of catchment oriented assessment procedures in the field of water protection an assessment procedure for the hydrological quality of meso-scale catchments was developed at the Institute of Hydrology, University of Freiburg. The main aim of the project was the development and presentation of an adequate methodology and its application in a set of test catchments. The procedure is divided into the assessment units *catchment properties*, *runoff dynamics* and *nutrient budgets, water quality and solute dynamics*. In this study theoretical backround, development and application of the assessment unit *nutrient budget, water quality and solute dynamics* are presented.

First an overview on the actual research status concerning water quality and on existing methodologies for the description and assessment of nutrient transport and water quality is given. The methodology of the assessment procedure was developed in selected test catchments and subsequently applied in different river basins in South-West Germany which cover a large variety of scale, natural properties, land use structures and water resources issues. To establish a basis for the application of the procedure a GIS-based catchment analysis was carried out for the investigated river basins. A short description of the assessment of *catchment properties* and *runoff dynamics* is given in addition to demonstrate the concept of the entire procedure.

In the framework of the development experimental investigations in sub-catchments of the Dreisam river basin and a study of the capability of a water quality model was carried out. The results of the experimental investigations demonstrate a different temporal behaviour of solutes due to their chemical properties and dominating transport paths. In the modelling study the limits of complex conceptual models in larger areas are revealed.

The methodology of the assessment unit *nutrient budget, water quality and solute dynamics* is based on established conceptual approaches and uses only readily available input data. In the approach the nutrients nitrogen and phosphorus which are crucial for the problem of eutrophication are addressed.

In the parameter group *nutrient budget* an assessment of nutrient emissions into surface water and groundwater on the basis of a spatially distributed water and nutrient balance is carried out. The nutrient input is derived from the nutrient surplus which is calculated for all permeable land surfaces based on the land use classification and agricultural statistics using calculation methods and values described in literature.

In the distributed water balance interpolated data of mean annual precipitation and the results of a simulation of the actual evapotranspiration are used. The resulting spatially distributed mean annual discharge is further divided into the runoff components “fast runoff”, “delayed runoff”, and “base flow”. The component “fast runoff” is an estimation of surface runoff, macropore flow and drainage runoff. It is quantified by using empirical functions and spatially distributed data of topography, soil characteristics and land use. Quantification of the base flow component is derived using results from base flow separations in sample catchments which were regionalized for all the investigated river basins. Delayed runoff is quantified from the residue of the two other components. The mobilization of nutrients is estimated using the described runoff components, soil characteristics

(field capacity) and a coefficient describing the chemical behaviour. To quantify the transport of sediment associated phosphorus a simplified sediment delivery calculation is executed based on data of topography and land use. Nutrient losses in the vadose zone and groundwater aquifer are estimated based on measured values of groundwater concentrations. The nutrient delivery from point sources is quantified based on statistical data for sewage plants and canalisation as well as data for precipitation and the area of impermeable land surfaces. Nutrient retention and denitrification in the river system is quantified empirically based on the hydraulic impact. To achieve a validation of the nutrient balance the resulting concentrations in surface water are compared to long term means of measured concentrations.

The nutrient budget is assessed referring to the "potential natural status" for which a natural vegetation and the absence of direct human impacts is assumed. For the simulation of the "potential natural status" of nutrient emissions all land use classes are parameterized using the nutrient input and water balance terms for forest vegetation. Finally the nitrogen and phosphorus budgets are assessed by comparing the actual and potential natural status. In an uncertainty analysis the range of potential simulation errors in water and nutrient balance is estimated. The resulting uncertainty range in the assessment can be estimated to a maximum error of one quality class.

In the parameter *group water quality and solute dynamics* the status of water quality in the surface waters is assessed. The water quality in the river system is quantified based on measured or simulated concentrations of nitrogen and phosphorus and assessed using chemical water quality standards. For catchments with long term measurements the temporal variability is taken into account by an assessment of solute dynamics. For this purpose monthly nutrient loads are calculated and assessed using monthly reference loads. The reference loads are derived from combining monthly values of stream flow with the concentrations levels given in the water quality standard. By the use of stream flow related loads a direct comparison with the nutrient emissions calculated in the nutrient balance is enabled.

From the water and nutrient balance emissions of nitrogen and phosphorus for the actual and the potential natural status are derived in each river basin. The results are classified into quality classes. The calculated nutrient loads are mainly a reflection of land use structures in the catchment, nutrient surplus on the farm lands and the number and size of sewage systems. In the validation of the resulting simulated concentrations in surface waters using the means of long term measurements a satisfying agreement was achieved (Nitrogen: mean relative deviance:-6 %; r^2 = 0,94; Soluble phosphorus: mean relative deviance:14 %; r^2 = 0,88). In the parameter group *nutrient budget* the quality class is mainly determined by land use and nutrient input in the catchment. The parameter group *water quality and solute dynamics* is also influenced by the hydrological properties in the catchment (e.g. specific discharge, water storage capacities). In this parameter group a reasonable estimation of the status of water quality in surface waters which is similar to the classification using water quality standards is produced.

In a modelling study using a complex conceptional model for the simulation of nitrogen transport in a sub-catchment of the Dreisam basin problems of data requirement, parameter identification and practical handling occurred. These problems were leading to the

conclusion that models of this kind are not appropriate for operational application in the meso-scale. For this reason a model concept for nitrogen transport which is suitable for meso-scale applications is developed in the river basin of the Seefelder Aach. The model is built upon an existing water balance model using its simulation results as input variables. Due to a more simple conceptional approach, problems of data requirement are avoided and parameter uncertainty is reduced. As this model is used for scenario simulations of nutrient management options an assessment of model uncertainties and the resulting potential simulation errors is carried out.

The assessment of *nutrient budget, water quality and solute dynamics* is carried out in the framework of the application of assessment procedure „hydrological quality". With the proposed methodology the basis for an spatially orientated assessment of nutrient budgets and water quality in meso-scale catchments is established. Apart from the quantification of the human impact on water quality described in this study human impacts on the water balance and the variability of stream flow are parameterized in the two remaining assessment units *catchment properties* and *runoff dynamics*. Therefore the methods compiled in the assessment procedure can be helpful tools for the estimation of the "significant human impacts" on the aquatic environment which has to be included in the river basin management plans according to the new European water framework directive. When applied along with morphological and biological assessment procedures the assessment of the „hydrological quality" will enable a holistic approach regarding water protection, in which the catchment and its water bodies are treated as a hydrological unit.

1 Einleitung

1.1 Problemstellung und Zielsetzung

Bei der Bewertung der Qualität von Fließgewässerökosystemen wird bisher dem Einzugsgebiet als übergeordneter funktioneller Raumeinheit und den darin ablaufenden hydrologischen Prozessen nicht adäquat Rechnung getragen. Aufgrund der Vorgaben der europäischen Wasserrahmenrichtlinie (EU-WRRL) zum Flussgebietsmanagement ist zukünftig eine integrierte Betrachtung von Fließgewässern und Einzugsgebiet sowie der zeitlichen Dynamik der auf die Biozönose wirkenden abiotischen Faktoren gefordert (LEIBUNDGUT 1996, BARTH 1997, RICHTER et al. 1997, EU 2000, FUHRMANN 2001). Aus diesem Grunde rückt die Entwicklung ganzheitlicher Bewertungsansätze für Einzugsgebiete und deren Oberflächengewässer und Grundwässer seit einigen Jahren immer weiter in den Vordergrund (LEIBUNDGUT 1996, BARTH 1997, DREWES & WEIGERT 1998, RICHTER 1999).

Die Beschaffenheit der biologischen Habitate ist abhängig von den abiotischen Faktoren Morphologie, Abflussdynamik und Stoffdynamik, welche wiederum durch die in der räumlichen Skala des Einzugsgebiets ablaufenden Prozesse der Abflussbildung und des Wasser- und Stoffhaushalts gesteuert werden (LEIBUNDGUT 1996, WALTHER 1999). Der Stoffhaushalt des Einzugsgebiets und seine anthropogene Veränderung prägt entscheidend die chemische Beschaffenheit der Gewässer. Eine Verbesserung der Wasserqualität der Oberflächengewässer und des Grundwassers kann daher nur unter Berücksichtigung des Wasser- und Stoffhaushalts im Einzugsgebiet erreicht werden (HEATHCOTE 1998, BEHRENDT et al. 1999). Hydrologische Größen des Wasserhaushaltes und des daran gekoppelten Stoffhaushaltes sind im Katalog der Beurteilungskriterien für den Gewässerschutz jedoch bisher nur untergeordnet vertreten.

Um den Mangel an einzugsgebietsbezogenen Bewertungsansätzen zu beheben, wurde 1998 in der Arbeitsgruppe „Integrierter Gewässerschutz“ am Institut für Hydrologie der Universität Freiburg (IHF) mit der Entwicklung eines hydrologischen Bewertungsverfahrens begonnen. Ziel des Projektes ist die Entwicklung und Anwendung eines raumorientierten Bewertungsverfahrens für den hydrologischen Zustand von Einzugsgebieten. Das Bewertungsverfahren weist als neuen Gütebegriff die „Hydrologische Güte“ von Einzugsgebieten aus. Als „Hydrologische Güte“ wird die Abweichung des Wasser- und Stoffhaushaltes des Einzugsgebiets sowie der Abfluss- und Stoffdynamik in den Fließgewässern von einem natürlichen Zustand definiert. Diese Abweichung soll anhand hydrologischer Güteparameter ermittelt, klassifiziert und bewertet werden. Damit wird eine integrierte Bewertung von Flusseinzugsgebieten sowie der zeitlichen Dynamik des Abflusses und der Stoffflüsse (und damit der auf die Biozönose der Fließgewässer wirkenden abiotischen Faktoren) angestrebt. Das Bewertungsverfahren wird aus methodischen Gründen in die Blöcke *Beschaffenheit des Einzugsgebiets*, *Abflussdynamik* sowie *Stoffhaushalt- und Stoffdynamik* eingeteilt. In der vorliegenden Arbeit wird der theoretische Hintergrund, die Entwicklung sowie die Anwendung des Bewertungsblocks *Stoffhaushalt- und Stoffdynamik* behandelt. Als notwendige Grundlage für die Anwendung des Bewertungsverfahrens

werden zusätzlich die Bewertung der *Beschaffenheit des Einzugsgebiets* und die zugrundeliegenden Einzugsgebietsanalysen dargestellt. Die Bewertung der *Abflussdynamik* wird ausführlich im Rahmen einer anderen Dissertation (HILDEBRAND, in Vorb.) behandelt. Im Rahmen dieser Arbeit werden für den Bewertungsblock *Abflussdynamik* nur die Grundzüge der zugrundliegenden Methodik und ausgewählte Ergebnisse vorgestellt.

1.2 Vorgehensweise

Abb. 1.1 gibt einen Überblick über die Vorgehensweise bei der Anwendung des Bewertungsverfahrens „Hydrologische Güte“. Grundlage für die Bewertung der hydrologischen Güte von Einzugsgebieten ist die Veränderung des hydrologischen Systems gegenüber einem natürlichen Zustand.

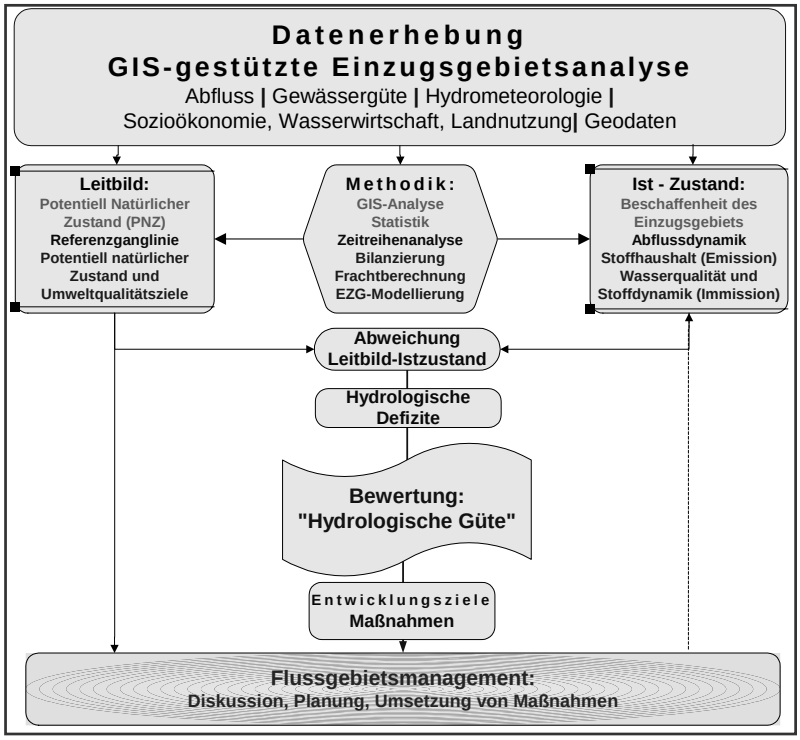


Abb. 1.1 Überblick über die Vorgehensweise im Bewertungverfahren „Hydrologische Güte“

Dabei werden natürliche Zustände als hochwertig und anthropogen veränderte Zustände als geringwertig angesehen. Für jeden der drei Bewertungsblöcke wird ein Referenz-Zustand (Leitbild) definiert. Die aus der Abweichung des Ist-Zustands vom Referenzzustand abgeleiteten Defizite können als Grundlage für die Planung von Maßnahmen im Rahmen des Flussgebietsmanagements dienen. Zur praktischen Umsetzung im Rahmen des Flussgebietsmanagements wird aus den wissenschaftlichen Resultaten ein Maßnahmenkatalog

abgeleitet. Der Bewertungsblock *Stoffhaushalt und Stoffdynamik* ordnet sich dabei als eigenständiger Teil in das Gesamtverfahren ein.

Zu Beginn der Entwicklung des Bewertungsblocks *Stoffhaushalt- und Stoffdynamik* wurden zunächst verfügbare Methoden der einzugsgebietsbezogenen Parametrisierung und Bewertung von Stoffhaushalt, Stofftransport und Wasserqualität innerhalb eines hydrologischen Verfahrens geprüft. Darauf basierend wurde die der anstrebten Bewertung zugrundeliegende Methodik anhand ausgesuchter Testeinzugsgebiete entwickelt. In den Versuchsgebieten des IHF wurden zusätzlich experimentelle Untersuchungen durchgeführt. Die entwickelte Methodik des Bewertungsblocks *Stoffhaushalt und Stoffdynamik* wurde nachfolgend in verschiedenen Einzugsgebieten in Baden-Württemberg erprobt. In Abb. 1.2 ist die Konzeption des Bewertungsblocks dargestellt.

Das Verfahren wurde bezogen auf die Nährstoffe Stickstoff und Phosphor entwickelt. Mit den entsprechenden stoffspezifischen Modifikationen besteht zukünftig die Möglichkeit auch weitere Stoffe oder Stoffgruppen zu bewerten. Grundlage der Bewertung des *Stoffhaushalts* ist eine flächendifferenzierte Stoffbilanzierung.

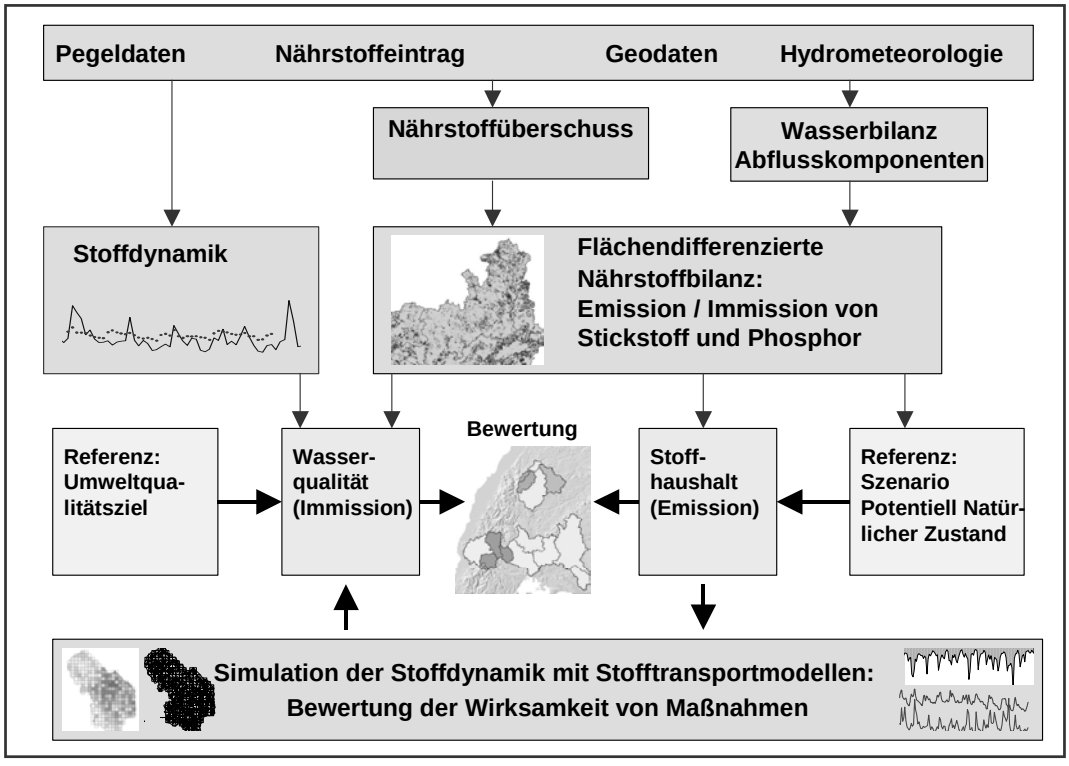


Abb. 1.2 Überblick über die Konzeption des Bewertungsblocks Stoffhaushalt und Stoffdynamik

Die Bewertung von *Wasserqualität und Stoffdynamik* wird anhand von Konzentrationen und Frachten an Abfluss- und Gewässergütepegeln durchgeführt. Durch die Entwicklung eines Modellansatzes zur Simulation des Stickstofftransports sollen beispielhaft die Möglichkeiten zur Prognose der Wirksamkeit von Maßnahmen untersucht werden.

Bei der Entwicklung des Verfahrens konnte auf die Erfahrungen, Methoden, und Daten verschiedener am IHF durchgeführter Projekte aufgebaut werden. In den Atlantenprojekten „Hydrologischer Atlas von Deutschland“ (HAD, BMU 2001) und „Wasser- und Bodenatlas Baden-Württemberg“ (WaBoA, UVM & LFU 2001) werden Methoden zur Bearbeitung, Auswertung und Darstellung raumbezogener Daten entwickelt. Damit waren methodische Grundlagen zur Durchführung raumbezogener Analysen vorhanden. Im Rahmen des DFG-Projekts „Tracergestützte Modellierung der Abflussbildung“ wurden in Testeinzugsgebieten Untersuchungen zur Abflussbildung durchgeführt, die auch als Grundlage zur Beschreibung von Stoffhaushalt und Stoffdynamik dienen können.

Im folgenden Kapitel wird zunächst ein Überblick über den aktuellen Forschungsstand im Themenkomplex Stoffhaushalt und Wasserqualität sowie ein Überblick über verschiedene methodische Ansätze zur Quantifizierung von Parametern des Stoffhaushalts, der Wasserqualität und der Stoffdynamik sowie zu deren Bewertung gegeben. Nach der Beschreibung der Untersuchungsgebiete anhand von umfassenden Einzugsgebietsanalysen (Kap. 3) werden in Kapitel 4 die Ergebnisse der experimentellen Untersuchungen und Modellanwendungen in den Versuchsgebieten des IHF vorgestellt. In Kapitel 5 werden nachfolgend die dem Bewertungsblock *Stoffhaushalt und Stoffdynamik* zugrundeliegende Methodik sowie die Ergebnisse der Anwendung beschrieben und diskutiert. Kapitel 6 hat die Entwicklung und Anwendung eines Modellansatzes zur Simulation des Stickstofftransports zum Inhalt. Die abschließenden Kapitel sind der Einordnung des Bewertungsblocks in das Gesamtverfahren und der Ableitung von Maßnahmen (Kap. 7) sowie einer zusammenfassenden Diskussion (Kap. 8) gewidmet.

2 Theoretische Betrachtungen

2.1 Stoffhaushalt und Wasserqualität

Der Eintrag von Nähr- und Schadstoffen in die Gewässerökosysteme hat sich in den letzten Jahren in dramatischem Ausmaß erhöht. Während punktförmige Belastungen, wie z. B. Abwassereinleitungen, zumindest in den westlichen Industrieländern erheblich verringert werden konnten, müssen diffuse Belastungen weltweit weiterhin als Gefahrenquelle eingeschätzt werden. Die Einträge an partikulären oder gelösten Stoffen aus den Einzugsgebieten in die Gewässer sind mancherorts um ein vielfaches gegenüber dem natürlichen Zustand gestiegen (UHLMANN 1994). Eine Folge für aquatische Ökosysteme ist neben der Kontamination mit Pestiziden und Schwermetallen das Problem der fortschreitenden Gewässerbelastung durch Nährstoffe (Eutrophierung). Diese erfolgt vor allem durch Stickstoff- und Phosphorverbindungen (SCHWOERBEL 1993, DVWK 1998, WALTHER 1999), deren Eigenschaften und Stoffkreisläufe im Folgenden schwerpunktmäßig behandelt werden. Sonstige gewässergüterelevante Stoffe wie die pflanzlichen Hauptnährelemente (K, Mg, Ca, Na), Chlorid, Schwefelverbindungen, Schwermetalle, Pestizide sowie die organischen Spurenstoffe können im Rahmen dieser Arbeit nur im Überblick behandelt werden.

2.1.1 Stoffquellen

Die aquatischen Ökosysteme werden durch verschiedene Stoffeinträge belastet, wobei im Allgemeinen zwischen punktförmigen (point sources) und diffusen (nonpoint sources) Belastungsquellen unterschieden wird. Zur Abgrenzung der beiden Begriffe voneinander sind in der Literatur unterschiedliche Angaben zu finden. In DVWK (1998) werden verschiedene Definitionen der diffusen Quellen miteinander verglichen. In dieser Arbeit wird die Definition der Länder-Arbeitsgemeinschaft Wasser (LAWA 1997) zur Abgrenzung von Punktquellen und diffusen Quellen verwendet.

Punktförmige Belastungen stellen kommunale und industrielle Abwässer dar, die in Sammelkanalisationen erfasst und über Kläranlagen in die Oberflächengewässer geleitet werden. Niederschlagswasser, das über Misch- oder Trennkanalisationen und aus Regenüberlaufbecken in die Gewässer geleitet wird, zählt ebenfalls zu den punktförmigen Emissionen. Diese können in der Regel direkt erfasst und durch technische Verfahren einer Frachtenreduktion unterzogen werden (DVWK 1998).

Zu den *diffusen Belastungsquellen* werden die Stoffeinträge durch Oberflächenabfluss (Abschwemmung und Erosion), Sickerung (Auswaschung über Zwischenabfluss, Grundwasser und Drainageeinträge) sowie atmosphärische Deposition gezählt. Des Weiteren werden auch mehrere kleinere punktuelle Belastungen vor allem aus ländlichen Gebieten den diffusen Quellen zugerechnet; hierzu sind Direkteinträge von Dünge- und Pflanzenschutzmitteln sowie von Weidevieh, der Oberflächenabfluss von außerörtlichen Straßen und Wegen, landwirtschaftliche Abflüsse wie z. B. Sickerwässer und nicht kanalisierte Abwässer zu nennen.

Die diffusen Stoffeinträge können in eine natürliche Hintergrundlast und eine anthropogene Belastung untergliedert werden. Erstere wird bestimmt durch die natürlichen (nicht auf anthropogene Luftverschmutzungen zurückzuführenden) Stoffmengen im Niederschlag und durch die Stoffkonzentrationen des Abflusses unter potentiell natürlicher Vegetation; diese Stoffkonzentrationen hängen von den Eigenschaften der Boden- und Gesteinsschichten ab. Anthropogene diffuse Belastungen umfassen demgegenüber sämtliche Veränderungen im Hinblick auf Fließwege, Abflussmengen und Stoffkonzentrationen des Wassers gegenüber einem Zustand mit potentiell natürlicher Vegetation (DVWK 1998). Abb. 2.1 zeigt für die Nährstoffe Stickstoff und Phosphor die Größenordnungen und die relativen Anteile der einzelnen Eintragsquellen in der Bundesrepublik Deutschland.

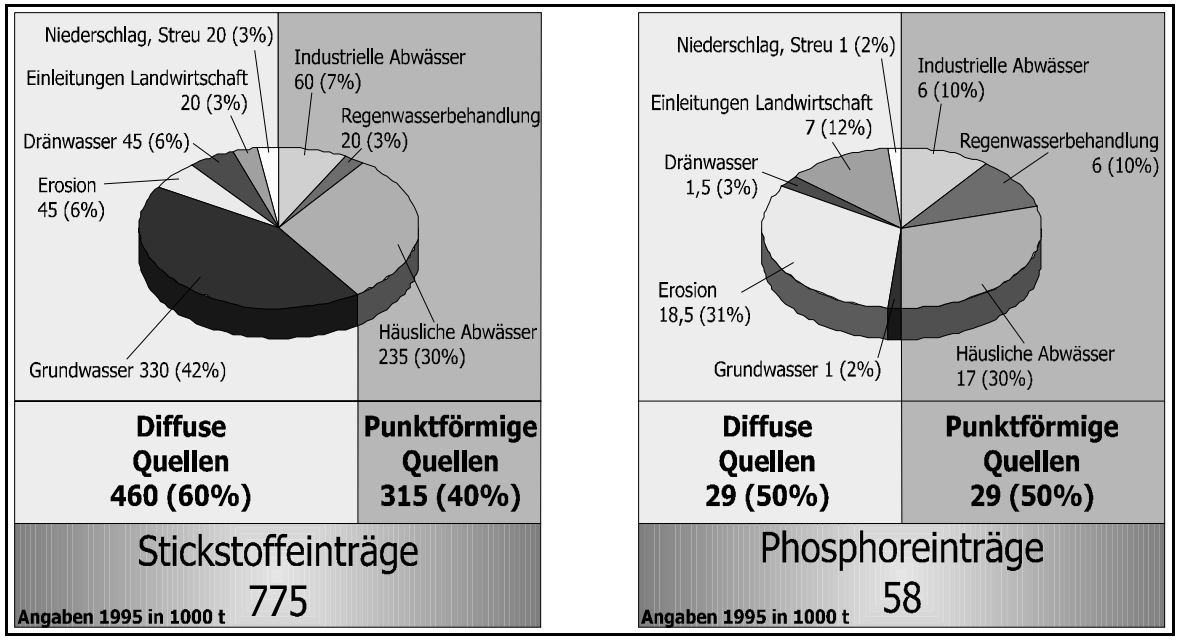


Abb. 2.1 Stickstoff- und Phosphoreinträge in die Fließgewässer der Bundesrepublik Deutschland (nach UBA 2001a und UBA 2001b)

Der größte Teil der Stickstoffeinträge stammt aus diffusen Quellen (je nach Einzugsgebiet und Witterungsverhältnissen 50 - 100 % des Gesamteintrags). Grundsätzlich steigen die Nährstoffeinträge in die Gewässer mit der Abflussmenge. In den abflussreichen Wintermonaten erfolgt deshalb ein Großteil der diffusen Stickstoffeinträge. Bei den Phosphoreinträgen ist das Verhältnis von punktförmigen zu diffusen Quellen relativ ausgeglichen. Durch die verbesserte Abwasserreinigung konnte in den letzten Jahrzehnten die Höhe der Gesamteinträge vermindert werden. Dadurch erhöhte sich allerdings der relative Anteil der diffusen Einträge. Er schwankt zwischen 10 und 100 % des Gesamteintrags. Ein Anteil der diffusen Einträge von 100 % wird nur in sehr dünn besiedelten Einzugsgebieten erreicht.

Das Ausmaß der Nährstoffeinträge aus diffusen Quellen wird ebenso wie das Verhältnis zu den Einträgen aus punktförmigen Quellen nicht allein durch die hydrologischen Gegebenheiten, sondern auch maßgeblich durch die Nutzungsstruktur innerhalb des jewei-

ligen Einzugsgebiets bestimmt. Dabei kommt dem Anteil der landwirtschaftlichen Nutzflächen sowie dem Anteil der dicht besiedelten Fläche große Bedeutung zu. Des Weiteren beeinflussen auch die natürliche Ausstattung des Einzugsgebiets (Topographie, Pedologie, Geologie, Hydrologie) und die Art der Bewirtschaftung den diffusen Stoffaustrag (DVWK 1998).

2.1.2 Charakterisierung der gewässergüterelevanten Stoffe

2.1.2.1 Die Nährstoffe Stickstoff und Phosphor

Stickstoff

Der natürlicherweise im Boden enthaltene Stickstoff stammt aus der unteren Atmosphäre, an deren Aufbau atomarer Stickstoff als reaktionsträges Gas zu 78 Volumenprozent beteiligt ist. Da Stickstoff als Bestandteil der Gesteine nur eine untergeordnete Rolle spielt, ist seine Herkunft in terrestrischen und aquatischen Ökosystemen fast ausschließlich biogener Natur. Der Stickstoffhaushalt im Boden ist ausgesprochen komplex und dynamisch. Dabei unterliegt der Stickstoff im Boden einem kontinuierlichen Kreislauf zwischen anorganischen und organischen Stickstoffverbindungen. Stickstoffeinträge in den Boden erfolgen über die Bindung von Luftstickstoff durch mit Leguminosen in Symbiose lebenden Bakterien (Rhizobien), über den Niederschlag (Ammonium und Nitrat) sowie über die Düngung mit Wirtschaftsdüngern (Gülle, Mist) und mineralischen Düngemitteln. Als weitere Eintragsquelle gelten NO_x-Verbindungen. Diese werden überwiegend durch Verkehr und Industrie emittiert, entstehen jedoch auch auf natürliche Weise aus elementarem Stickstoff (bei elektrischen Entladungen in der Atmosphäre). Dem Boden wird Stickstoff durch Pflanzenaufnahme sowie durch Verflüchtigung gasförmiger Stickstoffkomponenten entzogen. Weitere Austräge werden bestimmt durch den Transport gelöster Stickstoffkomponenten mit dem Sickerwasser und mit verschiedenen lateralen Abflusskomponenten. Stickstoffverluste durch Wasser- und Winderosion sind wegen des hohen Gehalts der Oberböden an organisch gebundenem Stickstoff ebenfalls von Bedeutung (SCHEFFER & SCHACHTSCHABEL 1998).

Der größte Teil des Stickstoffs im Oberboden (90 - 95 %) liegt in organischer Bindung vor. Als anorganische Stickstoffverbindungen überwiegen Nitrat (NO_3^-) und Ammonium (NH_4^+). Die bodeninternen Ab- und Umbauvorgänge sind Mineralisierung und Immobilisierung sowie Nitrifikation, Denitrifikation und Ammonifizierung von Stickstoffverbindungen. Sie sind in den Biokreislauf integriert und können als biotisch katalysierte Prozesse aufgefasst werden (SCHEFFER & SCHACHTSCHABEL 1998). Ein Überblick über die wichtigsten Komponenten des Stickstoffkreislaufs im Boden gibt Abb. 2.2 Ausführliche Beschreibungen des Stickstoffkreislaufes im Boden geben SCHEFFER & SCHACHTSCHABEL (1998) sowie DVWK (1998).

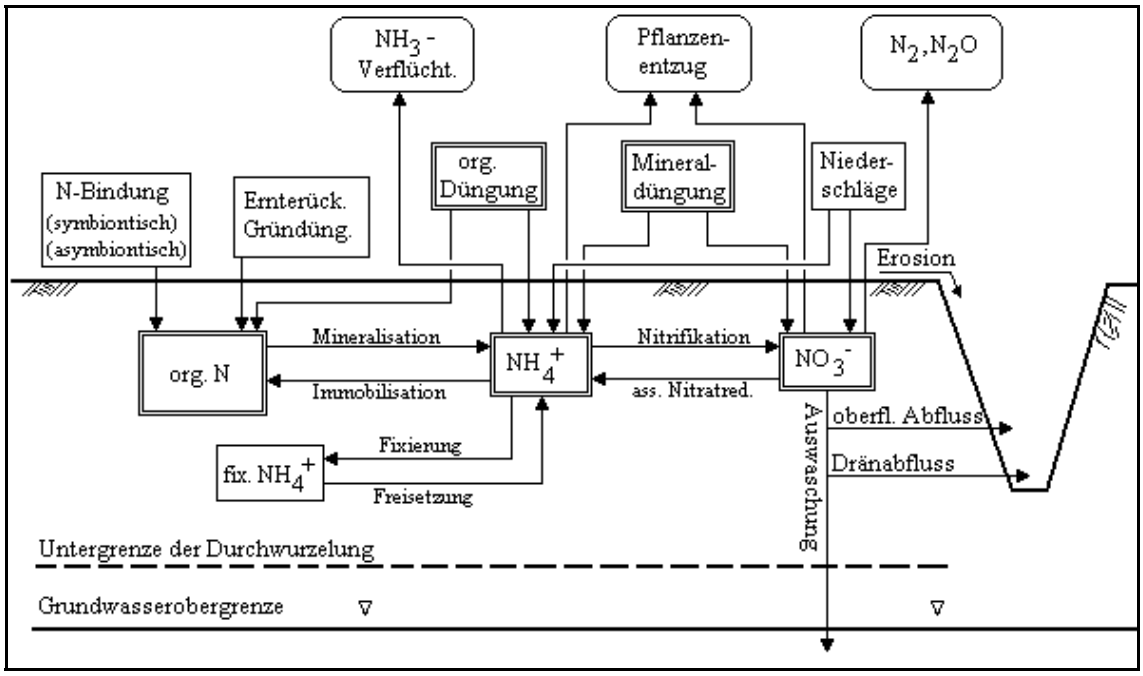


Abb. 2.2 Stickstoffkreislauf im Boden (nach WALTHER 1999, verändert)

Unter humiden Bedingungen weist der Stickstoffstoffkreislauf im Boden eine mehr oder weniger ausgeprägte positive Bilanz auf. Im Verlauf der Bodenbildung seit dem Ende des Pleistozäns wurden deshalb beträchtliche Stickstoffmengen im Boden akkumuliert (SÜSSMANN 1980). SCHEFFER & SCHACHTSCHABEL (1998) geben durchschnittlich 3000 - 6000 kg N/ha für Ackerstandorte an; auf Grünland kann der Stickstoffvorrat bis zu 13000 kg N/ha betragen (STREBEL 1988). Für einen Waldstandort im Südschwarzwald wird von FEGER (1992) ein Vorrat von 3500 kg N/ha veranschlagt.

In natürlichen Ökosystemen stellt sich ein Kreislauf zwischen Stickstoffangebot und Stickstoffbedarf der Vegetation ein. Die verbleibenden Stickstoffüberschüsse werden vorwiegend im Boden gespeichert. Im Laufe der Intensivierung der industriellen wie auch landwirtschaftlichen Produktion wurde dieses Gleichgewicht durch erhöhte atmosphärische Einträge und Düngerausbringung stark in Richtung Stickstoffüberangebot verschoben. Aufgrund der dadurch erhöhten bodeninternen Stoffflüsse ist auch der Stickstoffaustrag aus terrestrischen Ökosystemen gestiegen (WALTHER 1999). Der wassergebundene Stickstoffaustrag aus den Böden in Oberflächengewässer und Grundwasser ist von zahlreichen Steuergrößen abhängig (siehe Kap. 2.1.3).

Phosphor

Phosphor findet sich in der Natur vor allem in Form von Phosphaten. Der Pedosphäre kommt innerhalb des globalen Phosphorkreislaufs eine zentrale Bedeutung zu. In den Gesteinen liegt Phosphor überwiegend als Apatit vor. Durch Verwitterung wird Phosphat mobilisiert und über die Böden in den globalen Kreislauf eingebracht. Weitere Einträge erfolgen über organische und anorganische Düngung, Pflanzenreste und atmosphärische Deposition. Durch die Auswaschung oder Abspülung von gelöstem Phosphor, der Erosion von partikelgebundenen Phosphorkomponenten und die Aufnahme von Phosphat durch Pflanzen wird dem Boden Phosphor entzogen (SCHEFFER & SCHACHTSCHABEL 1998).

Phosphor liegt im Boden überwiegend in fester Form vor. Im Bereich des Oberbodens liegen 25 - 65 % des gesamten Phosphors als organische Verbindungen vor (DVWK 1998). Der organische Anteil besteht bis zu 50 % aus schwer löslichen Salzen. Der mineralische Anteil wird überwiegend durch Orthophosphat gebildet. Ein großer Teil des mineralischen Anteils ist an Bodenmineralen und der organischen Substanz festgelegt. Nur ein geringer Anteil des im Boden enthaltenen Phosphors ist in der Bodenlösung enthalten (DVWK 1998, SCHEFFER & SCHACHTSCHABEL 1998). Im Gegensatz zum Stickstoffkreislauf spielt sich der Phosphorkreislauf ohne Beteiligung einer Gasphase ab. Das Prinzip der Phosphorumsetzung im Boden ist in Abb. 2.3 zusammengefasst.

Die Phosphorbilanz der Böden in natürlichen Ökosystemen ist weitgehend ausgeglichen. In Waldböden wird Phosphor daher bei normaler Bewirtschaftung nur geringfügig akkumuliert (WERNER & WODSACK 1994). Dennoch konnten sich im Verlauf von Jahrhunderten leicht lösliche Phosphorverbindungen im Oberboden anreichern. In landwirtschaftlich genutzten Böden erfolgte insbesondere in den letzten Jahrzehnten durch die Phosphatdüngung eine starke Anreicherung von Phosphor (SCHEFFER & SCHACHTSCHABEL 1998). Der gesamte Phosphorvorrat im Boden wird von PREUßE (1972, zitiert in SÜSSMANN 1980) auf zwischen 300 und 7000 kg/ha abgeschätzt. Phosphor ist unter Normalbedingungen das wichtigste Nährelement, da es als Minimumfaktor das Pflanzenwachstum limitiert.

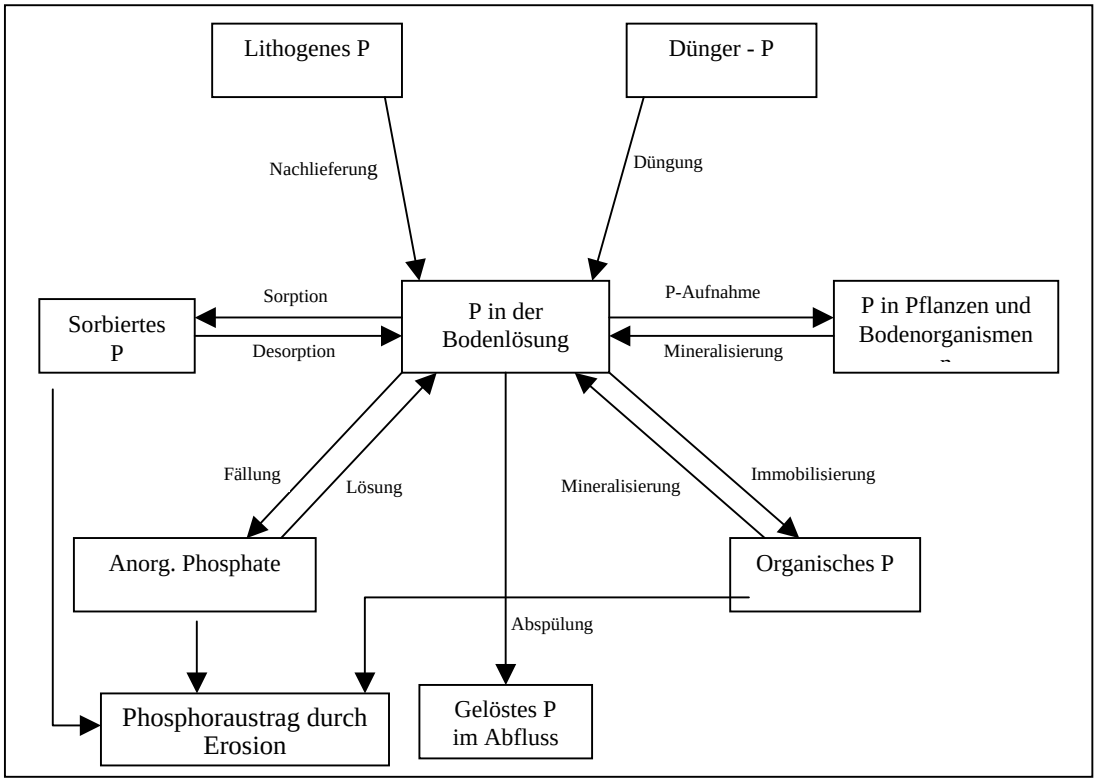


Abb. 2.3 Phosphorkreislauf im Boden (nach WALTHER 1999, verändert)

Da die Phosphate im Boden stark gebunden werden, sind die Phosphorausträge in die Gewässer unter natürlichen Verhältnissen äußerst gering. Durch die Zufuhr leicht löslicher Phosphate als Dünger und durch verstärkte Erosionsanfälligkeit der Böden wird das Austragspotential von Phosphor in aquatische Systeme erhöht (SCHEFFER & SCHACHTSCHABEL 1998, WALTHER 1999).

2.1.2.2 Sonstige gewässergüterelevante Stoffe

Neben den Nährstoffen Stickstoff und Phosphor werden durch den wassergebundenen Stofftransport weitere gelöste Stoffe in großen Mengen transportiert. Von den aus Bodenmineralen, Niederschlag und Düngung stammenden Hauptnährelementen Natrium, Kalium, Magnesium, Calcium, Chlorid und Sulfat sowie dem ebenfalls aus den Bodenmineralen mobilisierten Eisen und Mangan muss nur Chlorid als gewässergüterelevant angesehen werden. Höhere Chloridbelastungen werden durch Abspülung von Streusalz oder durch Abwässer aus dem Bergbau verursacht (bspw. Chloridbelastung des Rheins durch den Kaliabbau am Oberrhein) (LFU 2002). Darüber hinaus hat auch der Eintrag von Feststoffen, Pflanzenschutzmitteln, organischen Spurenstoffen und Schwermetallen Einfluss auf die Gewässergüte (WALTHER 1999).

In Oberflächengewässern transportierte Feststoffe stammen sowohl aus externen Quellen als auch aus dem Gerinne selbst und lassen sich in Schwebstoffe, Schwimmstoffe und Sedimente unterteilen. Beim Feststoffeintrag kann zwischen natürlichen und anthropogen bedingten Einträgen unterschieden werden. Natürliche Feststoffeinträge sind durch flächenhaften und linienhaften Bodenabtrag sowie durch Eintrag von Biomasse (bspw. Laub) bedingt (DVWK 1998). Der natürliche Bodenabtrag ist im historischen Zeitrahmen sehr gering und beträgt bspw. nach MOSIMANN et al. (1991) weniger als 0.03 mm pro Jahr. Die anthropogenen Feststoffeinträge können dagegen ein Vielfaches des natürlichen Eintrags betragen und lassen sich ebenfalls in diffuse und punktförmige Einträge unterteilen. Diffuse Feststoffeinträge werden überwiegend durch den vermehrten Bodenabtrag (insbesondere auf landwirtschaftlichen Flächen) sowie den Eintrag über Drainagen verursacht. Punktförmige Feststoffeinträge stammen aus Kläranlagen, Regenentlastungen, Straßenablaufen sowie aus Überläufen von Stillgewässern (bspw. Fischteichen). Sie zeichnen sich durch höhere organische Anteile aus (MÜLLER et al. 1997).

Bei gewässergüterelevanten Pflanzenschutzmitteln handelt es sich in der Regel um komplexe organische Verbindungen, welche entsprechend ihrer physikalisch-chemischen Eigenschaften gelöst oder an Feststoffen adsorbiert transportiert werden. Pflanzenschutzmittel stammen ausschließlich aus anthropogenen Quellen und werden überwiegend im landwirtschaftlichen Bereich, in kleinerem Umfange jedoch auch in der Forstwirtschaft und im städtischen Bereich eingesetzt. Eine weitere Belastung erfahren die Gewässer durch eine Vielzahl von weiteren aus anthropogenen Quellen stammenden organischen Verbindungen. Beispiele hierfür sind die in Gewässersedimenten akkumulierten Polyzyklischen Aromatischen Kohlenwasserstoffe (bspw. HELLMANN 1992, SCHORER et al. 1994, EISELE & SCHORER 1997) sowie die Einträge von endokrinen Substanzen in die Gewässer (bspw. WEGENER et al. 1999).

Schwermetalle werden einerseits als Spurenmetalle, die natürlicherweise in Böden und Gesteinen vorhanden sind, in die Gewässer eingetragen. Andererseits sind in den letzten

Jahrzehnten die Gewässer und insbesondere die Gewässersedimente mit aus anthropogenen Quellen stammenden Schwermetallen belastet worden (HELLMANN 1999, WALTHER 1999).

2.1.3 Steuergrößen des Stoffaustrags aus terrestrischen Ökosystemen

In den folgenden Unterkapiteln soll ein Überblick über die den Stoffaustrag aus terrestrischen Ökosystemen steuernden Größen und die einzelnen Transportkomponenten gegeben werden. Für weitere ausführlichere Darstellungen der Prozesse des Stoffaustrags und -transports in Einzugsgebieten sei auf DVWK (1998), HELLMANN (1999) sowie WALTHER (1999) verwiesen.

2.1.3.1 Einfluss der Bodennutzung

Die stoffliche Zusammensetzung der Gewässer wird neben der geogenen Beschaffenheit der Böden und Gesteine maßgeblich durch die Art der Bodennutzung beeinflusst. Als natürliche Grundlast werden diejenigen flächenbezogenen Einträge bezeichnet, die allein aufgrund der natürlichen Stofffreisetzung in die Gewässer gelangen. Als Faustzahlen gelten für Stickstoff ca. 5 kg /(ha*a) und für Phosphor 0,005 bis 0,1 kg/(ha*a). Die natürliche Grundlast der anderen Hauptnährelemente sowie der Schwermetalle ist abhängig von der Zusammensetzung des Ausgangsgesteins. Pestizide und organische Spurenstoffe kommen unter natürlichen Bedingungen in der Hydrosphäre nicht vor.

Um die natürlichen Nährstoffverluste sowie die Verluste durch Ernteentzug auszugleichen werden auf landwirtschaftlichen Flächen Düngemittel ausgebracht. Die Intensivierung der Landwirtschaft seit den 50er Jahren hatte eine Steigerung der Ernteerträge zum Hauptziel. Um eine optimale Nährstoffversorgung zu erreichen, etablierte sich die Überschussdüngung. So sind die Aufwendungen von mineralischen und organischen Stickstoffdüngern in Deutschland in den letzten 35 Jahren von 60 auf 200 kg N/(ha*a) angestiegen, obwohl der Pflanzenbedarf bei maximal 100 bis 144 kg N/(ha*a) liegt. Da sich die Erträge nicht unbegrenzt steigern lassen, führen die hohen Düngeraufwendungen zu einer Abnahme der sogenannten Düngereffizienz (Ernteertrag pro aufgewendetem Dünger). In den letzten Jahrzehnten wurden große Anstrengungen unternommen, die Düngemengen besser auf den Pflanzenbedarf abzustimmen und dadurch eine höhere Düngereffizienz zu erreichen. Deswegen und durch gesetzliche Auflagen sind in Deutschland die Nährstoffaufwendungen in den letzten Jahren wieder leicht zurückgegangen (BACH et al. 1998, BEHRENDT et al. 1999).

Die Stickstoffauswaschung ist nicht nur von Bodenwasserhaushaltsgrößen und der Düngemenge, sondern auch von der Höhe und Saisonalität des Pflanzenentzuges abhängig (SÜSSMANN 1980). Je kürzer die Vegetationszeit einer Pflanzenart, desto größer ist die Gefahr der Aauswaschung. Bei perennierenden Beständen wie Wald und Grünland ist deshalb die Auswaschungsgefahr geringer. Unter vergleichbaren natürlichen Gegebenheiten nimmt die Nährstoffauswaschung in der Reihenfolge Wald < ungedüngtes Grünland < gedüngtes Grünland < Acker mit Zwischenfrucht < Acker ohne Zwischenfrucht < Sonderkulturen zu (LAMMEL 1990).

Unter Weidewirtschaft können durch ungleichmäßige räumliche Verteilung des Viehdungs punktuelle Extrembelastungen entstehen. Zahlreiche Untersuchungen zeigen, dass eine extensive Grünlandnutzung im Vergleich zu anderen landwirtschaftlichen Nutzungsformen die geringsten Nährstoffausträge verursacht (LAMMEL 1990, PRAHSUHN & BRAUN 1994, RADERSCHALL 1994). Durch einen Umbruch bestehenden Grünlands zu Ackerland können in kurzer Zeit aufgrund von stark erhöhten Mineralisierungsraten und erhöhter Mobilisierung sehr hohe Stickstoffbelastungen entstehen. Ein ähnlicher Effekt stellt sich auch bei Kahlschlägen von Waldgebieten ein (OTHE ET AL. 1997, SCHEFFER & SCHACHTSCHABEL 1998).

In Waldgebieten werden aufgrund der Auskämmung von Gasen und luftgetragenen Partikeln im Vergleich zu Freilandstandorten bei den meisten Stoffen erhöhte atmosphärische Einträge gemessen (WALTER 1999). Die erhöhte atmosphärische Deposition von Stickstoff, verursacht durch die Freisetzung von Stickoxiden durch Industrie und Verkehr, führte in den letzten Jahrzehnten auch in Waldgebieten zu einer Erhöhung der Stickstofffreisetzung. In Mitteleuropa werden deshalb auch in vollständig bewaldeten Einzugsgebieten die oben angegebenen Werte der natürlichen Hintergrundlast vielfach überschritten (KOLBE 2000).

Nach KOLBE (2000) werden in Deutschland je nach Bewirtschaftungsart und natürlichen Standortbedingen unter Ackerland 40 - 100 kg N/(ha*a), unter intensiv genutztem Grünland 20 - 60 kg N/(ha*a), unter extensivem Grünland ca. 12 - 25 N/(ha*a) sowie unter Wald 15 - 25 N/(ha*a) aus dem Boden ausgewaschen.

Der Austrag von Phosphor nimmt wie bei Stickstoff mit der Intensität der landwirtschaftlichen Nutzung zu. Da ein großer Teil des Phosphoraustrags durch die Bodenerosion verursacht wird, kommt der Länge der Vegetationsperiode eine entscheidende Bedeutung zu. Unter Grünland werden meist geringere Phosphormengen, dafür jedoch leichter lösliche und mobilisierbare Phosphorverbindungen verlagert (PRAHSUHN & BRAUN 1994).

Für die übrigen Hauptnährelemente Kalium, Natrium, Calcium, Magnesium, Schwefel und Chlorid lassen sich keine allgemeingültigen Aussagen treffen. In den ausgebrachten Düngemitteln sind in der Regel das für die Pflanzenernährung wichtige Kalium und als Düngebegleiter Magnesium und Calcium enthalten (KONOLD et al. 1999). Da die genannten Elemente aber auch in ebenso starkem Ausmaß Bestandteil der Minerale des Bodens sind, spiegeln deren Konzentrationen im Boden jedoch vorwiegend die Beschaffenheit des Ausgangsgesteins wider (WALTHER 1999). Meliorationskalkungen, die in versauerungsgefährdeten Waldgebieten zur Bodenverbesserung durchgeführt werden, können zu erhöhten Einträgen der in den ausgebrachten Substraten enthaltenen Nährelemente (bspw. Calcium, Magnesium und Kalium) in die Gewässer führen. Durch einen infolge von Kalkungen erhöhten Streuabbau kann die Stickstoffmineralisation und damit auch der Nitrataustrag aus Waldböden erhöht werden (SAUTER & MEIWES 1990).

Auf intensiv genutzten landwirtschaftlichen Flächen (insbesondere auf Sonderkulturflächen) kommen verschiedenste Pflanzenschutzmittel zum Einsatz, welche infolge von Verdriftung und oberflächlicher Abspülung in die Gewässer gelangen können. Wirkstoffe mit hoher Persistenz können darüber hinaus auch das Grundwasser belasten. Obwohl beispielsweise das Insektizid Atrazin seit 1990 nicht mehr zugelassen ist, sind in vielen

Grundwassermessstellen noch Konzentrationen dieses Wirkstoffs oder seiner Metabolite nachweisbar (LFU 1996, LFU 2002).

Organische Spurenstoffe und Schwermetalle werden überwiegend über die atmosphärische Deposition in terrestrische Ökosysteme eingetragen. Auf landwirtschaftlichen Nutzflächen können über die Klärschlammdüngung insbesondere Schwermetalle zusätzlich eingebracht werden. In Waldgebieten führt die Auskämmung luftgetragener Stoffe zu einem im Vergleich zum Freiland erhöhten Eintrag organischer Spurenstoffe (WALTHER 1999). Da sowohl Schwermetalle als auch organische Spurenstoffe vorwiegend partikelgebunden vorliegen, ist die Erosionsanfälligkeit der Bodennutzung der entscheidende Faktor für das Eintragspotential dieser Stoffe in die Oberflächengewässer (KARI & HERRMANN 1989, SCHORER et al. 1994). In den Siedlungsbereichen treten aufgrund von Einleitungen von Straßenoberflächenwasser meist hohe Belastungen partikelgebundener Schadstoffe auf (MUSCHAK 1989). Einen Sonderfall stellt die potentielle Belastung aquatischer Systeme durch die Mobilisierung von Schwermetallen und organischen Spurenstoffen im Bereich von Altlastenflächen, Deponien oder Bergbaugebieten dar (DVWK 1996).

In Siedlungsbereichen werden die Gewässer vielfach auch durch Nährstoffeinträge aus Punktquellen belastet. Die in den gereinigten Kläranlagenabläufen enthaltenen Nährstoffe (insbesondere NO_3, $N0_2$, NH_4 und PO_4) stellen dabei besonders bei nicht ausreichender Verdünnung (bspw. in Niedrigwasserzeiten) eine Belastung der Gewässer dar. Aufgrund von Regenentlastungen der Mischkanalisation können stoßartige Eintragsspitzen von Nähr- und Schadstoffen entstehen (DVWK 1996, FENZ 2001).

Die aus den verschiedenen Quellen in die Gewässer eingetragenen Nährstoffe sind nicht nur für die Wasserqualität am jeweiligen Ort des Eintrags von Bedeutung, sondern sind teilweise über weite Strecken in den stromabwärts gelegenen Gewässern wirksam (HAMM 1991, s.a. Kap. 2.1.4).

2.1.3.2 Einfluss der Bodeneigenschaften

Der Einfluss der Bodeneigenschaften auf den Stoffaustrag ist aufgrund der Komplexität des Wasser- und Stoffhaushalts im Boden nur schwer zu prognostizieren. Es bestehen jedoch einige grundlegende Zusammenhänge, die hier kurz dargestellt werden sollen:

Der Wasserhaushalt der Böden wird maßgeblich von der Korngrößenverteilung (Bodenart) und dem Gehalt an organischer Substanz bestimmt. Bei zunehmendem Anteil kleiner Poren steigt das Wasserspeichervermögen des Bodens an. Parallel dazu nimmt die Wasserleitfähigkeit aufgrund des höheren Matrixpotentials ab. Der Einfluss verschiedener Bodenarten auf die potentielle Auswaschung gelöster Stoffe beruht daher im Wesentlichen auf deren durch die Feldkapazität ausgedrückten Wasserspeichervermögen. Ein lehmiger Schluffboden kann bis in 1 m Tiefe etwa 330 mm Wasser speichern, ein Mittelsandboden dagegen nur etwa 130 mm (RADERSCHALL 1994). In Böden mit geringer Feldkapazität setzt daher die Sickerwasserbewegung früher ein. Mit der vertikalen und lateralen Bewegung des Bodenwassers geht ein Austrag gelöster Ionen einher. Neben der Korngrößenverteilung bestimmt die Gesamtmächtigkeit der Verwitterungsdecke die Wasserspeicherkapazität eines Standorts. Bei geringmächtigen Böden (Ranker) oder Böden mit wasserstauenden Horizonten (Bt-Horizont der Parabraunerde) ist das Stoffaustragspotential gegenüber tiefgründigen Böden (Braunerde) höher.

Die Sorptionsfähigkeit der Böden ist für die Mobilisierbarkeit der an den Aggregatoberflächen adsorbierten Ionen von Bedeutung. Nach SCHEFFER & KUNZE (1991) wird durch hohe Humusgehalte das Auswaschungspotential direkt durch eine größere Kationenaustauschkapazität (Sorption von NH_4^+) und indirekt infolge einer erhöhten Feldkapazität (NO_3^-, PO_4^{3-}) gesenkt. Die Durchlüftung des Bodens ist entscheidend für die Stoffumsetzungen im Boden. In gut durchlüfteten Böden findet bspw. eine effizientere Mineralisierung von Stickstoff bei gleichzeitig geringer Denitrifikation statt.

Durch Bodenstruktur, Bodenart, Wasserdurchlässigkeit und Anteil der organischen Substanz wird die Erosionsanfälligkeit und damit auch die Höhe des partikulären Stoffaustrags (bspw. von Phosphor und Schwermetallen) beeinflusst. Die Erosionsanfälligkeit steigt mit abnehmendem Sandanteil an. Dagegen besitzen Böden mit hohen Gehalten der Tonfraktion und der organischen Substanz eine geringe Anfälligkeit gegenüber Erosion (AG BODENKUNDE 1982, MAIDMENT 1993).

2.1.3.3 Einfluss der hydrologischen Rahmenbedingungen

Der Einfluss der hydrologischen Verhältnisse wird von zahlreichen Autoren als entscheidend für das Austragspotential von und den Transport von Stoffen angesehen (LIKENS et al. 1977, CREED et al. 1996, DVWK 1998, VON LOEWENSTERN 1998, JELINEK 1998, WENDLAND & KUNKEL 1999). Die Prozesse der Abflussbildung und des damit gekoppelten Stofftransports werden seit einigen Jahren im Rahmen Untersuchungen in der Mikroskala bis zur mittleren Mesoskala (< 100 km², BECKER 1992) intensiv erforscht (z.B. ANDERSON & BURT 1990, CREED et. al. 1996, MCDONNELL et al. 1999, UHLENBROOK 1999).

Art und Weise der Niederschlagsverteilung (Niederschlagshöhe, -dauer und -intensität) sind neben dem Infiltrationsvermögen des Bodens ausschlaggebend für Menge und Aufteilung des gebildeten Abflusses in verschiedene Komponenten. Neben dem Einfluss des Niederschlags und weiterer meteorologischer Parameter steuern auch die jeweiligen Gebietseigenschaften wie Morphologie des Gebietes, Bodenarten und -typen, Drainung, Vorfluterdichte sowie die Beschaffenheit der Vegetation die Abflussbildung und Abflusskonzentration im Einzugsgebiet.

Die Gefahr der Auswaschung gelöster Stoffe steigt bei sonst vergleichbaren Bedingungen im Allgemeinen mit der Zunahme der Niederschlagshöhe und der damit verbundenen erhöhten Wasserbewegung im Boden an (DUYNISVELD & STREBEL 1986). In trockenen Sommern können im Boden infolge erhöhter Mineralisierungsraten und limitierter Wasserbewegung größere Mengen leicht mobilisierbarer Stoffe (insbesondere Nitrat) akkumuliert werden, die dann in nachfolgenden feuchten Perioden zu einer verstärkten Auswaschung führen (STREBEL 1988). CREED et al. (1996) stellten in einem bewaldeten Einzugsgebiet einen negativen zeitlichen Zusammenhang zwischen dem Sättigungsdefizit im Boden und der Nitratkonzentration im Gewässer fest. Nach dieser Studie kommt es bei ansteigender Bodenfeuchte zu sogenannten „flush-Effekten“ bei denen das zuvor mineralisierte Nitrat schlagartig mobilisiert wird. Aus diesem Grunde wird im Verlauf von Abflussereignissen der Verdünnungseffekt durch nitratarmes Niederschlagswasser in vielen Fällen durch den Eintrag von nitratreichem Bodenwasser überlagert.

Auch für den Austrag von Phosphor spielt die Niederschlagscharakteristik eine entscheidende Rolle, da dieser vorwiegend an die Bildung von Oberflächenabfluss gebunden ist. Mit einem einzelnen Starkregen können beispielsweise 90 % der Phosphorfracht eines Jahres mobilisiert werden (RADERSCHALL 1994, PRAHSUHN et al. 1996). In stark geneigtem Gelände ist bei hohen Niederschlagsintensitäten die Erosionsgefahr und damit der potentielle Eintrag partikelgebundener Stoffe in die Oberflächengewässer besonders hoch (HELLMANN 1999).

2.1.3.4 Stofftransport

Auf den unterschiedlichen Abflusswegen wird das Wasser in jeweils charakteristischer Weise mit chemischen Inhaltsstoffen befrachtet. Einige Autoren (PETER 1988, LAMMEL 1990, PRASUHN & BRAUN, 1994, WALTHER 1999) unterteilen die gewässergüterelevanten Stoffe, je nach Art ihrer bevorzugten Transportpfade, in Abtrags-/Abschwemmungs- und Auswaschungsparameter (s. Tab. 2.1).

Oberflächenabflüsse transportieren neben Feststoffen, die mechanisch vom Boden abgelöst wurden, auch gelöste Stoffe, die aus dem Oberboden herausgelöst wurden. Kennzeichnend für den Oberflächenabfluss ist demnach, dass er neben Feststoffen und daran adsorbierten Substanzen auch gelöste Stoffe enthält, die bei der Versickerung in tiefere Bodenschichten durch Adsorption festgelegt werden. Diese Abflusskomponente hat deshalb neben der Erosionsfracht vor allem für den Transport von Phosphor, Ammonium und Kalium die größte Bedeutung (LAMMEL 1990). Diese Stoffe werden daher zu den Abschwemmungsparametern gezählt. Ihr Austragspotential ist stark abhängig von gebietsspezifischen Faktoren wie Bodeneigenschaften, Hangneigung, Hanglänge, Bodenschutzmaßnahmen und der Erosivität des Niederschlags.

Tab. 2.1 Einteilung der gewässergüterelevanten Stoffgruppen nach Transportpfaden

Transportkomponente	Stoffkomponente / Stoffgruppe
Abtrag und Abschwemmung	Anorganische und organische Feststoffe Partikuläre und gelöste Phosphorverbindungen Gelöste organische Verbindungen Ammonium, Nitrit, Kalium
Auswaschung	Nitrat, Sulfat, Chlorid Calcium, Magnesium, Natrium Hydrogencarbonat und Carbonat Wasserstoffionen Silikat

Die Stoffauswaschung wird durch das Sickerwasser bewirkt. Vor allem diejenigen Stoffe, die gut wasserlöslich sind und nicht oder nur zeitweilig im Boden festgelegt werden, gelangen hierdurch in die Vorfluter. Nitrat sowie die anderen in Tab. 2.1 genannten Auswaschungsparameter sind leicht löslich und deswegen mit dem Bodenwasser gut mobilisierbar. Sie können mit dem Sickerwasserstrom in das Grundwasser perkolieren und von dort über Quellaustritte in die Fließgewässer gelangen. In hängigen Lagen spielt auch der beschleunigte Transport mit lateralen unterirdischen Abflüssen eine bedeutende Rolle (bspw.

CREED et al. 1996). Der Abtrag mit dem Oberflächenabfluss ist dagegen für diese Stoffe vergleichsweise gering (LAMMEL 1990). Der bevorzugte Transport von Nitrat mit dem Sickerwasser führt in vielen landwirtschaftlich genutzten Gebieten zu stark erhöhten Nitratkonzentrationen im Grundwasser.

Abflussereignisse, die nach einzelnen Starkregen infolge von Makroporenfluss entstehen, stellen in diesem Zusammenhang eine Besonderheit dar. Mit dieser Abflusskomponente ist ein schneller Wassertransport im Boden möglich. Falls die Makroporen über größere Distanzen vernetzt sind, kann infiltrierendes Niederschlagswasser direkt zur Hochwasserbildung beitragen (UHLENBROOK & LEIBUNDGUT 1997). Durch den Makroporenfluss kommt es zu einer Infiltration in den Boden, ohne dass dabei die in feineren Poren der Bodenmatrix vorhandene Bodenlösung verdrängt wird. Bei dem raschen Durchfluss durch einen ungestörten Boden hat das Perkolat nur geringen Kontakt mit der Bodenmatrix, wodurch die Filterfunktion des Bodens teilweise außer Kraft gesetzt wird. Der Austrag mit dem Makroporenfluss ist daher vor allem für diejenigen Stoffe, die normalerweise im Boden nur schlecht beweglich sind oder in tieferen Bodenschichten aus dem Sickerwasser gefiltert werden, wie z.B. Phosphat oder Kalium, von besonderer Bedeutung (LAMMEL 1990).

Das Vorhandensein von Drainagen beeinflusst die Abflussbildung und damit auch das Stoffaustragsgeschehen. Durch die Drainung verringert sich die Speicherkapazität des Bodens, was zu einer Erhöhung des Gesamtabflusses führt. Infolge der schnellen Ableitung von Stauwasser steigt andererseits die Infiltrationskapazität solcher Böden an, wodurch sich die Möglichkeit zur Bildung von Oberflächenabfluss verringert. Die schnellere Wasserableitung verringert zwar die Oberflächenausträge, erhöht jedoch meist die Gesamtausträge (LAMMEL 1990, RADERSCHALL 1994). Oberflächlich abgeschwemmte Phosphate reinfiltrieren häufig mit dem Oberflächenabfluss und werden anschließend über das Drainagesystem unter Umgehung der Filterfunktion des Bodens ausgetragen (GÄCHTER et al. 1996). Stoffe, die überwiegend der Auswaschung unterliegen, werden aus drainierten Flächen in höherem Maße ausgetragen.

2.1.3.5 Stoffumsetzung und Stoffrückhalt während des Transports

Die mit dem Wasser transportierten Stoffe werden während des Transports in Abhängigkeit des Transportpfads und der Stoffeigenschaften in unterschiedlicher Weise durch Reaktionen mit dem durchströmten Medium zurückgehalten oder in andere Stoffe umgewandelt. Während des Transports mit oberflächlich oder über Makroporen und Drainagen abfließendem Wasser findet ein Rückhalt nur über physikalische Prozesse wie der Sedimentation von Partikeln aufgrund der nachlassenden Transportkapazität oder dem Auskämmen von Partikeln durch die Vegetation statt. Die auf diese Weise zurückgehaltenen Partikel werden jedoch in vielen Fällen im Verlauf späterer Abflussereignisse weitertransportiert (ISRINGHAUSEN et al. 1999, WALTER 1999). Beim Transport mit unterirdischen Abflusskomponenten werden Stoffe mit einer hohen Affinität zu den Oberflächen der Bodenmatrix im Boden zurückgehalten (siehe auch Kap. 2.1.3.4). Die in Tab. 2.1 als Auswaschungsparameter genannten Stoffe unterliegen beim Transport in der ungesättigten Zone teilweise weiteren Umwandlungsprozessen (WALTER 1999). Das aus der Bodenzone ausgewaschene Nitrat kann bspw. bei Anwesenheit eines Elektronenakzeptors sowohl unter aeroben als auch unter anaeroben Bedingungen denitrifiziert werden. Als Elekrotronenak-

zeptor wirkt in der Regel reaktiver gelöster organischer Kohlenstoff (Dissolved Organic Carbon, DOC) (KETELSEN & WIDMOSER 2000). Im Bereich von Vernässungszonen können unter reduzierenden Bedingungen und hohen DOC-Konzentrationen erhebliche Mengen des mit dem lateralen Transportpfad transportierten Nitrats reduziert werden. In den Flusstälern wirken deshalb die von Grund- oder Hangwasser beeinflussten Böden (bspw. Sättigungsflächen, Auenböden, Niedermoore) als Stickstoffsenke. Im Bereich der gesättigten Zone wird das Ausmaß der Nitratreduktion von der chemischen Zusammensetzung des Grundwassers und der Beschaffenheit der Gesteinsmatrix bestimmt. Fehlt das als Reaktionspartner benötigte DOC, so kommt die Denitrifikation in den meisten Fällen zum Erliegen. Da ein Großteil der organischen Kohlenstoffverbindungen während der Passage der ungesättigten Zone verbraucht wird, werden in den meisten Aquiferen keine oder nur noch geringe Nitratmengen denitrifiziert. Die Anwesenheit von partikulären oxidierbaren Schwefelverbindungen wie Eisensulfid (bspw. als Pyrit, Markasit, Pyrrhotin) in der Gesteinsmatrix führt dagegen zu einer Nitrifikation, insbesondere durch das Bakterium *Thiobacillus dentrificans*. Das bei dieser Reaktion entstehende zweiwertige Eisen kann wiederum als Reduktionsmittel wirken (OBERMANN 1981, KÖLLE et al. 1983).

2.1.4 Stoffumsätze und Wirkungen im Gewässer

In natürlichen Ökosystemen liegt die Nitratkonzentration in Oberflächengewässern und im Grundwasser meist unter 3 mg/l Nitratstickstoff (NO_3-N) (LAMMEL 1990, RADERSCHALL 1994). In intensiv landwirtschaftlich genutzten Gebieten können dagegen Konzentrationen bis weit über 20 mg/l NO_3-N auftreten (LAMMEL 1990). Ammonium tritt in Oberflächengewässern nur kurzzeitig auf, da es schnell zu Nitrat oxidiert wird. In höheren Konzentrationen kommt es in der Regel nach punktförmigen Einleitungen (insbesondere Kläranlagenabläufen und Regenüberläufen der Mischkanalisation) vor (DVWK 1996, FENZ 2001, STOTZ & HALLER 2002).

In Oberflächengewässern sind in der Regel drei Phosphorkomponenten nebeneinander vorhanden. Die vielfach gemessene Größe Gesamtphosphor (P_{ges}) setzt sich aus den Fraktionen anorganisches, gelöstes Orthophosphat (HPO_4^{2-} bzw. $H_2PO_4^-$) gelöstes organisches Phosphat (hydrolysierbarer organischer Phosphor) und partikulärer organischer Phosphor (Organismen, Schwebstoffe und Detritus) zusammen. Diese Einzelkomponenten unterliegen im Gewässer vielfältigen biogenen Umwandlungsprozessen wie der Adsorption an Partikel, dem Einbau in die Biomasse und der Freisetzung durch den Abbau von organischer Substanz (SCHWOERBEL 1993, WALTHER 1999).

Das Pflanzenwachstum in Oberflächengewässern wird neben verschiedenen abiotischen Faktoren entscheidend von der Konzentration der Nährstoffe Stickstoff und Phosphor gesteuert. In den meisten Oberflächengewässern wird Phosphor als der entscheidende limitierende Faktor für die Primärproduktion angesehen (DVWK 1998). Eine über das natürliche Maß gesteigerte Primärproduktion wird auch als Euthrophierung bezeichnet. Sie kann durch eine Zunahme oder eine bessere Bioverfügbarkeit der Nährstoffe im Gewässer hervorgerufen werden. Die Eutrophierung kann – z. B. bei der Verlandung eines Sees, wenn die Nährstoffe des Profundals unmittelbar in die trophogene Zone gelangen, – die Folge eines natürlichen Prozesses sein. Vielfach wird unter Eutrophierung jedoch ein durch

anthropogene Einflüsse bedingter Anstieg der Primärproduktion verstanden (SCHWOERBEL 1993, DVWK 1998).

Um den Prozess der Eutrophierung zu beschreiben, können Gewässer je nach der Intensität der primären Produktion von pfanzlicher Biomasse einzelnen Trophiestufen zugeordnet werden. Der Trophiegrad kann als produzierte Glukosemenge berechnet werden und wird in der Menge des assimilierten Kohlenstoffs pro Flächen- und Zeiteinheit angegeben. Zwischen der Trophie und der als Saprobie eines Gewässers bezeichneten Intensität des biologischen Abbaus besteht ein enger Zusammenhang. In natürlichen Ökosystemen wird Biomasse unter Verbrauch von anorganischen Nährstoffen mit Hilfe der Photosynthese aufgebaut, die nach dem Absterben des autotrophen Organismus von den heterotrophen Organismen veratmet wird. Dabei werden die Nährstoffe wieder mineralisiert und freigesetzt. Dieser Prozess bewirkt einen geschlossenen Stoffkreislauf, der sich in einem Gleichgewichtszustand befindet. Dieses Gleichgewicht kann durch anthropogene Einflüsse empfindlich gestört werden. So wird bei einer durch erhöhte Nährstoffeinträge verursachten Erhöhung der Primärproduktion auch die Menge der abbaubaren organischen Substanz und damit auch die Menge der aufgrund der Respiration heterotropher Organismen mineralisierten anorganischen Nährstoffe erhöht. Dies führt wiederum zu einer höheren Primärproduktion und letztendlich zu einem neuen Gleichgewicht zwischen Trophie und Saprobie (BAUR 1998, DVWK 1998).

Die im Gewässersystem ablaufenden Stoffkreisläufe (vor allem von Kohlenstoff, Stickstoff und Phosphor) sind in stehenden Gewässern mit Ausnahme des Eintrags geschlossen. In Fließgewässern sind diese Kreisläufe aufgrund der gerichteten Strömung offen. Durch einen Eintrag aus dem Oberlauf und einen Austrag zum Unterlauf muss somit von Stoffspiralen gesprochen werden. In Fließgewässern kann daher nicht direkt vom Grad der Trophie auf den der Saprobie geschlossen werden. Während in stehenden Gewässern die Folgen erhöhter Nährstoffeinträge direkt sichtbar werden (bspw. durch Algenblüten, Sauerstoffmangel), treten diese in den Fließgewässern meist erst in den Unterläufen oder den Mündungen in stehende Gewässer und Küstenbereiche in Erscheinung (HAMM 1991, DVWK 1998).

Neben den beschriebenem Komplex der Trophie und Saprobie sind in den Gewässern eine Vielzahl von Wechselwirkungen zwischen der Biozönose und den eingetragenen (Schad-) Stoffen bekannt. Bei einem akuten Auftreten von Schadstoffen in toxischen Konzentrationen kann eine direkte Wirkung auf die Biozönose wie bspw. dem Absterben von Fischen aufgrund von hohen Ammoniak-Konzentrationen eintreten (bspw. BREHM & MEIJERING 1996). Es bestehen jedoch auch chronische Wirkungen, wie die Bioakkumulation von persistenten Stoffen (bspw. EISELE & SCHORER 1997) oder die mutagene Wirkung von endokrinen Substanzen (bspw. WEGENER et al. 1999).

In Gewässersystemen werden nach neueren Erkenntnissen bedeutende Mengen der eingetragenen Nähr- und Schadstoffe zurückgehalten (bspw. KALBE 1997, BEHRENDT & OPITZ 1999). Eine bedeutende Rolle spielt dabei die Gewässersohle. Der Übergangsbereich zwischen Oberflächenwasser und Grundwasser (hyporheisches Interstitial) wirkt als Filter, in dem Nährstoffe veratmet oder in organischer Substanz festgelegt werden (BRUNKE & GONSER 1997, FISCHER & BORCHARDT 2000). Hier werden durch sogenannte Biosorption

auch schwer abbaubare organische Substanzen und Schwermetalle temporär zurückgehalten (HELLMANN 1992, SCHORER et al. 1994).

2.1.5 Fazit

Die Wasserqualität wird neben anderen chemischen Belastungen entscheidend durch die Einträge der Nährstoffe Stickstoff und Phosphor aus diffusen und punktförmigen Quellen geprägt. Neben dem primären Einflussfaktor Landnutzung wird die Höhe und das zeitliche Auftreten von Nährstoffeinträgen in die Gewässer auch von der Art des Transports und damit von den hydrologischen Bedingungen im Einzugsgebiet gesteuert. Als Grundlage für eine Bewertung von Stoffhaushalt und -dynamik muss deshalb sowohl eine räumlich differenzierte Erfassung der Stoffquellen, als auch eine nach Transportpfaden getrennte Beschreibung des Nährstoffeintrags in die Gewässer erfolgen.

2.2 Bewertung der Gewässergüte

2.2.1 Aspekte der EU-Wasserrahmenrichtlinie

Mit der Ende des Jahres 2000 in Kraft getretenen EU-Wasserrahmenrichtlinie (EU-WRRL) wurde ein neuer Ordnungsrahmen zur Koordinierung der europäischen Wasserpolitik geschaffen (EU 2000). Über die Vor- und Nachteile des als Kompromiss zwischen EU-Kommission, Ministerrat und EU-Parlament entstandenen Gesetzes sowie die Auswirkungen auf den Gewässerschutz in den Mitgliedsstaaten existieren mittlerweile zahlreiche Veröffentlichungen (bspw. BARTH 1997, VON KEITZ 1999, SCHMITZ 1998, FLORENZ 1999, IRMER 1999, MARKARD 1999, FUHRMANN 2001, KOLLER-KREIMEL & JÄGER 2001). Im Folgenden soll die Bedeutung der einzugsgebietsbezogen Quantifizierung und Bewertung des Stoffhaushalts und der Stoffdynamik für die Umsetzung der EU-WRRL kurz dargestellt werden.

Im Wasserrecht waren bislang zur Festlegung von Grenzen für Einleitungen in die Gewässer zwei unterschiedliche Ansätze gebräuchlich. Durch den in Deutschland geltenden Emissionsansatz wurden für Einleitungen (bspw. durch Kläranlagen) nach dem Stand der Technik festgelegte Grenzwerte vorgeschrieben. Dieser Ansatz entspricht dem Prinzip der Vorsorge und legt Grenzwerte unabhängig von der Verletzbarkeit des Schutzguts fest. Der bislang in anderen europäischen Ländern verwendete Immissionsansatz legt keine festen Grenzwerte für Einleitungen fest, sondern schreibt die Einhaltung von Grenzenwerten für das Schutzgut vor. In der EU-WRRL wird für die Beurteilung von Einleitungen nunmehr eine Kombination aus Immissions- und Emissionsansatz festgelegt (FLORENZ 1999).

Die Bewertung des Schutzguts soll danach grundsätzlich nach festgelegten Immissionsgrenzen erfolgen. Bezüglich der Gewässergüte wird das Erreichen bzw. das Erhalten eines guten ökologischen Zustands der Fließgewässer und eines guten quantitativen und chemischen Zustands des Grundwassers vorgeschrieben. Die Mitgliedsstaaten werden verpflichtet, jede weitere Verschlechterung des Zustandes der Gewässer zu vermeiden, sowie diejenigen Gewässer zu sanieren, welche nicht den oben genannten Anforderungen ent-

sprechen. Für die oberirdischen Gewässer soll der ökologische Zustand auf der Basis eines gesamtökologischen Ansatzes unter Berücksichtigung hydromorphologischer, physikalischer, chemischer und biologischer Faktoren anhand normativer Definitionen für 5 Güteklassen festgelegt werden (EU 2000).

Bei der Beurteilung von Emissionen wird das jeweils schärfere Kriterium herangezogen. Daraus ergibt sich, dass für die Emission von Stoffen generell eine Begrenzung nach dem Stand der Technik erforderlich ist. Reicht dies zur Einhaltung der Qualitätsziele nicht aus, werden weitergehende Maßnahmen zur Emissionsbegrenzung gefordert (FLORENZ 1999). Während für die Einleitungen aus Kläranlagen der Stand der Technik eindeutig definiert ist, müssen Werte für maximal zulässige Emissionen von Niederschlagswassereinleitungen und Emissionen aus diffusen Quellen noch festgelegt werden. Durch eine einzugsgebietsbezogene Bewertung des Stoffhaushalts könnten Quantifizierung und Bewertung von Emissionen (insbesondere aus diffusen Quellen) nach einheitlichen Kriterien erfolgen.

Nachdem in den letzten Jahren die Belastungen aus Punktquellen gut erfasst und stark reduziert wurden, stehen zur Zeit die diffusen Einträge im Blickpunkt. An mehreren Stellen innerhalb der EU-WRRL wird daher explizit die Bedeutung diffuser Belastungsquellen hervorgehoben (EU 2000).

Als zentrales Element der EU-WRRL wird die Erstellung von Flussgebietsmanagementplänen vorgeschrieben. Sie stellen das zentrale Instrument des wasserwirtschaftlichen Handelns dar und dienen darüber hinaus der Berichterstattung gegenüber der Europäischen Union. Entscheidend ist, dass hier ein einzugs- bzw. flussgebietsorientierter Ansatz zugrunde gelegt wird, entgegen der bisherigen Praxis in vielen EU-Mitgliedsländern, die Aufgaben der einzelnen Wasserwirtschaftsbehörden anhand administrativer Grenzen abzustecken. In mehreren Artikeln der Richtlinie, sowie in den Anhängen werden zur Erstellung der Flussgebietsmanagementpläne detaillierte Angaben gemacht. Danach sollen nach darin unter anderem folgende wesentliche Punkte enthalten sein (EU 2000):

- Beschreibung des Einzugsgebiets nach hydrologischen und naturräumlichen Gegebenheiten
- Erfassung der Einflüsse menschlicher Aktivitäten auf den Gewässerzustand, getrennt nach Punktquellen, diffusen Quellen, Wasserentnahmen und anderen Eingriffen mit negativem Einfluss
- Darstellung des ökologischen Gewässerzustandes bzw. des quantitativen und chemischen Gewässerzustandes sowie des Zustandes vorhandener Schutzgebiete
- Ökonomische Analysen zur Festlegung der Kosten für die Wasserversorgung und -entsorgung und zur Abschätzung der Kosteneffektivität von Maßnahmen
- Zusammenfassung der Maßnahmen zur Erreichung der Güteziele und Umsetzung der Richtlinie

2.2.2 Verfügbare Bewertungsverfahren

Zur Bewertung der verschiedenen Aspekte der Gewässergüte stehen verschiedene Verfahren zur Verfügung. Im folgenden Kapitel werden kurz die wichtigsten bisher angewen-

deten Verfahren und ihre Bedeutung im Rahmen des zukünftigen Flusseinzugsgebietsmanagements diskutiert.

Biologische Verfahren bewerten den Zustand eines Gewässers anhand des Zustands der Lebensgemeinschaften im Vergleich zu einem Referenz-Zustand. Diesem Ansatz liegt die Annahme zugrunde, dass die Biozönose eine direkte Antwort auf die Lebensbedingungen ist und daher auch alle Störungen und Belastungen integrierend widerspiegelt (PINTER 1998). Die saprobielle Belastung stellte in den letzten Jahrzehnten häufig den dominierenden Belastungsfaktor in Fließgewässern dar und wurde daher oft mit dem Begriff Gewässergüte gleichgesetzt. Heute wird die Ausweisung der biologischen Gewässergüte mit aus dem Sabrobienindex weiterentwickelten biologischen Verfahren durchgeführt, welche ein zentrales Instrument der Gewässerüberwachung darstellen (LFU 1998a). Durch den Bau von Kläranlagen ging die alles saprobielle Belastung in den letzten Jahren zurück, so dass heute andere Defizite zutage treten, die den Bedarf an weitergehenden Bewertungsverfahren begründen (FRIEDRICH 1992).

Als einheitliches *Verfahren zur Bewertung der physikalisch-chemischen Wasserqualität* hat sich in Deutschland die chemische Gewässerklassifikation der Länder-Arbeitsgemeinschaft Wasser (LAWA-Klassifikation, DVWK 1998) durchgesetzt. Die Erfassung und Bewertung der chemischen Parameter erfolgt bezogen auf den Wasserkörper, die Schwebstoffe und die Sedimente und lässt deshalb keine direkten Rückschlüsse auf die Belastungsursachen zu.

Die morphologischen *Verfahren zur Bewertung der Gewässerstruktur* wie z. B. das Übersichtsverfahren der Gewässerstrukturgütekarte der BRD (LAWA) und das LAWA-Verfahren der Strukturgütekartierung für kleine und mittelgroße Fließgewässer verfolgen das Ziel der Erkennung und Bewertung von Strukturdefiziten in Fließgewässern. Sie beschränken sich in räumlicher Sicht auf das Gewässer, seine lineare Erstreckung und den Gewässerrand. Die Defizite in der Gewässerstruktur sind nicht zuletzt infolge der geringer gewordenen organischen Belastung stärker in den Blickpunkt gerückt (LfU 2001). Morphologische Gütekriterien stellen ein wichtiges Element der in der EU-WRRL definierten ökologischen Qualität der Fließgewässer dar (EU 2000).

Ökologische Bewertungsverfahren stellen in der Regel eine Kombination aus biologischen, morphologischen und physikalisch-chemischen Verfahren dar (bspw. FRIEDRICH & LACOMBE 1992, NIEHOFF 1996, LFU 1997a). Durch den Arbeitskreis „Gesamtstrategie integrierte ökologische Gewässerbewertung“ wurde ein im Auftrag der LAWA erarbeitetes Verfahren zur integrierten ökologischen Bewertung (PINTER 1998) vorgeschlagen. Die Bewertung wird als Beeinträchtigung des Ökosystems aus dem biologischen Besiedelungsbild (Lebensgemeinschaften) sowie aus der Bewertung der Strukturgüte ermittelt und als leitbildbezogene gesamtheitliche Zustandsbewertung der *Gewässerkompartimente* Gewässerbett, Ufer und Aue vorgenommen. Diese Art der Bewertung kommt der in der EU-WRRL definierten ökologischen Qualität der Fließgewässer recht nahe. Hydrologische Prozesse und die Einbeziehung des Stoffhaushalts im Einzugsgebiet bleiben jedoch unberücksichtigt.

Eine direkte *einzugsgebietsbezogene Bewertung hydrologischer Gebietseigenschaften* im Rahmen eines ökologischen Bewertungsverfahren wird bspw. von MAUCH (1992) vorgeschlagen. Die Natürlichkeit des Einzugsgebietes wird dabei in Abhängigkeit von der Be-

schaffenheit der Landnutzung sowie der Intensität der Wassernutzungen durchgeführt. Zur Lösung von Konflikten zwischen Wasser- und Landnutzungen des Torgauer Raumes (Sachsen-Anhalt) wird von KLAUER et al. (2001) ein integriertes Bewertungsverfahren vorgeschlagen. Die Bewertungskriterien werden dabei problemspezifisch ausgewählt und mittels Szenarienberechnung unter Einbeziehung ökonomischer und sozialer Kriterien bewertet. Obwohl das Verfahren regionalspezifisch entwickelt wurde und hydrologische Kriterien nur untergeordnet vertreten sind, kann die Methodik als wegweisendes Beispiel für die Anwendung von Bewertungsverfahren im Rahmen des Flussgebietsmanagements angesehen werden.

Mit dem System des sog. Index of Watershed Indicators (IWI) wird von der Environmental Protection Agency (EPA) der USA eine Methodik zur umfassenden Bewertung des Einzugsgebietszustandes aufgezeigt (EPA 1997). Bei der Anwendung dieser Methodik werden Kriterien des Einzugsgebiets hinsichtlich der anthropogenen Beeinflussung der aquatischen Systeme quantifiziert und bewertet.

Aus der hier dargestellten Übersicht wird deutlich, dass zur Bewertung des Stoffhaushalts und der Stoffdynamik von Einzugsgebieten in Europa geeignete Ansätze bisher noch weitgehend fehlen. Durch ein hydrologisches einzugsgebietsbezogenes Bewertungsverfahren kann im Zusammenspiel bspw. mit ökologischen Bewertungsverfahren der in der EU-WRRL definierte ökologische Zustand beschrieben werden. Mit Hilfe einer einzugsgebietsbezogenen Bewertung des Stoffhaushalts können darüber hinaus die Ursachen stofflicher Belastungen lokalisiert und insbesondere die diffusen Stoffeinträge quantifiziert und bewertet werden.

2.2.3 Methodische Aspekte von Bewertungsverfahren

Als Grundlage einer Bewertung ist die Auswahl von Parametern erforderlich, welche die zu bewertenden Sachverhalte repräsentieren. Bei der Entwicklung eines Bewertungsverfahrens muss deshalb im ersten Schritt geprüft werden, welche Parameter die zu bewertenden Systemkompartimente oder Prozesse aussagekräftig beschreiben. Im nächsten Schritt muss für jeden Bewertungsparameter die Methodik zur Quantifizierung definiert werden.

Bei der Bewertung von Landschaften und Landschaftselementen wird prinzipiell ein Bezugssystem benötigt. Die Abweichung von einem Sollzustand wird zunächst klassifiziert und nachfolgend bewertet. Der mit Daten belegte oder theoretisch abgeleitete oberste Punkt der Bewertungsgrundlage ist die Referenzgröße und wird auch als Leitbild bezeichnet. Bei der Bewertung der Natürlichkeit werden die heutigen Verhältnisse mit anthropogen nicht beeinflussten Zuständen verglichen und der Grad der Abweichung als Wertmaßstab definiert. Dabei werden natürliche Verhältnisse als hochwertig und anthropogen stark veränderte Zustände als geringwertig eingeschätzt (NIEHOFF 1996, vgl. Kap. 1.2). Da anthropogen unbeeinflusste Zustände in vielen Fällen in der Realität nicht mehr mit Daten belegt sind, müssen diese über theoretische Annahmen oder über Modellprognosen hergeleitet werden.

Im Bereich des Gewässerschutzes wurde in den letzten Jahren das Leitbild des Potenziell Natürlichen Zustands (PNZ) als Referenz für die Bewertung der Gewässer eingeführt

(MAUCH 1992, ESSER 1997, FRIEDRICH 1997, SOMMERHÄUSER ET AL. 1998). Dieser beschreibt den Zustand des Landschaftselements unter potenziell natürlicher Vegetation und bei Abwesenheit anthropogener Wassernutzungen und stofflicher Belastungen (BORCHARDT 1998). Der PNZ wird auch als potenzielles Leitbild bezeichnet, wohingegen das Entwicklungsziel unter Berücksichtigung der kulturhistorischen Entwicklung und unveränderbarer Nutzungen und Restriktionen als integriertes Leitbild bezeichnet wird (DVWK 1996). Als Leitbild für die Wasserbeschaffenheit werden entweder einheitlich festgelegte Umweltqualitätsziele wie bspw. die Immissionswerte der chemischen Gewässerklassifikation der LAWA (DVWK 1998) oder der regional differenzierte geogene Hintergrund des zu bewertenden Stoffes festgelegt (LFU 1998b).

Um die anhand der Abweichung des vorgefundenen Zustands (Ist-Zustand) vom Referenz-Zustand quantifizierten Defizite zu bewerten, werden in der Regel Güteklassen verwendet. Die Standardisierung anhand von Güteklassen dient auch der Vergleichbarkeit von aus unterschiedlichen Messgrößen abgeleiteten Defiziten. Im Bereich der Gewässerökologie werden häufig (bspw. bei der biologischen Gewässergüte und im chemischen Index der LAWA) Bewertungssysteme mit 7 Klassen verwendet (LAWA 1976, MAUCH 1992, DVWK 1998, LFU 1998a, LFU 2001). Die sieben Klassen basieren auf der Dreiteilung „wenig“ (Wertung 2), „mittel“ (Wertung 4), „viel“ (Wertung 6) und sind symmetrisch zur Mitte (KNÖPP 1955). Zusätzlich werden Extrema (Wertung 1, Wertung 7) und die Übergangsklassen „wenig/mittel“ (Wertung 3), mittel/stark (Wertung 5) eingeführt. Die Klasse 1 beschreibt demnach den Zustand einer nicht vorhandenen bzw. nicht messbaren Beeinflussung; die Klasse 7 entsprechend den Zustand einer extremen Beeinflussung.

Der in der EU-WRRL zur Bewertung herangezogene ökologische Zustand von Fließgewässern wird in fünf Güteklassen eingeteilt (EU 2000, vgl. Kap. 2.2.1). Eine Übertragung des siebenstufigen Systems in fünf Güteklassen der EU-WRRL kann nach dem in Tab. 2.2 angegebenen Schema vorgenommen werden.

Tab. 2.2 Schema zur Übertragung des siebenstufigen Systems in das fünfstufige System der EU-WRRL

Natürlichkeitsklasse (7 Stufen)	0 – 1,4	1,5 – 2,8	2,9 – 4,2	4,3 – 5,6	5,7 – 7
Ökologischer Zustand (EU-WRRL)	Sehr guter Zustand	Guter Zustand	Mäßiger Zustand	Unbefriedigender Zustand	Schlechter Zustand

2.2.4 Fazit

Aufgrund der Anforderungen der EU-WRRL kommt der Abschätzung anthropogener Belastungen in Flusseinzugsgebieten zukünftig eine große Bedeutung zu. Für eine Erfassung diffuser Belastungen ist die Einbeziehung des Stoffhaushalts im Einzugsgebiet unabdingbar. Alle bisher flächendeckend angewendeten Verfahren zur Bewertung der Fließgewässer beziehen sich ausschließlich auf das Gewässer und den Gewässerrand (teilweise unter Einschluss der Auen). Hinsichtlich der Möglichkeiten einer Bewertung des Stoffhaushalts von Einzugsgebieten innerhalb eines hydrologischen Verfahrens besteht deshalb noch Forschungsbedarf. Da eine flächendeckende Erfassung der Emission von Stoffen und des

Wasser- und Stofftransports aufgrund von Messprogrammen nicht möglich ist, kommt modellbasierten Methoden zur Lokalisierung und Quantifizierung diffuser Belastungen in Einzugsgebieten eine bedeutende Rolle zu. Im Gegensatz zu punktuellen Messungen können hierbei detailliertere Aussagen zum Belastungspotential einzelner Teilflächen gemacht werden und die Ergebnisse direkt in die Erarbeitung von Maßnahmenprogrammen einfließen.

Im Bewertungsblock „Stoffhaushalt und Stoffdynamik“ des Bewertungsverfahrens Hydrologische Güte soll dem in der EU-WRRL vorgeschriebenen kombinierten Ansatz Rechnung getragen werden. Mit der Parametergruppe *Stoffhaushalt* soll eine räumlich differenzierte Bewertung nach dem Emissionsansatz, also unabhängig von der Wirkung im Gewässer vorgenommen werden. Die Parametergruppe *Wasserqualität und Stoffdynamik* dient dagegen zur zeitlich differenzierten Bewertung der Immission.

Da die bisher in den meisten in Deutschland flächendeckend angewendeten Bewertungsverfahren zur Beurteilung verschiedener Aspekte der Gewässergüte ein siebenstufige Systeme verwenden, ist auch im Bewertungsverfahren „Hydrologische Güte“ die Verwendung eines siebenstufiges Systems von Natürlichkeitsklassen sinnvoll, um eine Vergleichbarkeit der Systeme zu gewährleisten. Eine Übertragung des siebenstufigen Systems in das fünfstufige System der EU-WRRL ist in einfacher Weise möglich.

2.3 Methodische Ansätze zur Beschreibung von Stoffhaushalt und Stoffdynamik

2.3.1 Beschreibung aufgrund von experimentellen Daten

Die Zusammenhänge zwischen Wasserbeschaffenheit der Gewässer und dem Wasser- und Stoffhaushalt im Einzugsgebiet wurden in den letzten Jahrzehnten intensiv untersucht. Neben der Untersuchung der ökosystemaren Zusammenhänge (bspw. LIKENS et al. 1977, CREED et al. 1996, PIONKE et al. 1996) wurden zahlreiche Untersuchungen hinsichtlich der Zusammenhänge zwischen diffuser Nährstoffbelastung der Gewässer und Intensität der Landnutzung durchgeführt (bspw. DVWK 1985, HEATHWAITE et al. 1989, CEPUDER & MITTERMAYER 1998, DVWK 1998, KOLBE 2000). In neueren Untersuchungen zum Stoffhaushalt von Einzugsgebieten ist die Erfassung der Stoffpfade in den Vordergrund gerückt. Intensive Untersuchungen des Stoffaustrags über die verschiedenen Transportpfade wurden vorwiegend in kleinen Testeinzugsgebieten durchgeführt (bspw. GÄCHTER et al. 1996, PIONKE 1996, BEUDERT & HAHN 1997). Eine detaillierte auf Messdaten basierende Beschreibung des Stoffhaushalts und der Stoffdynamik ist auf gut instrumentierte Test-Einzugsgebiete beschränkt. Experimentelle Untersuchungen werden jedoch auch weiterhin für ein verbessertes Verständnis der Prozesse des Stoffhaushalts und des Stofftransport von zentraler Bedeutung sein.

Routinemessungen der Wasserbeschaffenheit sind eine wichtige Voraussetzung zur Beschreibung des Stoffhaushalts, der Wasserqualität und der Stoffdynamik. Ein wichtiger Ansatz zur Beschreibung der Stoffmenge, welche am Ausgang eines Einzugsgebiets im Gewässer transportiert wird, ist die Berechnung von Stofffrachten. Diese werden für defi-

nierte Zeitspannen (in der Regel Jahre) aus Abfluss- und Konzentrationswerten nach verschiedenen Verfahren berechnet (KELLER et al. 1997, BEHRENDT et al. 1999). Da diese Berechnungen in der Regel mit Unsicherheiten behaftet sind, sollten Frachtberechnungen immer nur als Schätzwerte betrachtet werden (SYMADER 1988, SCHREIBER & KRAUSS-KALWEIT 1999). Die gemessenen Konzentrationen in Fließgewässern und die daraus berechneten Frachten beschreiben die Immission eines Stoffes und dienen deshalb auch als Maß zur Beurteilung der Wirkungen im Gewässer. Die Immission eines Stoffes kann durch den Vergleich von Konzentrationen mit Umweltqualitätszielen wie bspw. dem chemischen Index der LAWA bewertet werden.

Eine Betrachtung der Belastungsursachen ist mittels messwertgestützter Immissionsbetrachtungen nur sehr eingeschränkt möglich. Mit der sog. Immissionsmethode (BEHRENDT 1993) kann der Anteil der punktuellen und diffusen Quellen an der Gesamtfracht berechnet werden. Der Anteil der durch Punktquellen eingetragenen Fracht wird dabei über Konzentrations-Abfluss-Beziehungen bzw. Fracht-Abfluss-Beziehungen und dem Abfluss der Punktquellen abgeschätzt. Diesem Ansatz liegt die Annahme zu Grunde, dass die Fracht aus Punktquellen zeitlich konstant ist. Der Anteil der diffusen Quellen wird nachfolgend aus der Differenz von Gesamtfracht und der Fracht der Punktquellen berechnet. Diese Methode liefert jedoch nur eine grobe Abschätzung der Frachtanteile, die nicht weiter räumlich differenziert werden kann. Eine räumlich und/oder zeitlich differenzierte Beschreibung der Emissionen kann nur über die Anwendung von Modellansätzen erreicht werden. Dabei sind jedoch weiterhin experimentelle Untersuchungen und Monitoring notwendig, um eine Überprüfung der Modellergebnisse zu gewährleisten und die Kalibrierung der Modelle zu ermöglichen.

2.3.2 Modellansätze

Neben der experimentellen Untersuchung von Stoffhaushalt und Stofftransport in Landschaftseinheiten wurden in den letzten Jahrzehnten zahlreiche Verfahren zu deren modellhaften Quantifizierung und Prognose unter veränderten Rahmenbedingungen entwickelt. Die im Folgenden unter dem allgemeinen Begriff Modelle zusammengefassten Verfahren variieren im Detaillierungsgrad von einfachen empirischen Ansätzen (bspw. Regressionsfunktionen) über konzeptionelle deterministische Ansätze bis zu weitgehend physikalisch basierten komplexen Modellen. Der räumliche Bezug reicht von Einzelstandorten (Schlagmodelle) über kleine bis mittelgroße Einzuggebiete (Einzugsgebietsmodelle) bis zu großen Landschaftseinheiten (z.B. Bilanzierungen für große Flussgebiete). Nach der räumlichen Auflösung werden pauschale Ansätze, semi-distribuierte Verfahren (Einteilung in Teilgebiete) und flächendifferenzierte Verfahren (z.B. rasterbasierte Modelle) unterschieden.

In den letzen Jahren wurden räumlich-differenzierte *Stoffbilanzmodelle* als Methodik zur Beschreibung des Stoffhaushaltes großer Landschaftseinheiten eingeführt (BACH 1987, WENDLAND et al. 1993, PRAHSUHN et al. 1996, RUHE 1997, FEHR & FÖHSE 1998, BEHRENDT et al. 1999). Die einzelnen Bilanzglieder werden dabei in der Regel als langjährige Jahresmittelwerte angegeben. Stoffbilanzen wurden besonders für Stoffe mit einem hohen Anteil diffuser Quellen wie Stickstoff und Phosphor für große Gebiete aufgestellt (WENDLAND et al. 1993, BEHRENDT et al. 1999, BORCHARDT & GEFFERS 1999,

FUCHS et al. 1999, PRAHSUHN 1999). Eine Berücksichtigung des Wasserhaushalts und des Transports mit unterschiedlichen Abflusskomponenten findet bei dieser Methodik meist in stark vereinfachter Form statt. Um das in neueren Untersuchungen zu Abflussbildung und Stofftransport gewonnene Prozessverständnis im Rahmen von flächenhaften Stoffbilanzen besser berücksichtigen zu können, müssen die relevanten hydrologischen Prozesse über geeignete Regionalisierungsverfahren auf die Meso- und Makroskale übertragen werden.

Zur zeitlich differenzierten Beschreibung des Stofftransports von Einzugsgebieten wurden in den letzten Jahren zahlreiche einzugsgebietsbezogene *Wasserqualitätsmodelle* entwickelt (bspw. YOUNG et al. 1987, ARNOLD et al. 1993, REICHE 1991, JOHANSON et al. 1996, KRYSANOVA et al. 1998, BFG 1999). Die Beschreibung des Wasserhaushaltes und der Abflussbildungsprozesse erweist sich dabei wiederum als unabdingbare Voraussetzung für die Simulation des Stofftransports im Einzugsgebiet. In den vorhandenen Wasserqualitätsmodellen werden diese mit unterschiedlicher Genauigkeit beschrieben. Die Anwendung einzugsgebietsbezogener Wasserqualitätsmodelle erfordert neben der für den Wasserhaushaltsteil notwendigen Datenerhebung in der Regel umfangreiches Datenmaterial zur Beschreibung der Bodeneigenschaften, der landwirtschaftlichen Bearbeitungspraxis sowie der Stoffkonzentrationen in den hydrologischen Komponenten (DONIGIAN et al. 1995, GRÜNEWALD et al. 1996, BENDE-MICHL 1999, BFG 1999, EISELE et al. 2001, ZEHE et al. 2001). In der Regel können daher Wasserqualitätsmodelle zur Beschreibung der Stoffdynamik bisher nur in Testeinzugsgebieten mit guter Datenverfügbarkeit erfolgreich angewendet werden. Geeignet zur Umsetzung von flächenhaft anwendbaren Modellansätzen für die Stoffdynamik ist das Konzept des Minimum Information Requirement (MIR) (ANTHONY et al. 1996). Ähnlich den bereits verfügbaren operationellen Wasserhaushaltsmodellen können nach diesem Ansatz Modellkonzepte für den Stoffhaushalt und -transport entwickelt werden, die mit den breitenverfügbaren Eingangsdaten und einer geringen Zahl von Parametern auskommen. Kennzeichnend für MIR-Ansätze ist die Nachahmung der Prozessbeschreibung physikalisch basierter Modelle mittels vereinfachter Ansätze und einer möglichst geringen Anzahl von zu kalibrierender Parametern (ANTHONY et al. 1996, QUINN et al. 1999).

2.3.3 Unsicherheit von Modellrechnungen

Die Quantifizierung und Prognose physikalischer Größen mit Hilfe von Modellrechnungen ist grundsätzlich mit mehr oder weniger großen Unsicherheiten behaftet. In der neueren Literatur zum Themenbereich Einzugsgebietsmodellierung wird diesem Problem zunehmend größere Beachtung geschenkt (bspw. BEVEN 1989, BEVEN & BINLEY 1992, QUINN et al. 1999, UHLENBROOK et al. 1999, BEVEN 2001). Den Unsicherheiten von Modellergebnissen liegen verschiedene Ursachen zugrunde:

- Fehler in den Eingangsdaten
- Fehler aufgrund der Übertragung punktueller Messungen auf größere Flächen
- Unsicherheiten aufgrund der Modellstruktur (Modellunsicherheit)
- Unsicherheiten bei der Parameterschätzung (Parameterunsicherheit)

Unsicherheiten der Modellstruktur entstehen aufgrund der notwendigen Vereinfachung komplexer natürlicher Prozesse (bspw. BEVEN 1989). Entscheidend für die Auswahl der Modellstruktur ist die jeweilige Fragestellung. Modelle, die als Entscheidungsgrundlage für das Management von Flussgebieten herangezogen werden, sollten grundsätzlich ausreichend sensitiv gegenüber den durch das Management zu beeinflussenden Umweltfaktoren sein (VAN HERPE et al. 1999). Die räumliche und zeitliche Auflösung des Modells sollte dabei der räumlichen und zeitlichen Dimension der Effekte möglicher Maßnahmen entsprechen.

Die Komplexität der Prozessbeschreibung muss an die Stärke und Art des Zusammenhangs zwischen der Zielvariablen und der sie beeinflussenden Faktoren sowie an der Menge des verfügbaren Datenmaterials angepasst sein. Während bspw. die Transformation von Niederschlag in Abfluss bei ausreichend langen Zeitreihen auch aufgrund statistischer Zusammenhänge beschrieben werden kann, ist zur Prognose von Stoffeinträgen eine Beschreibung der Abflussbildungsprozesse unerlässlich (DONIGIAN et al. 1995). Um zu überprüfen, ob ein Modellansatz die für eine Fragestellung relevanten Prozesse ausreichend genau beschreibt, sollte - wenn möglich - neben den die Zielvariable beschreibenden Messdaten, zusätzliches unabhängiges Datenmaterial herangezogen werden (UHLENBROOK & LEIBUNDGUT 2002).

In konzeptionellen Modellen werden die natürlichen Prozesse durch mehr oder weniger vereinfachte mathematische Beschreibungen repräsentiert. Vielfach müssen die darin enthaltenen Parameter durch Kalibrierung an der Zielvariable bestimmt werden. Insbesondere bei komplexeren Modellansätzen mit einer hohen Anzahl von Kalibrierparametern können unterschiedliche Parametersätze zu ähnlich guten Modellergebnissen führen (bspw. BEVEN & BINLEY 1992). Aus diesem Grunde sollte bei einer Modellrechnung stets die Sensitivität der einzelnen Parameter und Parameterkombinationen überprüft werden. Bei der Simulation von Szenarien (wie bspw. dem PNZ des Stoffhaushaltes) kann die Gültigkeit des im Kalibrierungsverfahren ermittelten Parametersatzes nicht an unabhängigen Daten (bspw. Zeitreihen des Validierungszeitraumes) überprüft werden. Verschiedene Parametersätze, welche den Ist-Zustand ähnlich gut beschreiben, können jedoch unter den veränderten Rahmenbedingungen des Szenarios unterschiedliche Modellergebnisse liefern. Für die Anwendung von konzeptionellen Modellen zu Prognosezwecken wird deshalb von vielen Autoren eine Quantifizierung der Unsicherheit der Modellergebnisse gefordert (BEVEN & BINLEY 1992, FREER et al. 1996, BEVEN 2001).

2.3.4 Fazit

Zur Beschreibung des Stoffhaushalts und der Stoffdynamik stehen eine Vielzahl methodischer Ansätze zur Verfügung. Bei der Auswahl einer geeigneten Methodik muss einerseits das zur Verfügung stehende Datenmaterial, anderseits der zur Beantwortung der jeweiligen Fragestellung erforderliche Detaillierungsgrad der Prozessbeschreibung berücksichtigt werden. Um eine operationelle Anwendung zu gewährleisten, müssen die für das Bewertungsverfahren „Hydrologische Güte“ zu entwickelnden Methoden zur Quantifizierung des Stoffhaushalts, der Wasserqualität und der Stoffdynamik auf der Grundlage von flächendeckend verfügbaren Daten erarbeitet werden. Trotz der damit verbundenen Beschränkung auf konzeptionelle oder empirische Ansätze sollten die Methoden gegenüber

den relevanten Einflussgrößen (bspw. Landnutzung, Bewirtschaftung, Klima, Geofaktoren) ausreichend sensitiv sein (VAN HERPE et al. 1999).

Bei der Anwendung der Modellsysteme muss generell geprüft werden, wie groß der aufgrund der Modellunsicherheiten entstehende Fehler ist, und inwieweit sich die ermittelte Fehlerspanne auf das Endergebnis der Bewertung auswirkt. Insbesondere bei der Prognose des PNZ, welcher als Grundlage der Bewertung des Stoffhaushalts herangezogen werden soll, sowie bei der Prognose der Wirksamkeit von Maßnahmen mit Hilfe von Einzugsgebietsmodellen sollte diesem Problem verstärkt Beachtung geschenkt werden.

3 Grundlagen

3.1 Datengrundlage

Die Parameter des Bewertungsblocks *Stoffhaushalt und Stoffdynamik* wurden beispielhaft in 16 Einzugsgebieten (EZG) Baden-Württembergs getestet. Diese decken unterschiedliche Skalen, unterschiedliche naturräumliche Ausstattungen (Haupt-Fließgewässerlandschaften nach LFU 1998b) und unterschiedliche Intensitäten der Landnutzung sowie der wasserwirtschaftlichen Beanspruchung ab. In Abb. 3.1 ist eine Übersicht über alle Test-Einzugsgebiete im Projekt „Hydrologische Güte“ dargestellt. Die im Bewertungsblock *Stoffhaushalt und Stoffdynamik* behandelten Einzugsgebiete sind zusätzlich mit einer Schraffur gekennzeichnet. In Tab. 3.1 sind die im Rahmen dieser Arbeit verwendeten Daten zusammengestellt.

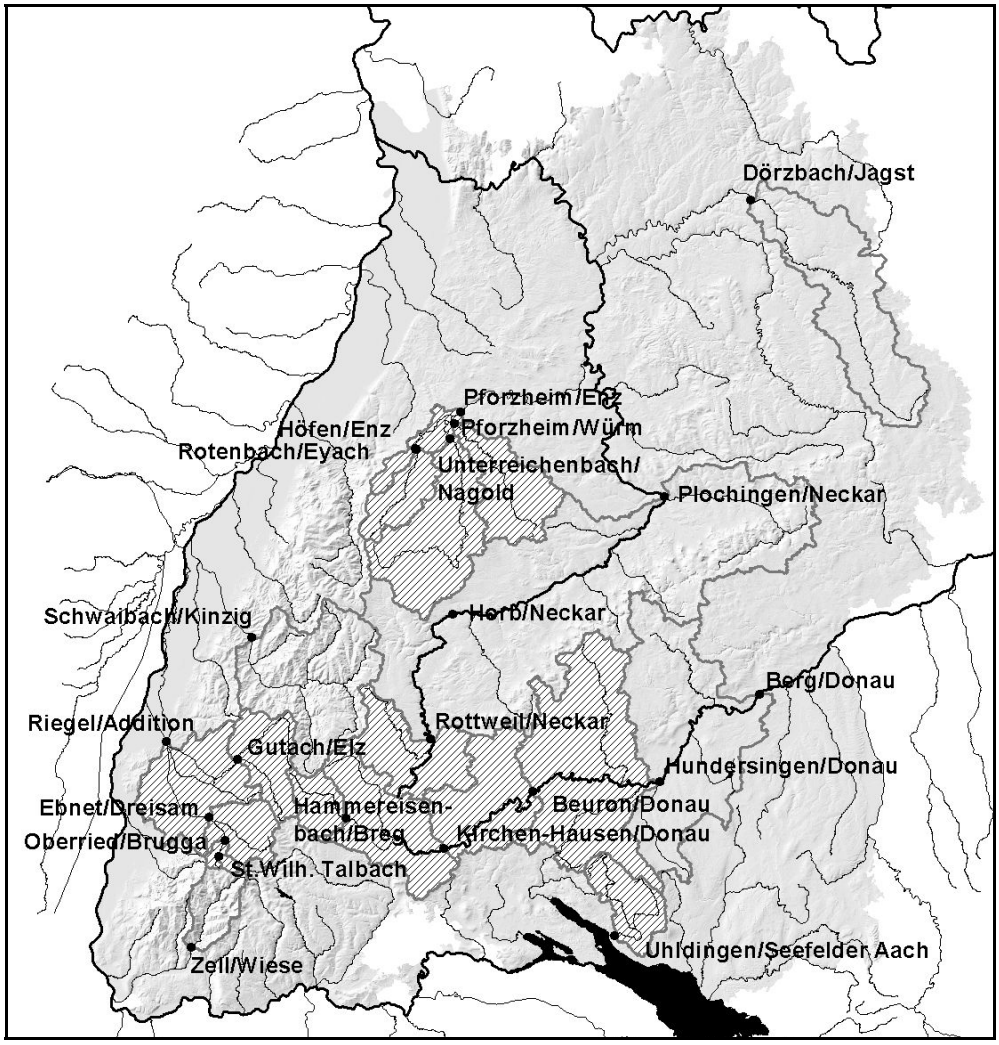


Abb. 3.1 Übersicht zu den Test-Einzugsgebieten

Tab. 3.1 Datengrundlage

Art der Daten	Beschreibung	Datenhalter	Verwendung
Topographie	Topographische Karten 1 : 50.000	Landesvermessungsamt Baden-Württemberg (LVA)	Einzugsgebietsanalyse
Topographie	Digitales Geländemodell (DGM) 50 x 50 m²	LVA	Einzugsgebietsanalyse, Nährstoffbilanzierung
Landnutzung	30 x 30 m² Landsat-TM-Szene von 1993	LVA	Einzugsgebietsanalyse, Nährstoffbilanzierung, Simulation des Stickstofftransports
Lagepunkte der Abflusspegel	Koordinatendatei mit Sachattributen 1 : 50.000	Landesanstalt für Umweltschutz (LfU)	Darstellung
Bodenübersichtskarte (BÜK 200)	Vektordatei mit Sachattributen 1 : 200.000	Landesamt für Geologie, Rohstoffe und Bergbau (LGRB)	Einzugsgebietsanalyse, Nährstoffbilanzierung, Simulation des Stickstofftransports
Geologie	Vektordatei mit Sachattributen 1 : 200.000	LGRB	Einzugsgebietsanalyse, Nährstoffbilanzierung, Simulation des Stickstofftransports
Gewässernetz	Vektordatei mit Sachattributen 1 : 50.000	LGRB	Darstellung, Nährstoffbilanzierung
Pegeleinzugsgebiete	Vektordatei mit Sachattributen 1 : 50.000	LfU	Flächenberechnung, Berechnung der Einzugsgebietsniederschläge, Darstellung
Abflussdaten	Tageswerte	LfU	Überprüfung der Wasserbilanz, Frachtberechnung, Simulation des Stickstofftransports, Kalibrierung, Validierung der Wasserhaushaltssimulation
Regionalisierter Niederschlag	Regionalisierte Gitterpunktwerte des 24-Stunden-Niederschlages für die Jahre 1931–1997, Rasterweite ca. 7 km	Deutscher Wetterdienst (DWD)	Räumlich differenzierte Wasserbilanz als Grundlage der Nährstoffbilanzierung
Stationswerte Hydrometeorologie	Hydrometeorologische Zeitreihen verschiedener Klima- und Niederschlagsstationen	DWD, Institut für Hydrologie (IHF), Forstliche Versuchsanstalt Freiburg (FVA), Umweltbundesamt (UBA)	Einzugsgebietsanalyse, Simulation des Stickstofftransports (Eingangsdaten für Wasserhaushaltssimulation)
Jahresmittel der aktuellen Evapotranspiration	Ergebnisse der Simulation der aktuellen Evapotranspiration für Baden-Württemberg (500 m x 500 m Raster)	IHF	Räumlich differenzierte Wasserbilanz als Grundlage der Nährstoffbilanzierung
Karte der Abflussfaktoren	Ergebnisse der abgewandelten CN-Wertberechnung in Baden-Würrtemberg (50 m x 50 m Raster)	IHF	Räumlich differenzierte Wasserbilanz als Grundlage der Nährstoffbilanzierung
Karte der Basisabflussquotienten	Ergebnisse eines Regressionsmodells für Baden-Württemberg	IHF	Räumlich differenzierte Wasserbilanz als Grundlage der Nährstoffbilanzierung

Tab. 3.1 Fortsetzung

Art der Daten	Beschreibung	Datenhalter	Verwendung
Lage der Gütemessstellen in Oberflächen-gewässern und Grundwasser	Koordinatendateien mit Sachattributen 1 : 50.000	LfU	Darstellung, Nährstoffbilanzierung
Gütemessdaten in Oberflächen-gewässern	Pegelmessstellen 7 bis 14-tägiger Beprobungsabstand	Jahresdatenkatalog 1998 (LfU)	Nährstoffbilanzierung (Validierung), Stoffdynamik
Gütemessdaten der Fließgewäser im EZG der Seefelder Aach	7 bis 14-tägige Beprobung und Stichtags-beprobungen	Institut für Seenforschung Langenargen	Nährstoffbilanzierung (Validierung), Simulation des Stickstofftransports (Kalibrierung, Validierung)
Gütemessdaten der Pegel des Dreisam-EZG	7-tägige Beprobungen und Intensiv-messkampagnen	IHF	Nährstoffbilanzierung (Validierung), Bewertung von Wasserqualität und Stoffdynamik
Messungen von gelösten Stoffen im Niederschlag	Analyse der gelösten Stoffe in Tagessummen-proben des Niederschlags der Station Schauinsland	UBA	Quantifizierung der nassen atmosphärischen Deposition im Dreisameinzugsgebiet
Gütemessdaten der Grundwasser-messstellen	Beprobung 1995 (LfU)	LfU	Nährstoffbilanzierung, Überprüfung der Simulation des Stickstofftransports im EZG der Seefelder Aach
Gütemessdaten und Isotopenge-halte in Grund-wasser-Mess-stellen und Quellfassungen; Grundwasserflur-abstände	Untersuchungen von Grundwasserpegeln und Quellen 1990/1991	Gemeinde Salem – Neufrach	Simulation und Überprüfung des Stickstofftransports im EZG der Seefelder Aach
Nmin-Untersuchungen	Regionale Mittelwerte auf Kreisebene	Landesanstalt f. Pflan-zenbau Forchheim	Simulation des Stickstoff-transports (Validierung)
Hektarerträge	Auf Kreisebene	Statistisches Landesamt Baden-Württemberg	Nährstoffbilanzierung, Simulation des Stickstofftransports
Gemeindegrenzen	Vektordatei mit Sachattributen 1 : 50.000	LVA	Bewertung der Beschaffenheit des Einzugsgebiets, Nährstoffbilanzierung
Viehzahlen	Auf Gemeindeebene	Statistisches Landesamt Baden-Württemberg	Nährstoffbilanzierung, Simulation des Stickstofftransports
Feldfrucht-verteilung	Auf Kreisebene	Statistisches Landesamt Baden-Württemberg	Nährstoffbilanzierung, Simulation des Stickstofftransports
Wasserversor-gung, Abwasser Bevölkerung	Auf Gemeindeebene	Statistisches Landesamt Baden-Württemberg	Bewertung der Beschaffenheit des Einzugsgebiets, Nährstoffbilanzierung
Lagepunkte der Stauhaltungen	Koordinatendatei mit Sachattributen, 1 : 50.000	LfU	Bewertung der Beschaffenheit des Einzugsgebiets
Kläranlagen- und Kanalnachbar-schaften Baden-Württemberg	Sachattribute der Kläranlagenstandorte	Deutsche Vereinigung für Wasserwirtschaft, Abwasser und Abfall i. G. (ATV-DVWK)	Nährstoffbilanzierung, Simulation des Stickstofftransports

3.2 Einzugsgebietsanalyse der Untersuchungsgebiete

Um eine Quantifizierung und Bewertung des Stoffhaushalts und der Stoffdynamik zu ermöglichen, wird für jedes Testeinzugsgebiet eine GIS-gestützte Einzugsgebietsanalyse durchgeführt. Als Ergebnis werden für jedes Einzugsgebiet verschiedene Kennwerte und Parameter zusammengestellt:

a) *Allgemeine naturräumliche Beschreibung*: Zuordnung zu den Haupt-Fließgewässerlandschaften und Geologischen Einheiten, gewässermorphologischen Einheiten und Talformen, Einzugsgebietsfläche, mittlere Einzugsgebietshöhe und Höhenlagenverteilung, Verteilung von Hangneigungs- und Expositionsklassen.

b) *Beschreibung des Wasserhaushaltes*: Langjähriges Jahresmittel des Gebietsniederschlags und des oberirdischen Gebietsabflusses, der Gebietsmittel der aktuellen Verdunstung, der Temperatur, des Abflussbeiwerts, des Basisabflussanteils, Verteilung der Klassen der Feldkapazität und der nutzbaren Feldkapazität im Einzugsgebiet.

c) *Beschreibung der wasserwirtschaftlichen Beanspruchung*: Verteilung der Landnutzungsklassen, Bevölkerungsdichte, Wasserverbrauch, Abwassermenge (aufgeteilt in an das Kanalnetz angeschlossenen und nicht angeschlossenen Anteil), Leitungsverluste, Wassergewinnung, Stauhaltungen.

d) *Beschreibung der landwirtschaftlichen Nutzung:* Anteil der landwirtschaftlichen Nutzflächen (aufgeteilt in Ackerland, intensives Grünland und extensiv genutzte Bereiche), Viehzahlen, Anteil der Feldfruchtarten an der Ackerfläche, Ernteerträge.

e) *Beschreibung der Gewässergüte*: Langjähriger Mittelwert der Konzentrationen von gelösten und partikulären Stoffen in Oberflächengewässern, Konzentrationsniveau von gelösten Stoffen im Grundwasser, Güteklassen der biologischen Gewässergüte und des Säurezustands nach (LFU 1998a).

Die für die Gemarkungsflächen der Gemeinden gültigen statistischen Daten der Bevölkerungsdichte, der Wassernutzung, der Wasserverbrauch, der Abwasserbelastung sowie der Wasserförderung müssen zur weiteren Verwendung in einen Bezug zu der jeweiligen Einzugsgebietsfläche gesetzt werden. Da für alle Größen mit Ausnahme der Wasserförderung ein klarer Zusammenhang mit den Siedlungsbereichen angenommen werden kann, wird die Größe der Siedlungsfläche als Bezugsgröße zur Umskalierung der Gemeindedaten herangezogen. Für die jeweilige Gemeinde werden die Parameter daher zunächst auf die Siedlungsfläche (berechnet aus der Landsat-TM-Aufnahme) normiert. Der auf die Siedlungsfläche normierte Wert im jeweiligen Einzugsgebiet wird nachfolgend aufgrund des jeweiligen Anteils der Gemeinde an der Einzugsgebietsfläche berechnet. Über den Anteil der Siedlungsfläche im Einzugsgebiet wird schließlich der für das Einzugsgebiet gültige Wert erhalten. Die statistischen Werte zur Wasserförderung werden unter Annahme einer homogenen Verteilung auf der Gemarkungsfläche aufgrund des im jeweiligen Einzugsgebiet liegenden Anteils der Gemeinde berechnet.

Die Kennwerte der Gruppe d) dienen als Eingangsgrößen zur Quantifizierung der Nährstoffüberschüsse auf den nicht versiegelten Landflächen. Die Kennwerte der Gruppe e) werden zur Validierung der Nährstoffbilanzierung herangezogen. In Tab. A.1 sind für alle untersuchten Testeinzugsgebiete die Ergebnisse der Einzugsgebietsanalyse dargestellt.

3.2.1 Allgemeine Beschreibung der Testeinzugsgebiete

Der Bewertungsblock *Stoffhaushalt und Stoffdynamik* wird in Teileinzugsgebieten der Elz (Additionspegel Riegel), der Enz (Pegel Pforzheim), der Donau (Pegel Hundersingen) sowie in den Einzugsgebieten des Neckars (Pegel Rottweil) und der Seefelder Aach (Pegel Uhldingen) getestet. In den Teileinzugsgebieten der Dreisam (Pegel Ebnet) wurden im Vorfeld umfangreiche experimentelle Untersuchungen und Modellanwendungen durchgeführt. Für das Einzugsgebiet der Seefelder Aach wurde darüber hinaus ein Modellansatz zur räumlich und zeitlich differenzierten Simulation des Stickstofftransports entwickelt.

3.2.1.1 Naturräumliche Lage, Topographie und Hydrographie

Abb. 3.2 enthält eine Darstellung der topographischen Verhältnisse, des Gewässernetzes und der Einzugsgebietsgrenzen der untersuchten Testgebiete. Die topographischen Angaben wurden dem DGM sowie topographischen Karten entnommen (s. Tab. 3.1). Alle angegebene Mittelwerte beziehen sich auf die Pegeleinzugsgebiete. Zur naturräumlichen Einordnung der Einzugsgebiete wurden die in FEZER (1979) angegebenen Einheiten verwendet. Umfangreiche Darstellungen der Naturräume finden sich in Huttenlocher (1972), FEZER (1979), NEEF (1981), MÄCKEL & METZ (1997) sowie in GEWÄSSERDIREKTION DONAU/BODENSEE (1999).

Die *Teileinzugsgebiete der Elz* (Einzugsgebiete von Elz, Dreisam und Glotter am Additionspegel Riegel) befinden sich am Übergang des südlichen Schwarzwaldes und der Oberrheinebene. Bis zum Gebietsauslass in Riegel umfasst das Untersuchungsgebiet eine Fläche von ca. 1098,9 km² und kann somit bereits dem unteren erweiterten Makroskalenbereich zugeordnet werden (BECKER 1992). Das Flussgebiet kann in die drei Hauptzuflüsse Elz, Dreisam und Glotter eingeteilt werden. Charakteristisch für das Untersuchungsgebiet sind die ausgeprägten Reliefunterschiede. Die maximale Höhendifferenz beträgt ca. 1300 m bei einer mittleren Höhe von 549 m ü NN. Das Relief besitzt ein mittleres Gefälle von ca. 12°. Das Einzugsgebiet kann nach FEZER (1979) in sechs morphologisch eigenständige Teilkomplexe eingeteilt werden.

Der südöstliche Teil des Gebiets wird von den Höhenzügen des Südlichen Schwarzwalds (Hochschwarzwald) eingenommen. Die höchsten Erhebungen befinden sich im Südwesten zwischen Schauinsland (1284 m ü. NN) und Feldberg (1493 m ü. NN). Das stark reliefierte Gebiet wird von tief eingeschnittenen Tälern mit einem vielfältigen kaltzeitlichen Formenschatz durchzogen (MÄCKEL 1997).

Das im Hochschwarzwald gelegene Einzugsgebiet der Brugga weist mit einer mittleren Hangneigung von 19° und einer maximalen Höhendifferenz von ca. 1060 m ein überwiegend steiles Relief auf. Neben den kuppigen Hochlagen mit geringerem Gefälle ist dieses Teileinzugsgebiet der Dreisam vorwiegend durch sehr steile Hangbereiche mit bis zu 50° Hangneigung geprägt (vgl. auch Abb. 4.1 in Kap. 4.1.1.1). Ein sehr gut erhaltenes Trogtal stellt das St. Wilhelmer Tal, ein Teileinzugsgebiet der Brugga, dar. Hier ist der Talboden im Vergleich zum Haupttal der Brugga breit und wird durch Moränenwälle untergliedert. Brugga und andere aus dem Schwarzwald kommende Bäche (Zastler- bzw. Krummbach, Höllentalbach, Wagensteigbach und Eschbach) vereinigen sich in der Niederung des Zartener Beckens zur Dreisam.

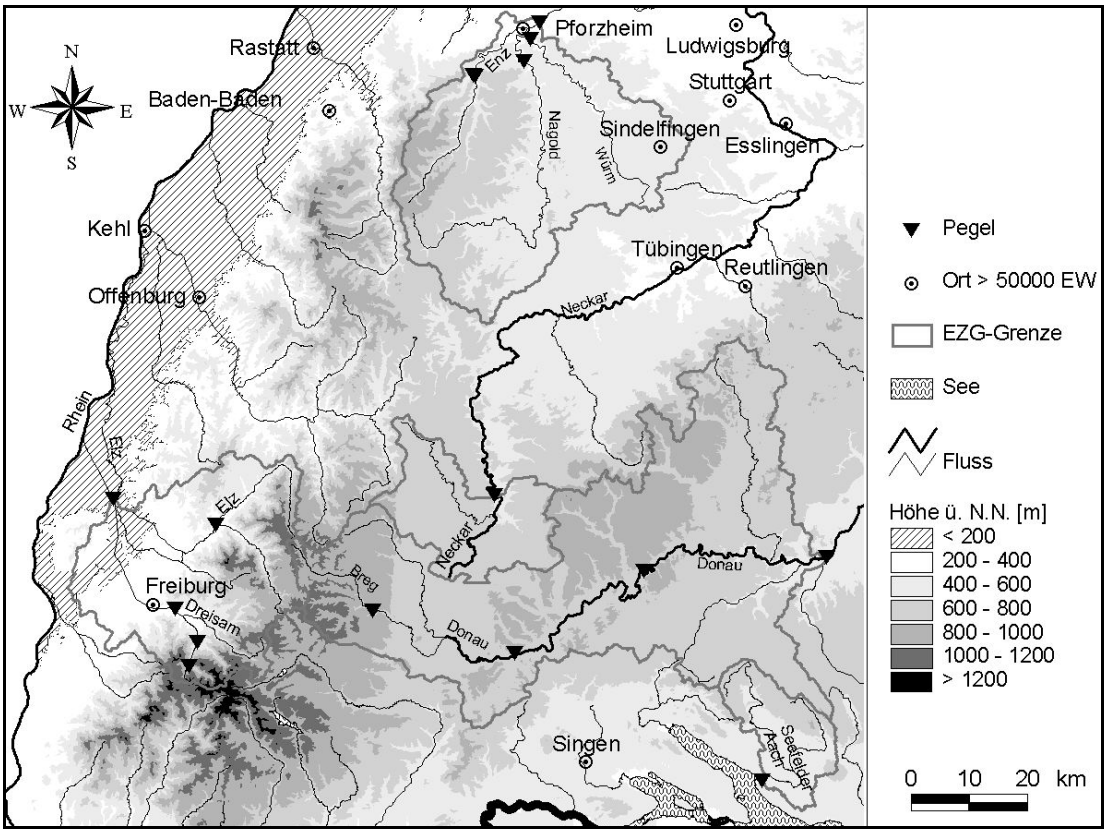


Abb. 3.2 Naturräumliche Lage der Untersuchungsgebiete (Quelle: LVA, LFU)

Der Hochschwarzwald wird durch die flache Wanne des Zartener Beckens und das tief eingeschnittene Höllental begrenzt. Im Osten und Nordosten des Elz-Einzugsgebiets befinden sich die Höhenzuge des Mittleren Schwarzwalds mit einer maximalen Höhe von 1241 m ü. NN (Kandel). Der Ostrand des Einzugsgebiets wird von einem zum Naturraum des Südöstlichen Schwarzwalds gehörigen Hochplateau mit einer Höhe von ca. 800 bis 1153 m ü. NN (Rosseck) eingenommen. Die Höhenzüge werden durch die tief eingeschnittenen Haupttäler der Elz, der Wilden Gutach und der Glotter zerschnitten.

Die Schwarzwaldgebiete werden durch die Schwarzwald-Randverwerfung zur westlich davon liegenden Vorbergzone abgegrenzt. Im Westen schließt sich die Freiburger Bucht als Teil der Rheinebene an. Im Bereich von Freiburg ist keine Vorbergzone ausgebildet, so dass die Schwarzwaldausläufer hier direkt an die Rheinebene grenzen. Die Freiburger Bucht wird im Süden durch die Vorberge der Schönberggruppe, im Osten durch den bis zu 557 m ü. NN hohen Kaiserstuhl und im Norden durch die Lahr-Emmendinger Vorberge begrenzt. Der Gebietsauslass befindet sich an der Riegeler Pforte kurz nach dem Zusammenfluss von Dreisam, Glotter und Elz. Wenige hundert Meter unterstrom dieses Zusammenflusses wird der Abfluss durch eine Schwelle geteilt, wobei ein konstanter Abfluss von ca. 9 m^3/s in die alte Elz geleitet wird und der restliche Abfluss über den 1900 erbauten Leopoldskanal abgeleitet wird. Der Abfluss des Testgebiets muss deshalb als Addition der Pegel Riegel/Leopoldskanal und Riegel/Alte Elz berechnet werden.

Das *Einzugsgebiet der Donau* samt seiner Teileinzugsgebiete bis zum Pegel Hundersingen ist mit seinen 2639 km² das größte in dieser Arbeit behandelte Untersuchungsgebiet. Die Zuflüsse Breg und Brigach entspringen auf der Ostabdachung des Südöstlichen Schwarzwaldes, münden in die Hochfläche der Baar und vereinigen sich bei Donaueschingen zur Donau (HUTTENLOCHER 1972). Die Landschaftseinheit der Baar leitet von den Schwarzwaldhochflächen zur Schwäbischen Alb über (NEEF 1981). Am Pegel Kirchen-Hausen tritt das Donautal in das Kalksteinplateau der Schwäbischen Alb ein. Das Einzugsgebiet bis zum Pegel Beuron hat den Charakter einer welligen Hochfläche und ist durch starke Verkarstung geprägt. Ein großer Teil des gebildeten Grundwassers fließt wie auch das im Bereich der Donauversinkung infiltrierende Oberflächenwasser über das Karstsystem dem Rheineinzugsgebiet zu (HÖTZL & HUBER 1972). Unterhalb der Donauversinkung durchbricht die Donau in einem 200 m tiefen mäandrierenden Engtal die Albfläche und tritt unterhalb von Sigmaringen in das Riedlinger Becken ein (HUTTENLOCHER 1972). Das Teileinzugsgebiet bis zum Pegel Hundersingen ist durch zwei naturräumliche Haupteinheiten geprägt. Im Norden setzen sich die Hochflächen der Schwäbischen Alb bis zur östlichen Einzugsgebietsgrenze fort. Die von Süden und Südosten der Donau zuströmenden Zuflüsse entspringen im Oberschwäbischen Hügelland und durchqueren die Altmöränenlandschaft der Donau-Ablach-Platten.

Aufgrund der Flächengröße und der Vielfältigkeit der Naturräume weist das Gesamteinzugsgebiet große Reliefunterschiede auf. Während bis zum Pegel Hammereisenbach/ Breg im Bereich des Südöstlichen Schwarzwaldes noch durchschnittlich 11° Hangneigung erreicht werden, betragen die mittleren Hangneigungen der donauabwärts gelegenen Teileinzugsgebiete nur noch 6 bis 7 °. Die höchsten Erhebungen befinden sich mit 1130 m ü. NN (Günterfelsen) im Südöstlichen Schwarzwald und an der Hauptschichtstufe der Schwäbischen Alb (Albtrauf) mit 1015 m ü. NN (Lemberg). Der maximale Höhenunterschied im Gesamtgebiet beträgt ca. 585 m.

Bis zum Pegel Rottweil erreicht das *Einzugsgebiet des Neckars* eine Fläche von 455 km². Das Quellgebiet des Neckars liegt im Schwemminger Moor auf der Hochfläche der Baar. Der Quellbach verläuft unterhalb der Keuperstufe und tritt in die sich nördlich anschließende Ebene der oberen Gäue ein. Hier fließen ihm von der Ostabdachung des Schwarzwaldes die Eschach und aus dem Vorland der Schwäbischen Alb die Prim zu. Am östlichen Rand des Gebiets bildet der Albtrauf mit dem Lemberg als höchste Erhebung die Einzugsgebietsgrenze (1015 m. ü. NN). Im Westen wird das Gebiet durch die Anhöhen des Mittleren Schwarzwaldes begrenzt. Die südliche und nördliche Einzugsgebietsgrenze ist dagegen topographisch kaum sichtbar. Da der Hauptteil des Einzugsgebiets durch die Hochflächen der Baar und der oberen Gäue eingenommen wird, weist es mit einer mittleren Hangneigung von 4° und einem maximalen Höhenunterschied von 448 m vergleichsweise geringe Reliefunterschiede auf.

Das 1479 km² große *Einzugsgebiet der Enz* und ihrer Nebenflüsse Eyach, Nagold und Würm liegt zum größten Teil im nördlichen Schwarzwald. Die Landschaft des Untersuchungsgebiets lässt sich in drei Haupteinheiten gliedern. Im Westen bilden die bis zu 150 m tief eingeschnittenen Täler der Enz und ihrer Nebenbäche, die den mittleren Buntsandstein in einzelne Rücken zerschnitten haben, die Landschaftseinheit der Enzhöhen. Dieses Gebiet fällt von der im Südwesten des Einzugsgebiets gelegenen Hohloh (984 m ü. NN) nach Nordosten hin auf 300 - 400 m ü. NN ab. Der Hauptteil des Gebiets wird durch den

Naturraum der Schwarzwald-Randplatten eingenommen, die durch die Nagold und ihre Zuflüsse zerschnitten sind. Vom Quellbereich der Nagold mit 820 bis 880 m ü. NN sinkt das Gebiet auf 300 m ü. NN nach Norden hin ab. Eine weitere Landschaftseinheit bildet der Osten des Untersuchungsgebiets im Ober- und Mittellauf der Würm, der zum größten Teil durch eine typische Muschelkalklandschaft mit Dolinen und abflusslosen Senken geprägt wird. Die höchsten Erhebungen erreichen dort 550 m ü. NN und nehmen bis zum Eintritt der Würm in den Buntsandstein bis auf 400 m ü. NN ab.

Das 272 km² große *Einzugsgebiet der Seefelder Aach* und seiner Zuflüsse Salemer Aach und Deggenhauser Aach liegt eingebettet in die Jungmoränenlandschaften des Oberschwäbischen Hügellandes und des Bodenseebeckens. Die hügelige Landschaft wird durch zwei NW-SO verlaufende Erhebungen im Nordwesten (mit 729 m ü. NN) und Nordosten des Gebietes (837 m ü. NN) durchzogen. Durch die glaziale Überformung des Gebiets hat sich ein sehr dichtes Gewässernetz mit häufigen Richtungsänderungen und ein unregelmäßiges Relief mit einem Wechsel von eng eingeschnittenen Tälern und flachen Becken herausgebildet. Obwohl die mittlere Hangneigung nur 5° beträgt, kommen im Extremfall Hangneigungen von bis zu 34° vor. Der maximale Höhenunterschied bis zum Pegel Uhldingen beträgt ca. 435 m.

Die Zuflüsse entspringen im Bereich des Endmoränenwalles der Würmeiszeit. Aus ihrem Quellgebiet in einer flachen Senke innerhalb des Jungmoränenwalles kommend, durchquert die Salemer Aach das Groß-Schönacher Becken, schlängelt sich mäandrierend durch den inneren Endmoränenwall und ergießt sich in das flache Salem-Frickinger Becken. Die Deggenhauser Aach entspringt ebenfalls innerhalb des Endmoränenwalls in einem tief eingekerbten Tal und strebt über das Deggenhauser Becken und die ‚Urnauer Rinne' dem Zusammenfluss mit der Salemer Aach am Südende des Salem-Frickinger Beckens zu. Die Seefelder Aach fließt dann in einem engen und gewundenen Tal zuerst in südlicher, dann in westlicher Richtung dem Bodensee ZU (GEWÄSSERDIREKTION DONAU/BODENSEE 1999).

3.2.1.2 Hydroklimatische Verhältnisse

Die Prozesse des Stofftransports sind über den Wasserhaushalt und die Abflussbildung eng mit den hydroklimatischen Verhältnissen gekoppelt (s.a. Kap. 2.1.3.3). Die wichtigsten meteorologischen Einflussgrößen sind Niederschlag und Temperatur. Für die Mobilisierbarkeit von Stoffen ist insbesondere auch die Saisonalität dieser Klimaparameter von Bedeutung. In Abb. 3.3 ist das langjährige Jahresmittel des Niederschlags (der Zeitreihe 1961-1990) in den Untersuchungsgebieten dargestellt. Die Werte wurden aus den Niederschlagstageswerten des nach dem sog. BONIE-Verfahren (Bodenniederschlag-Verfahren, REICH 1998) interpolierten Niederschlagsrasters des DWD (DWD 1999) berechnet. Sie werden auch zur Berechnung der flächendifferenzierten Wasserbilanz herangezogen (s.a. Kap. 5.1.1.1.3).

Alle Untersuchungsgebiete liegen im Grenzbereich zwischen dem ozeanischen und kontinentalen Klima. Das ozeanische Klima ist ganzjährig geprägt durch die zyklonale Westwinddrift mit einem mäßigen Jahresgang der Temperatur und ganzjährig zyklonalen Niederschlägen. Im Bereich des kontinentalen Klimas herrschen starke saisonale Temperaturschwankungen mit kalten Wintern und heißen Sommern vor. Das Niederschlagsmaximum liegt hier im Sommer.

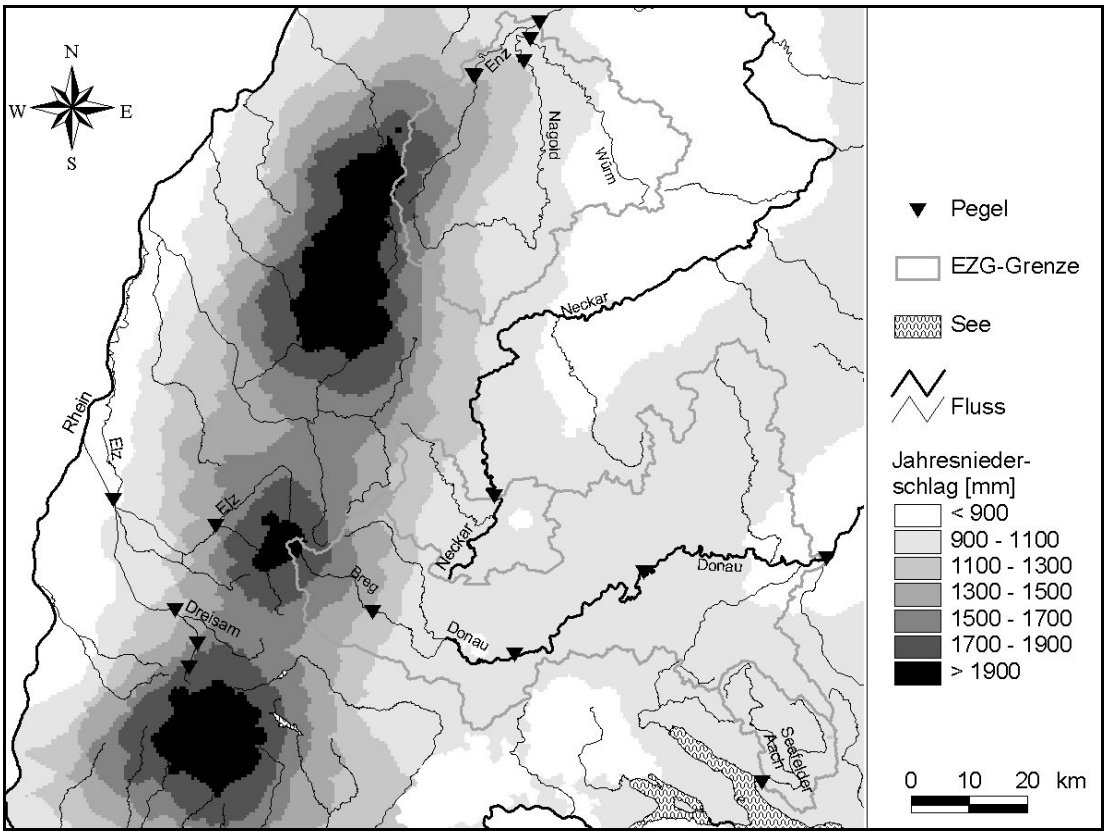


Abb. 3.3 Interpolierte Werte des langjährigen Jahresniederschlags, berechnet aus den Tageswerten (1961-1990) des DWD-Niederschlagsrasters (Quelle: DWD 1999, LFU)

Das Klima der Untersuchungsgebiete ist dem subatlantischen Übergangstyp zuzuordnen, in welchem das ozeanische Klima dominiert. Der Einbruch kontinentaler Luftmassen kann jedoch im Winter zu Kälteeinbrüchen, im Sommer zu langanhaltenden Trockenperioden führen.

Das Relief modifiziert in erheblichem Maße die makroklimatischen Verhältnisse (HUTTENLOCHER 1972). Die quer zur Hauptanströmrichtung liegenden Höhenzüge verursachen deutliche Luv- und Lee-Effekte, welche die Niederschlagsverteilung stark prägen. Die ergiebigsten Niederschläge treten bei zyklonalen Westlagen auf. Entsprechend erhalten die nach Westen exponierten Höhenlagen die höchsten Niederschläge. Maximale Niederschläge erhalten in den Höhenlagen des Schwarzwalds die Bereiche des Feldbergs (> 2100 mm), des Roßecks (1900 mm bis 2000 mm) sowie der Bereich des Schliffkopfs (> 2000 mm). Weitere durch topographische Hindernisse bedingte Maxima liegen im Bereich des Albtraufs (1000 bis 1200 mm) und im Bereich des zum Allgäu hin ansteigenden Jungmoränenlandes (1000 bis 1200 mm). Die im jeweiligen Lee der Vogesen, des Scharzwaldes und der Schwäbischen Alb liegenden Bereiche des Oberrheingrabens, der Gäulandlandschaften und des Donautales stellen mit Niederschlagshöhen von 600 bis 1000 mm relative Trockenräume dar.

Die Temperaturverteilung im Untersuchungsgebiet wird maßgeblich durch die großen Höhenunterschiede geprägt. In den Hochlagen des Schwarzwalds wird eine Jahresmittel-

temperatur unter 8° C erreicht, während in den Niederungen von Rheintal, Neckarbecken und Bodensee Werte von 9 bis 10° C erreicht werden. Jahresmittel der Temperatur und die mittleren Jahressummen der Niederschläge in den Untersuchungsgebieten sind in Tab. A.1 (Anhang) enthalten.

3.2.1.3 Hydrogeologie

Die Untersuchungsgebiete decken einen großen Teil der in Baden-Württemberg vorkommenden geologischen Einheiten ab (Abb. 3.4). Auf eine Erläuterung der geologischen Entwicklung (bspw. GEYER & GWINNER 1991) wird hier verzichtet. Die geologischen Verhältnisse sind für den Stoffhaushalt insbesondere im Hinblick auf die Beschaffenheit des Ausgangssubstrates der Böden und auf die Durchlässigkeiten von Bedeutung. In Abb. 3.5 sind die Durchlässigkeitsklassen der hydrogeologischen Einheiten nach LGRB (1998), in Tab. A.2 (Anhang) die zugehörigen K_f-Klassen dargestellt.

Das Einzugsgebiet der Elz lässt sich hydrogeologisch in drei Haupteinheiten gliedern. Zwei Drittel des Einzugsgebiets werden dem Grundgebirgsschwarzwald zugeordnet. Aufgrund des geringen Poren- und Kluftvolumens ist das Speichervermögen des kristallinen Grundgebirges gering, so dass es im Grundgebirge zu keinen größeren Grundwasseransammlungen kommt. Der natürliche Wassertransport ist weitgehend an das Vorhandensein von geologischen Diskontinuitäten gebunden und hauptsächlich für die Bildung von Basisabfluss verantwortlich (UHLENBROOK 1999). Über dem Felsuntergrund aus Gneisen, Anatexiten und Graniten liegen Verwitterungsdecken, Moränenbildungen und Hangschuttdecken mit Mächtigkeiten von bis zu 10 m (STAHR 1979). Diese stellen die Hauptumsatzräume für das eingetragene Niederschlagswasser dar und sind deshalb von entscheidender Bedeutung für den Wasserhaushalt und die Abflussbildungsprozesse. Aufgrund der unterschiedlichen Korngrößenzusammensetzung sind die Durchlässigkeiten der Hangschuttaquifere sehr variabel (SAUTER 1967).

Die zweite hydrogeologische Einheit bilden die überwiegend quartären Lockergesteinsaquifere im Oberrheingraben, Zartener Becken und Elztal. Die jüngeren, gut durchlässigen, würmeiszeitlichen Gneis-Schotter bilden mächtige Grundwasserkörper. Aufgrund der großen Grundwasserflurabstände (3 bis 20 m) wird der Bodenwasserhaushalt in diesen Gebieten kaum beeinflusst. Die aus den Schwarzwald zuströmenden Fließgewässer infiltrieren aufgrund der hohen Durchlässigkeiten in die Aquifere. Nur im Bereich enger Talquerschnitte können sich zeitweise exfiltrierende Verhältnisse einstellen. Nach Westen hin gehen die Schwarzwaldschotter in die aus alpinen Material bestehenden Rheinschotter über. Der mächtige Hauptaquifer des Rheintales ist stark von der Dynamik der Wasserführung des Rheins beeinflusst (ALBERS 1998).

Eine weitere hydrogeologische Einheit bilden die Gebiete mit Lössüberdeckung (Vorbergzone, Tuniberg, Nimberg, Kaiserstuhl), welche durch sehr geringe Durchlässigkeiten gekennzeichnet sind. Auf den mesozoischen und tertiären Schichten bzw. tertiären Magmatiten wurden im Pleistozän teilweise bis zu 150 m mächtige Lössdecken abgelagert. Aufgrund der hohen Wasserspeicherkapazität der Lössüberdeckung ist die Grundwasserneubildung nur sehr gering.

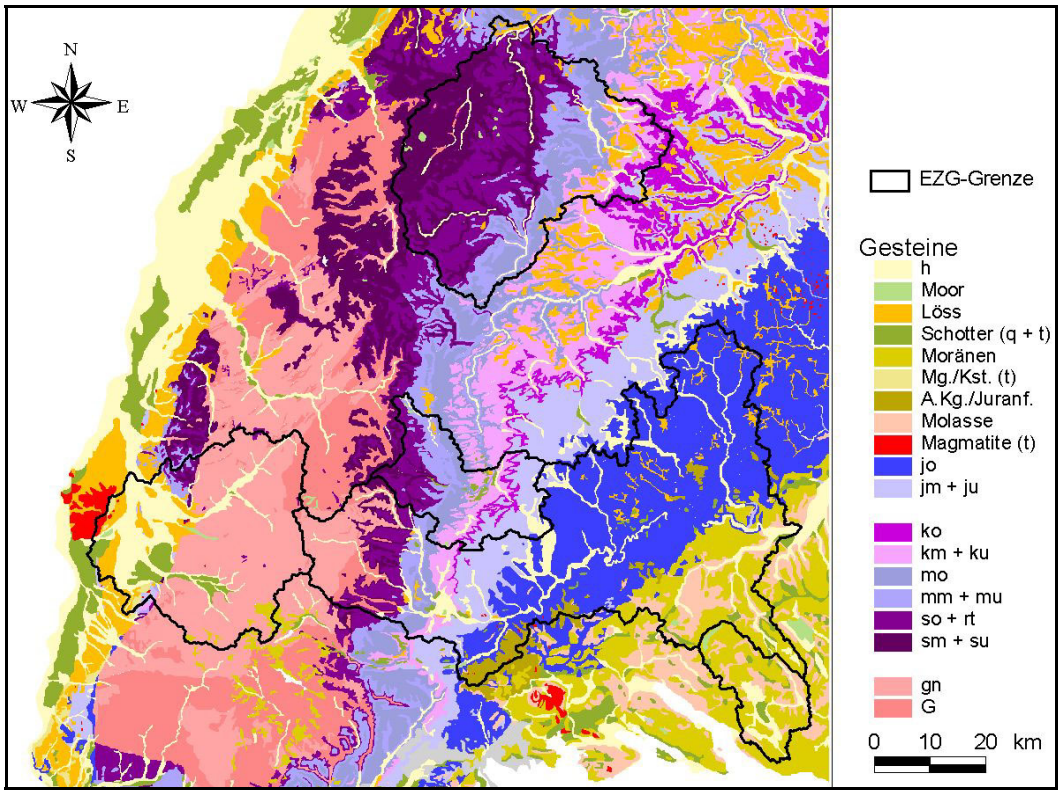


Abb. 3.4 Geologische Einheiten in den Untersuchungsgebieten (Quelle: LGRB 1999, Erläuterungen der geologischen Einheiten s. Tab. A.2)

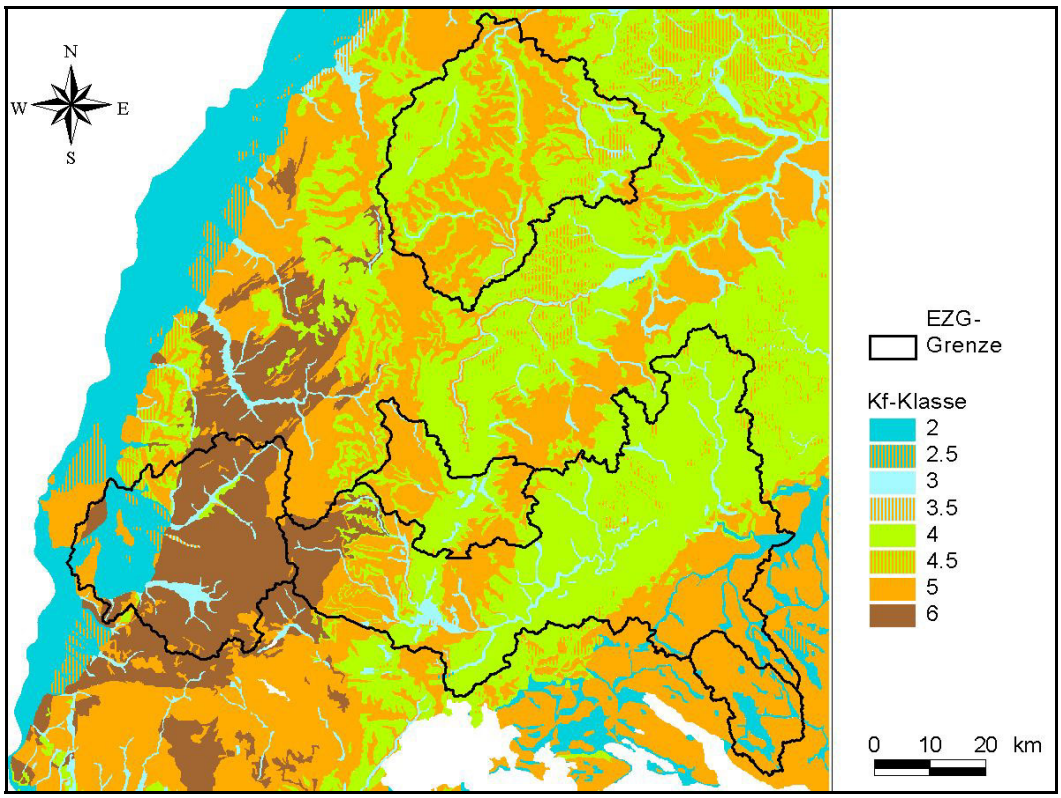


Abb. 3.5 Durchlässigkeitsklassen der geologischen Einheiten in den Untersuchungsgebieten (Quelle: LGRB 1998, Erläuterung der K_f-Klassen s. Tab. A.2)

Die Untersuchungsgebiete der Donau, des Neckars und der Enz liegen im Bereich der südwestdeutschen Schichtstufenlandschaft. Ausgehend vom Kristallin des Grundgebirgsschwarzwalds bildet der Hauptbuntsandstein (mittlerer Buntsandstein) die erste Schichtstufe. Im Bereich des Einzugsgebiets der Enz ist dieser bis zu 400 m mächtig und bildet die höchsten Erhebungen, die das westlich davon freigelegte Grundgebirge um bis zu 250 m überragen (HUTTENLOCHER 1972). In den tief eingeschnittenen Flusstälern wurde der Buntsandstein mancherorts bis auf das Grundgebirge ausgeräumt. Unterer und mittlerer Buntsandstein zeichnen sich durch eine hohe Wasserleitfähigkeit aus und bilden mächtige Festgesteinsaquifere. Im Bereich der Untersuchungsgebiete Donau und Neckar sind die Schichten des unteren und mittleren Buntsandsteins von geringer Mächtigkeit und wurden größtenteils abgetragen. Eine ausgeprägte Stufe des mittleren Buntsandsteins fehlt deshalb in diesen Bereichen. Der obere Buntsandstein und die Rottöne bilden Hochflächen, die von den Vorflutern der Schwarzwaldostabdachung (bspw. Nagold, Brigach, Breg) zerschnitten werden. Östlich schließen sich die als Gäuplatten bezeichneten Muschelkalkflächen an. In der sich an den Buntsandstein östlich anschließende Muschelkalklandschaft hebt sich der obere Muschelkalk (Hauptmuschelkalk) als Hauptstufenbildner morphologisch heraus. Durch die Auslaugung der Salzlager des mittleren Muschelkalks sind die Schichtstufen des oberen Muschelkalks sehr unregelmäßig ausgebildet (GEYER & GWINNER 1991). Die Schichten zwischen oberem Buntsandstein und mittlerem Muschelkalk zeichnen sich durch eine geringe Wasserleitfähigkeit aus, der obere Muschelkalk stellt dagegen aufgrund seines Karstsystems einen Grundwasserleiter dar. Die verkarsteten Muschelkalkgebiete werden auch als Heckengäue bezeichnet. Aufgrund der Verkarstung konnte sich hier nur ein schwach ausgeprägtes Talsystem entwickeln. In den nach Osten hin anschließenden ebenen Korngäuplatten wird der Hauptmuschelkalk allmählich von der nur geringmächtigen Decke des unteren Keupers (Lettenkeuper) und teilweise von ausgedehnten Lössdecken überzogen (HUTTENLOCHER 1972).

An die Verebnungen der Korngäuplatten schließen sich im Osten die Keuperberge des mittleren und oberen Keupers als weitere Schichtstufe an. Die Keuperberge (Glemswald und Schönbuch) bilden im Südwesten des Enzgebiets (Teileinzugsgebiet der Würm) die Einzuggebietsgrenze. In Bereich der Baar ist diese Schichtstufe dagegen nicht ausgebildet. Hier gehen die Gäuplatten aus Hauptmuschelkalk und Lettenkeuper ohne markanten Übergang in die Schichtflächen des Albvorlands über. Östlich des trichterförmigen Eintritts in die widerständigen Malmschichten der Schwäbischen Alb wurden aufgrund des Stauеffekts ausgedehnte quartäre Aufschüttungen gebildet, die als Lockergesteinsaquifere dienen (GEYER & GWINNER 1991). Die als Albvorland bezeichneten Flächen des unteren und mittleren Jura (Lias und Dogger) zeichnen sich durch eine geringe Wasserleitfähigkeit aus. Die Kalke des oberen Jura (Malm) bilden als letzte Stufe des Schichtstufenlandes die Schwäbische Alb. Sie dacht sich in Richtung des Schichtfallens allmählich zur Donau hin ab, wo die Juraschichten ohne scharfen Landschaftswechsel unter die tertiären und pleistozänen Sedimente des oberschwäbischen Alpenvorlandes abtauchen (HANLE 1989). Das bis zu 400 m mächtige Schichtpaket des Malm stellt aufgrund seiner starken Verkarstung einen Grundwasserleiter dar. Das durch das unterirdische Röhren- und Kluftsystem abgeführte Grundwasser tritt nur dort wieder zutage wo der unterirdische Karstwasserhorizont von Tälern angeschnitten wird. Aufgrund des starken Abfallens der Juraschichten in Richtung Südwesten tritt ein großer Teil des im Teileinzugsgebiet der Donau

bis Beuron gebildeten Grundwassers erst wieder in der Aachquelle zutage und geht somit an das Rheineinzugsgebiet verloren (HUTTENLOCHER 1972, HÖTZL & HUBER 1988).

Südwestlich der schwäbischen Alb werden im Bereich des Altmoränenlandes die Molassesedimente von weitausgedehnten Moränenwällen und Schotterflächen überlagert (HUTTENLOCHER 1972). Sowohl die Moränen als auch die tertiären Sedimente besitzen aufgrund ihrer unregelmäßigen Lagerung und der hohen Tonanteile eine überwiegend geringe Wasserdurchlässigkeit. Die pleistozänen und holozänen Schotterflächen im Bereich der größeren Flusstäler (Donau, Ablach) stellen dagegen Lockergesteinsaquifere dar.

Das Einzugsgebiet der Seefelder Aach sowie der südliche Rand des Einzugsgebiets des Donauzuflusses Ablach gehören zum Bereich des Oberschwäbischen Hügellandes. In diesen Gebieten werden die Molassesedimente von den Moränen und Schottern der Würmeiszeit überdeckt. Moränensedimente und Molasse zeichnen sich auch hier durch geringe Wasserdurchlässigkeit aus. Besonders die aus Tonmergel und Feinsand bestehende obere Süßwassermolasse wirkt als Grundwasserstauer. An den Hängen, wo diese angeschnitten wird, finden sich deshalb vielfach Quellen (EICHINGER 1992). Die Bereiche der quartären Schotter und der holozänen Aufschüttungen sind dagegen gut wasserdurchlässig. Im Bereich des Salem-Frickinger-Beckens bilden diese einen mächtigen Lockergesteinsaquifer (HYDRO-DATA 1992).

3.2.1.4 Pedologie

Die Beschaffenheit der Böden ist entscheidend für deren Wasser- und Stoffhaushalt und stellt neben den hydrogeologischen und topographischen Verhältnissen einen wichtigen geogenen Einflussfaktor für den Stoffhaushalt im Einzugsgebiet dar (s. Kap. 2.1.3.2.). In den Untersuchungsgebieten kommen aufgrund der hohen Variabilität der klimatischen und topographischen Bedingungen sowie des Ausgangsgesteins eine Vielzahl verschiedener Bodentypen vor. Von besonderer Relevanz für das Bodenwasserregime ist die Wasserspeicherkapazität der Böden. In Abb. 3.6 sind als Maß für die Speicherkapazität die mittleren Werte der Feldkapazität bezogen auf 1 m Bodensäule (FK_{10dm}) für die Untersuchungsgebiete dargestellt. Die mittleren Werte wurden aus den Spannweiten der in der BÜK 200 (GLA 1994) aufgeführten Klassen der Feldkapazität berechnet. Sie stellen deshalb ein Schätzmaß dar, das von den Gegebenheiten an Einzelstandorten mehr oder weniger stark abweichen kann.

In den Flussniederungen und Terrassenflächen im Oberrheingebiet haben sich überwiegend Braunerden, Braune Auenböden, Braunerde-Gleye und Gleye mit geringer bis mittlerer Wasserspeicherkapazität entwickelt. Die mit Löss überdeckten Gebiete (Vorberge, Tuniberg, Nimberg, Kaiserstuhl) entwickelten dagegen Parabraunerden, Pararhendzinen und Rhendzinen und zeichnen sich durch sehr hohe Wasserspeicherkapazitäten aus.

In den Gebieten des Grundgebirges lassen sich drei höhenbedingte Stufen ausgliedern. Auf den Hängen und Hochflächen zwischen 500 bis 800 m sind auf den periglazialen Deckschichten typische Braunerden weit verbreitet. In stärker vernässten Hangnischen bildeten sich Hanggleye aus. In den Tälern dieser Höhenstufe überwiegen mit Hanggleyen und Anmooren Böden, die durch hoch anstehendes Grundwasser geprägt sind. Auf Kuppen und Hochflächen zwischen 800 bis 1100 m finden sich unter naturnaher Waldvegetation und landwirtschaftlichen Nutzflächen Mull-Braunerden.

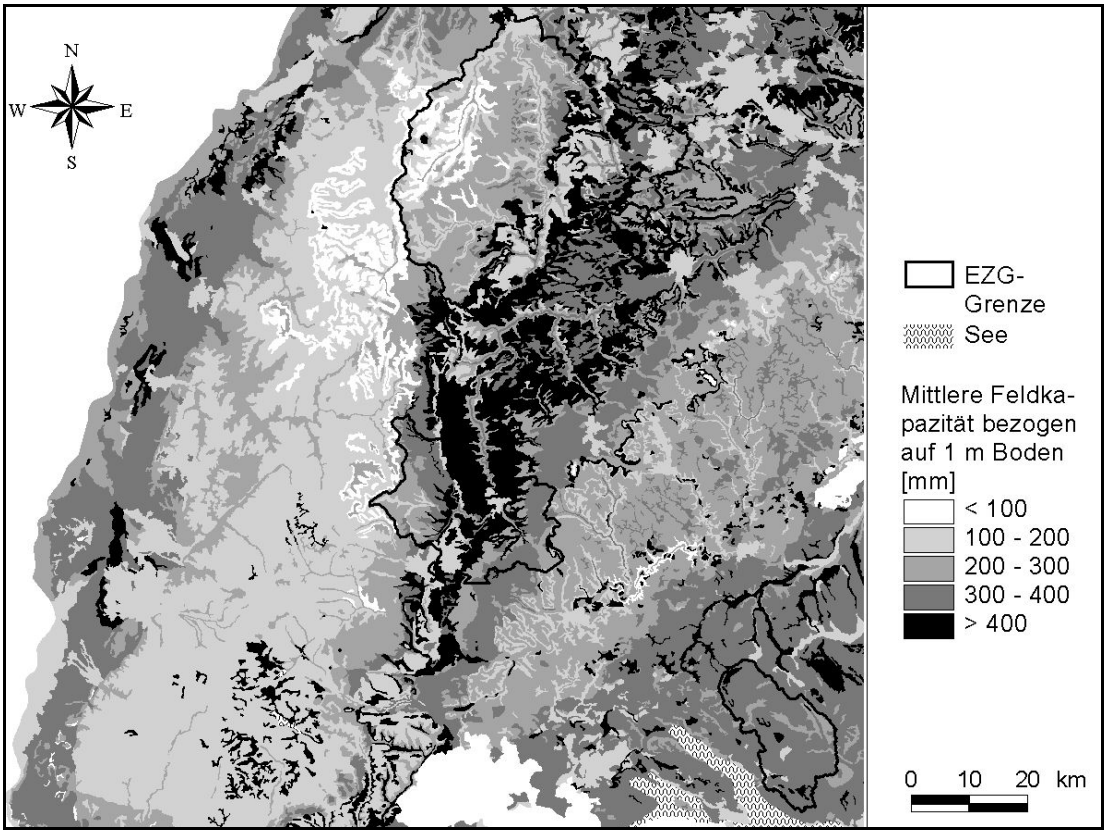


Abb. 3.6 Mittlere Feldkapazität bezogen auf 1 m Bodensäule in den Untersuchungsgebieten (Quelle: GLA 1994)

In Senken und auf größeren Verebnungsflächen herrschen Böden mit Stauwassereinfluss (Stagnogleye, in größeren Vernässungsflächen z.T. Torf-Stagnogleye, Waldmoore und Hochmoore) vor. Im ehemaligen Glazialgebiet der hochmontanen Zone zwischen 1100 und 1500 m kommen vorwiegend Moder-Braunerden und Humus-Braunerden, in Erosionslagen vorwiegend Syroseme vor. Auf basenarmen Endmoränen-, Terrassen-, und Sanderablagerungen sind vollentwickelte typische Podsole anzutreffen. In dieser Zone sind hydromorphe Böden wie Gleye, Moore und Hochmoorböden vor allem auf den Grundmoränenablagerunge sehr häufig anzutreffen. Die Böden des kristallinen Grundgebirges sind überwiegend sehr gut durchlässig und besitzen daher mittlere bis niedrige Wasserspeicherkapazitäten. Die oben beschriebenen hydromorphen Böden zeichnen sich durch stark wechselnde Speicherkapazitäten aus.

In den Firstbereichen und auf den steilen Hängen des unteren und mittleren Buntsandsteins im Einzugsgebiet der Enz sowie der Donauzuflüsse haben sich aufgrund der Basenarmut aus Sandsteinschutt größtenteils nährstoffarme Podsole, Stagnogleye und Hanggleye entwickelt. Die Wasserspeicherkapazität dieser Böden ist in der Regel sehr niedrig. Auf den Hochflächen im Bereich der Enzhöhen kam es mancherorts zur Hochmoorbildung mit der damit verbundenen Entwicklung von Stauwasserböden (Stagnogley) (GLA 1994).

Dagegen verwittern die tonigen Sandsteine des oberen Buntsandsteins der Schwarzwald-Randplatten und der Ostabdachung des Südöstlichen Schwarzwalds in Abhängigkeit des Reliefs zu qualitativ sehr unterschiedlichen Böden. Es tritt dort vorwiegend Braunerde auf, die häufig podsolig oder vergleyt ist. In kleinen Bereichen zeigen sich auch aus umgelagertem Lösslehm entstandene Parabraunerden. In Verebnungen und Mulden des oberen Buntsandsteins kommt es zur Bildung von Pseudogley. Nach Osten hin zeigen sich an den Hängen und in den Mulden im Bereich der Rottöne Pelosol-Braunerden (GLA 1994). Die Böden im Bereich des oberen Buntsandsteins und der Rottöne besitzen überwiegend mittlere Wasserspeicherkapazitäten.

Die kuppigen Plateaus des oberen Muschelkalks weisen Rendzinen und Braunerde-Rendzinen auf, die sich aus dem Kalksteinzersatz entwickelten; im unteren und mittleren Muschelkalk kam es zur Bildung von Pararendzinen. In der an die Muschelkalkstufe anschließende Terrasse zeigt sich ein Bodenmosaik aus Braunerde, Pelosol, Rendzina, Parabraunerde, Pseudogley, Kolluvium und Gley. Des Weiteren finden sich im Bereich der oberen Gäue auch Parabraunerden aus Löss. Die lehmigen, meist fruchtbaren Böden im Bereich des Muschelkalks und des Lettenkeupers zeichnen sich durch mittlere bis hohe Wasserspeicherkapazitäten aus.

Im Bereich der Keuperstufe (mitteler und oberer Keuper) herrschen Braunerde-Pelosol, Pelosol und Pelosol-Braunerde aus überwiegend sandig-lehmigem Umlagerungsmaterial vor. Die Speicherkapazität wechselt in Abhängigkeit vom Ausgangssubstrat sehr stark. Auf den Lias- und Doggerplatten des Albvorlands finden sich Braunerde-Pelosol, Pelosol, Pseudogley-Pelosol sowie untergeordnet auch Braunerden und Pararendzinen. Diese überwiegend aus tonigem Ausgangssubstrat hervorgegangenen Böden besitzen eine mittlere bis hohe Speicherkapazität. Aus den Kalksteinen des weißen Jura bildeten sich überwiegend Rhendzinen und Braunerde-Rhendzinen. Untergeordnet (verstärkt im Hegau) finden sich auch Terra-Fusca-Rhendzinen, Braunerden und Terra-Fusca-Braunerden.

Auf den alluvialen Anschwemmungen der Talauen haben sich im gesamten Bereich des Buntsandsteins und der Schichtstufenlandschaft aus Auensand und Auenlehm braune Auenböden und Auengleye mit überwiegend mittlerer Wasserspeicherkapazität entwickelt.

Im Alpenvorland entstanden aus dem Moränenmaterial und den Molassesedimenten überwiegend Parabraunerden, Pseudogley-Parabraunerden sowie Pararhendzinen mit mittleren bis hohen Feldkapazitäten. In den Flusstälern herrschen Niedermoor, kalkhaltiger brauner Auenboden sowie Anmoorgleye mit hohen Wasserspeicherkapazitäten vor. Im Bereich des Jungmoränenlandes kommen vielfach auch Hochmoor, Gley, und Anmoorgley vor.

3.2.1.5 Landnutzung

In den Untersuchungsgebieten haben sich in Abhängigkeit der topographischen, klimatischen und pedologischen Verhältnisse sehr unterschiedliche Landnutzungsstrukturen herausgebildet (Abb. 3.7).

Die Flussniederungen und Terrassenflächen im Oberrheinischen Tiefland sowie im Zartener Becken sind stark von landwirtschaftlichen Flächen mit einem hohen Anteil von Markfruchtanbau (Getreide, Mais) und Sonderkulturen (Gemüse, Obstanbau) geprägt (MOHR 1997). In den Gebieten mit Lössüberdeckung (Kaiserstuhl, Tuniberg, Nimberg,

Vorberge) wird auf großen Flächenanteilen Weinbau betrieben. Der Siedlungsanteil ist in diesen Gebieten insbesondere im Bereich der Stadt Freiburg verhältnismäßig hoch. Zwischen den landwirtschaftlich genutzten Gebieten und den Siedlungsflächen finden sich größere Laubwaldgebiete.

Die Landnutzung im Bereich des Schwarzwaldes wird überwiegend von Wald und Grünland bestimmt. Die steileren Hangbereiche sind zum größten Teil von Wald bedeckt, wobei der Nadelwaldanteil mit der Höhe zunimmt. In den Tälern und auf den Hochflächen mit geringerer Hangneigung nimmt neben den Waldgebieten die Grünlandwirtschaft einen größeren Anteil ein. Die Bereiche des unteren und mittleren Buntsandsteins auf der Schwarzwaldostabdachung werden aufgrund ihrer ungünstigen Standortbedingungen fast ausschließlich von Waldflächen eingenommen. Bedingt durch die günstigeren Bodeneigenschaften auf den Hochflächen des oberen Buntsandsteins und der Rottöne nimmt dort der Grünlandanteil wieder zu (HUTTENLOCHER 1992). Größere Siedlungen finden sich hier vorwiegend in den Flusstälern .

Im Bereich der Baar und der oberen Gäue zeigt sich mit einem hohen Anteil an landwirtschaftlicher Nutzfläche eine gegenüber den Schwarzwaldgebieten grundlegend verschiedene Landnutzungsstruktur.

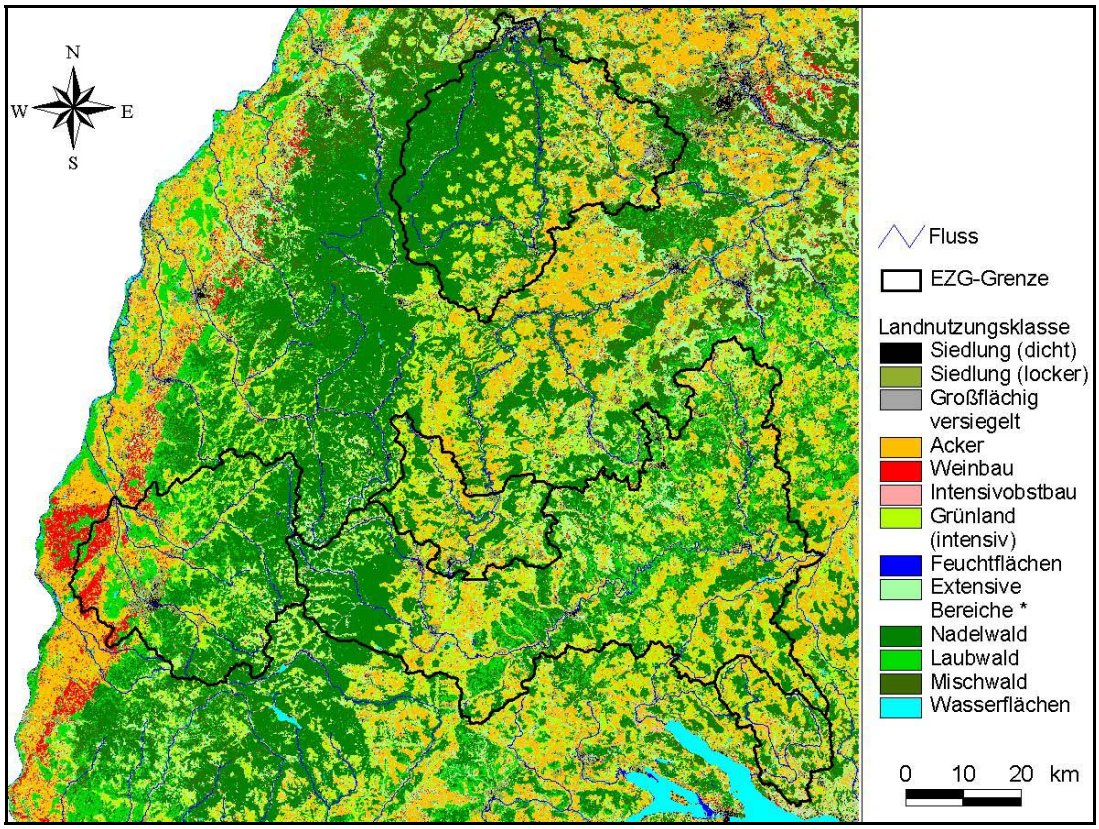


Abb. 3.7 **Landnutzung in den Untersuchungsgebieten** (Klassen nach LVA, * Summe aus den Klassen Grünland (extensiv), Brache (bewachsen), Brache (unbewachsen), Locker baumbestandene Bereiche; Quelle: LVA, LFU)

Auf den Flächen des unteren und mittleren Muschelkalks (Heckengäu) nimmt intensive Grünlandwirtschaft den überwiegenden Anteil der Flächen ein, während auf den kalkhaltigen und lehmigen Böden des oberen Muschelkalks und des Lettenkeupers (Korngäu) der Ackerbau vorherrscht. In den Einzugsgebieten Pforzheim/Würm und Rottweil/Neckar werden verhältnismäßig große Flächenanteile (13 % und 7 %) von Siedlungsflächen eingenommen. Die Keuperstufe wird dagegen wiederum vorwiegend von Waldflächen eingenommen. Auf den sich anschließenden Platten des braunen und schwarzen Jura wird zu gleichen Anteilen Grünlandwirtschaft und Ackerbau betrieben.

Auf der Schwäbischen Alb werden nur geringe Flächenanteile durch Siedlungsflächen eingenommen. Es herrscht im Bereich der Hochflächen Grünlandwirtschaft vor, die Kuppen im Bereich des Albtraufs sind dagegen überwiegend von Laubwäldern bedeckt. Ackerbau wird in den Tälern und Karsthohlformen (Trockentäler) betrieben. Nach Südwesten hin nimmt der Ackeranteil im Bereich der Flächenalb zu. In den Talauen wird überwiegend Grünlandwirtschaft betrieben.

Das Alpenvorland ist generell durch eine vergleichsweise intensive landwirtschaftliche Nutzung gekennzeichnet. Im Bereich der Schotterflächen und Niederungen des Altmoränenlandschaft der Donau-Ablach-Platten wird überwiegend Marktfruchtanbau betrieben, während in der Jungmoränenlandschaft des Oberschwäbischen Hügellandes die Grünlandwirtschaft überwiegt. In diesem Bereich finden sich insbesondere in den Talflanken (bspw. in der Schlucht der Salemer Aach und im Tal der Deggenhausener Aach) auch größere Waldflächen. Im Bereich des südlichen Teils des Einzugsgebiets der Seefelder Aach, welcher bereits zur Landschaftseinheit des Bodenseebeckens gehört, wird in den flachen Talbereichen (z.B. Salem-Frickinger Becken, Tal der Seefelder Aach) intensive landwirtschaftliche Nutzung mit einem hohen Anteil an Sonderkulturen (Obstanbau, Hopfen, Wein) betrieben. Die steileren Hangbereiche sind wiederum von Wald bedeckt (GEWÄSSERDIREKTION DONAU/BODENSEE 1999).

3.2.1.6 Hydrologie

Zur Untersuchung des Abflussverhaltens in den Untersuchungsgebieten werden die gewässerkundlichen Hauptzahlen, Abflussspenden (Tab. 3.2) und das Parde-Regime (Abb. 3.8) der Untersuchungspegel herangezogen. Die Hauptzahlen beziehen sich (mit Ausnahme von *MHQ* und *HHQ*) auf die Zeitreihe der mittleren Tagesabflüsse 1961-1990.

Die Abflussbedingungen in den Untersuchungsgebieten werden sehr deutlich durch die unterschiedlichen klimatischen, topographischen und geologischen Verhältnisse bestimmt, In den Untersuchungsgebieten des Schwarzwalds sind die Abflussspenden aufgrund der hohen Niederschläge am höchsten. Anhand der Abflussbeiwerte lässt sich demonstrieren, dass in den Einzugsgebieten des Grundgebirgsschwarzwalds aufgrund der geringen Durchlässigkeiten des Kristallins und des starken Gefälles der Anteil des zum Abfluss kommenden Niederschlags am höchsten ist. In den durch den gut durchlässigen Buntsandstein geprägten Einzugsgebieten sind die Abflussbeiwerte etwas geringer. Im Bereich des Neckarbeckens und der unteren Donauteilgebiete bewirken die deutlich niedrigeren Niederschlagsmengen einerseits und die durch die Karstphänomene bedingten Abflussverluste anderseits noch geringere Abflussspenden.

Tab. 3.2 Gewässerkundliche Hauptzahlen und Abflussspenden der Pegel der Untersuchungsgebiete (Quelle: Mittlere Tagesabflüsse der LFU, LFU 1999)

Pegel	Gewässer	*NNQ*	*MNQ*	*MQ*	*MHQ*	*HHQ*	*Jahr HHQ*	*Mq*
		m³/s	m³/s	m³/s	m³/s	m³/s		mm
St. Wilhelm	St.Wilh. Talbach	0,08	0,13	0,67	6,18	11,6	1991	1397,9
Oberried	Brugga	0,20	0,35	1,53	13,74	33,6	1944	1202,8
Ebnet	Dreisam	0,02	0,45	5,84	57,47	155,3	1991	715,6
Gutach	Elz	0,64	1,29	8,95	100,19	268,3	1991	935,3
Riegel-Addition*	Elz	1,70	3,56	21,60	190,33	510,0	1898	621,6
Hammereisenbach	Breg	0,44	0,80	5,03	62,95	186,0	1990	973,1
Kirchen-Hausen	Donau	1,32	2,38	13,32	142,03	359,2	1990	556,2
Beuron	Donau	0,27	0,73	12,75	160,18	431,6	1990	308,0
Hundersingen	Donau	0,08	5,29	26,46	196,03	491,6	1990	317,2
Uhldingen	Seefelder Aach	0,22	1,04	3,24	28,89	57,9	1968	377,9
Rottweil	Neckar	0,45	0,96	5,16	98,14	233,3	1953	358,8
Rotenbach	Eyach	0,27	0,47	1,29	15,10	46,5	1951	775,9
Hoefen	Enz	0,91	1,56	4,59	45,98	172,3	1993	662,2
Unterreichenbach	Nagold	1,49	2,34	8,76	97,03	284,5	1990	392,8
Pforzheim	Würm	0,51	1,19	3,25	30,00	79,2	1983	246,4
Pforzheim	Enz	3,55	5,30	18,35	171,72	554,2	1993	392,5

* *MHQ, HHQ* berechnet aus Werten für Riegel/Leopoldskanal + Ableitung alte Elz (9 m³/s)

Die niedrigsten Abflüsse werden in allen untersuchten Einzugsgebieten aufgrund der erhöhten Verdunstung in den Sommermonaten August und September erreicht. Das Maximum der Abflussmengen liegt bei allen Untersuchungspegeln des Schwarzwaldbereichs (Elz-Zuflüsse, Breg, Eyach, Enz) im April mit einem zweiten kleineren Maximum im Dezember. Diese Abflussregimes sind dem nivo-pluvialen Typ zuzuordnen. In den restlichen Einzugsgebieten liegen die Maxima in den Monaten Februar und März mit mehr oder weniger ausgeprägten sekundären Maxima im Dezember (Ausnahme Würm). Sie sind daher dem pluvialen Regime-Typ zuzuordnen.

Das Frühjahrsmaximum des Abflusses wird vorwiegend durch die Schneeschmelze bestimmt, welche in Abhängigkeit von der Höhenlage der Gebiete zwischen Februar und April einsetzt. Die sekundären Dezembermaxima können auf regelmäßig Ende Dezember auftretende Warmlufteinbrüche mit zyklonalen Wetterlagen zurückgeführt werden. Die Niedrigwasserperiode im August und September ist durch niedrige Niederschlagsmengen bei gleichzeitig hoher potentieller Verdunstung bedingt. In den Teileinzugsgebieten der Donau zeigt sich der Einfluss der nivo-pluvialen Regime der Schwarzwaldzuflüsse auf die stromabwärts gelegenen Pegel. Das Aprilmaximum des Pegels Hammereisenbach/Breg lässt sich bis zum Pegel Donau/Hundersingen verfolgen. Am Pegel Beuron/Donau ist das starke Absinken der Koeffizienten in den Sommermonaten auf die Donauversinkung zurückzuführen, die sich in der Niedrigwasserzeit am stärksten bemerkbar macht.

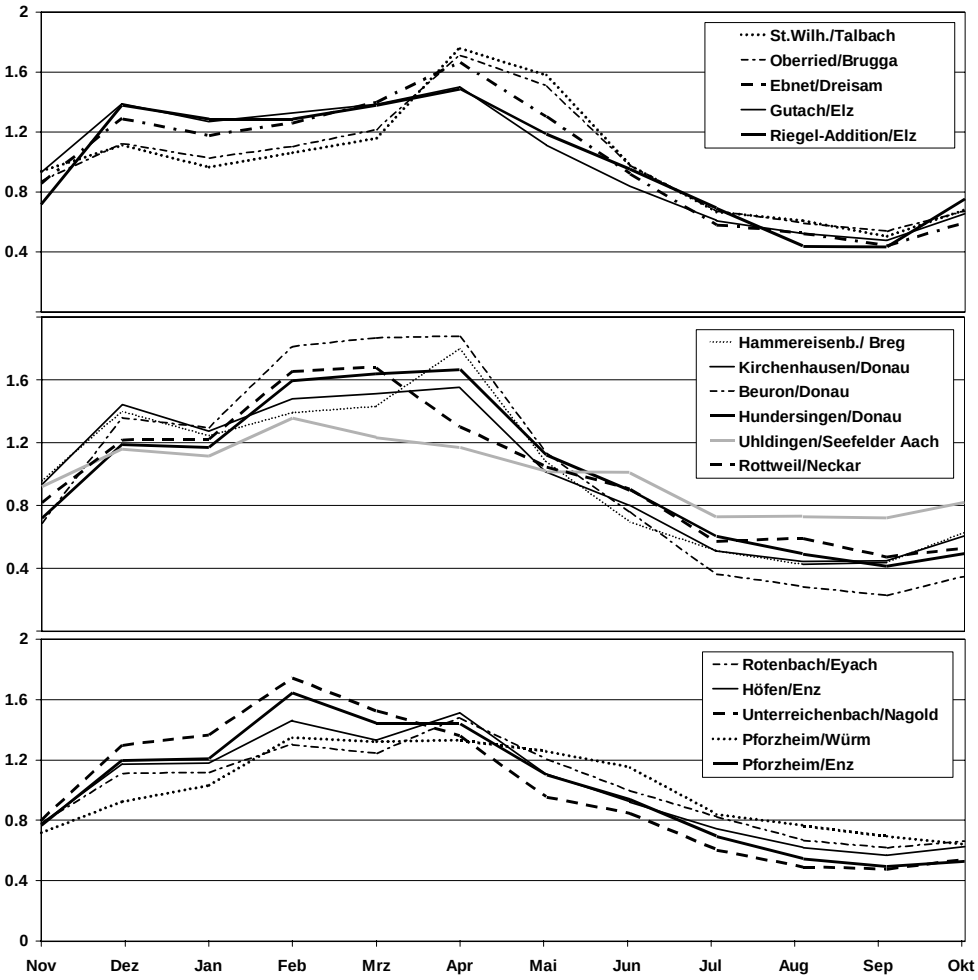


Abb. 3.8 Parde-Regime der Untersuchungsgebiete (Quelle: Mittlere Tagesabflüsse der LFU)

Durch die Abflussregimes wird deutlich, dass für die Stoffauswaschung die abflussreichen Wintermonate besonders bedeutsam sind. Die Gefahr der Stickstoffauswaschung besteht insbesondere in den Monaten Dezember, März und April wenn der Vorrat an mobilisierbarem Stickstoff (durch Düngung und Mineralisierung von organischem Material) groß, und die Wasserspeicherkapazitäten der Böden weit überschritten werden. In den Sommermonaten spielt dagegen die Abspülung von Feststoffen und Phospaten durch Starkniederschlagsereignisse eine größere Rolle.

3.2.2 Bewertung des anthropogenen Einflusses

Im Bewertungsverfahren *Hydrologische Güte* stellt der Bewertungsblock *Beschaffenheit des Einzugsgebiets* neben den Teilen *Abflussdynamik* und *Stoffhaushalt- und Stoffdynamik* einen wichtigen Baustein der Bewertung dar. In diesem Bewertungsblock wird aufgrund der in der Einzugsgebietsanalyse gewonnenen Daten eine „a priori“ Bewertung potentieller Ursachen von Belastungen vorgenommen. Da diese Bewertungsergebnisse auch hin-

sichtlich des Stoffhaushalts und der Wasserqualität relevant sind, werden die Methodik und die Ergebnisse im Folgenden kurz vorgestellt. Eine detailliertere Beschreibung und Herleitung der Methodik wird in HILDEBRAND (in Vorb.) gegeben.

Der Bewertungsblock *Beschaffenheit des Einzugsgebiets* besteht aus den beiden Parametergruppen *Naturnähe des Einzugsgebiets* und *Beanspruchung des Wasserhaushalts*. In den Bewertungsblock können entsprechend der Datenlage weitere Parameter aufgenommen werden. Um eine vergleichbare Bewertung für alle Testeinzugsgebiete vornehmen zu können, wurden jedoch zunächst nur je zwei Parameter aufgenommen, zu deren Quantifizierung flächendeckend Daten in digitaler Form zur Verfügung standen.

3.2.2.1 Naturnähe des Einzugsgebiets

Im der Parametergruppe *Naturnähe des Einzugsgebiets* werden die beiden Parameter *Landnutzungsverteilung* und *Bevölkerungsdichte* zusammengefasst. Diese Parameter beschreiben den allgemeinen Nutzungsdruck in den Einzugsgebieten.

Der Natürlichkeitsgrad der Landnutzung im Einzugsgebiet wird in Anlehnung an MAUCH (1992) anhand der prozentualen Anteile der Landnutzungsklassen und der ihnen zugeordneten Natürlichkeitsklassen (*NK*) berechnet (Tab. 3.3).

Tab. 3.3 Natürlichkeitsklassen der Landnutzungsklassen (unter Verwendung von MAUCH 1992)

Landnutzungsklasse	Hydro-ökologische Eigenschaften	*NK*
Wald	ausgleichende Wirkung auf den Wasserhaushalt, geringer Nährstoffaustrag	1
Feuchtflächen	ökologisch wertvoll, Nährstoffrückhalt	1
Wasserflächen	ökologisch wertvoll, Nährstoffrückhalt	1
Grünland, Streuobstflächen, Kleingärten	z.T. ökologisch wertvoll, meist hohe Sickerraten, Nährstoffaustrag möglich	2
Ackerflächen (mit und ohne Entwässerung)	Nährstoffaustrag, Erosion, Abflussbeschleunigung möglich	3
Sonderkulturen (Weinbauflächen, Intensivobstbau)	Nährstoffaustrag, erhöhter Pestizideinsatz, Erosion, Abflussbeschleunigung möglich	4
Brache (bewachsen oder unbewachsen)	Abflussbeschleunigung durch Bodenverdichtung möglich, erhöhter Nähr- und Schadstoffaustrag möglich	3
Siedlung (dicht und locker, großflächige Versiegelung)	Abflussbeschleunigung, erhöhte Schadstoff- und Zehrstofffracht	7

Der Parameter Bevölkerungsdichte *(BD*) wird aus der in Kap. 3.2 beschriebenen Umrechnung gewonnenen Anzahl der Einwohner (*EW*) im Einzugsgebiet und der Einzugsgebietsfläche gewonnen. Die Zuordnung zu den Natürlichkeitsklassen wird nach Tab. 3.4 vorgenommen.

Tab. 3.4 Natürlichkeitsklassen der Bevölkerungsdichte

Bevölkerungsdichte [EW/km²]	0-50	51-100	101-250	251-500	501-750	751-1000	>1000
Natürlichkeitsklasse	1	2	3	4	5	6	7

Die Klasse 1 wird den Einzugsgebieten zugewiesen, welche eine besonders dünne Besiedlung aufweisen (z.B. kleinere Einzugsgebiete im Schwarzwald). Ab einem Wert von 50 EW/km² wird davon ausgegangen, dass eine wenn auch geringfügige Beeinflussung der Gewässer vorliegt. In Baden-Württemberg weisen ländliche Gebiete meist eine Bevölkerungsdichte unter 100 EW/km² auf. Der Wert 100 EW/km² wird deshalb als Obergrenze der Natürlichkeitsklasse 2 angesetzt. Die weitere Aufteilung orientiert sich nach den in Baden-Württemberg vorhandenen Maxima der Bevölkerungsdichte. In den Großstädten Baden-Württembergs wird in der Regel ein Wert größer als 1000 EW/km² (bezogen auf die Gemarkungsfläche) erreicht. Der Wert 1000 wird daher als Untergrenze der Natürlichkeitsklasse 7 angesetzt und bezeichnet ein komplett urban beeinflusstes Einzugsgebiet.

3.2.2.2 Beanspruchung des Wasserhaushalts

Anhand statistischer Daten zur anthropogenen Wassernutzung und den im Einzugsgebiet vorhandenen Stauhaltungen wird eine Bewertung der *Beanspruchung des Wasserhaushalts* vorgenommen. Der hierfür verwendeten Parameter *Intensität der Wassernutzung* und *Intensität der Stauhaltungen* werden nach der folgenden Methodik quantifiziert:

Die *Intensität des Wassernutzung* kann mittels eines Vergleichs der bewirtschafteten Wassermengen zu Größen des Wasserhaushaltes vorgenommen werden. Die bewirtschafteten Wassermengen werden zunächst auf die Fläche umgerechnet. Als Bezugsgröße des Wasserhaushalts wird die Niedrigwasserkenngröße des *MN30q* (langjähriger Mittelwert des spezifischen Abflusses, der an 30 zusammenhängenden Tagen des Jahres unterschritten wird) herangezogen, da der Einfluss von Siedlungswasser sowohl quantitativ als auch qualitativ vorwiegend während Niedrigwasserzeiten messbar ist. Durch die Verwendung des *MN30q* anstatt des *Mq* als Bezugsgröße wird auch das hydrologische Regime des Einzugsgebiets in die Bewertung miteinbezogen.

Zunächst werden die Größen Abwasser, Leitungsverluste und Wassergewinnung als prozentualer Anteil des *MN30q* berechnet. Aus diesen Werten wird dann die Hilfsgröße der Siedlungswasserbilanz (*SWB*) nach der Gleichung 3.1 berechnet:

$$SWB = AW + LV - WG \tag{3.1}$$

SWB Siedlungswasserbilanz im Einzugsgebiet [% *MN30q*]
AW Abwasser im Einzugsgebiet [% *MN30q*]
LV Leitungsverlust im Einzugsgebiet [% *MN30q*]
WG Wassergewinnung im Einzugsgebiet [% *MN30q*]

Die Größen *AW* und *LV* repräsentieren die aus dem Siedlungswasserbereich in den Wasserkreislauf zurückgeführten Wassermengen. In dieser Wassermenge ist vielfach auch ein mehr oder weniger großer Anteil an Fremdwasser enthalten. Positive Werte der Sied-

lungswasserbilanz können als Zufuhr, negative als Abführung von Wasser in das bzw. aus dem Einzugsgebiet interpretiert werden. Neben der Abweichung von einer ausgeglichenen Siedlungswasserbilanz wird als weitere Größe die beeinflusste Menge im Wasserkreislauf des Einzugsgebiets nach Gleichung 3.2 berechnet.

$$BW = WG \qquad (SWB > 0)$$

$$BW = AW + LV \qquad (SWB \leq 0) \qquad (3.2)$$

BW Beeinflusste Menge im Wasserkreislauf [% *MN30q*]

Eine Zufuhr von bewirtschafteten Wassermengen als Fremdwasser in die Einzugsgebiete soll in der Bewertung stärker berücksichtigt werden, da diese Wassermengen in der Regel qualitativ beeinträchtigt sind. Positive Abweichungen von einer ausgeglichenen Siedlungswasserbilanz werden deshalb gegenüber negativen Abweichungen sowie dem im Wasserkreislauf des Einzugsgebiets verbleibenden Bewirtschaftungsmengen doppelt gewertet. Der Parameter Intensität der Wassernutzung (*IWN*) wird daher nach Gleichung 3.3 berechnet:

$$IWN = (2 * SWB) + BW \qquad (SWB > 0)$$

$$IWN = \text{Betrag}\,(SWB) + BW \qquad (SWB \leq 0) \qquad (3.3)$$

Die Natürlichkeit der Intensität der Wassernutzung wird entsprechend Tab. 3.5 bewertet. Bei einer Intensität der Wassernutzung von < 5 % kann auch in Niedrigwasserzeiten eine quantitative oder qualitative Beeinträchtigung der Gewässer ausgeschlossen werden. In Einzugsgebieten, die einen Wert größer 40 erreichen, sind während der Niedrigwasserzeit deutliche bis starke Beeinträchtigungen zu erwarten.

Tab. 3.5 Natürlichkeitsklassen der Intensität der Wassernutzung

***IWN* [%*MN30q*]**	0-5	>5-10	>10-20	>20-40	>40-80	>80-160	>160
Natürlichkeits-klasse	1	2	3	4	5	6	7

Neben der Beeinträchtigung durch die anthropogene Wassernutzung kann eine Beeinträchtigung der Gewässer (insbesondere der Abflussdynamik) durch Stauhaltungen verursacht werden. Aufgrund der vorhandenen Datengrundlage kann ein Parameter *Intensität der Stauhaltungen* quantifiziert werden, welcher potentielle Beeinträchtigungen der Abflussdynamik durch im Einzugsgebiet vorhandene Stauhaltungen beschreibt. Zur Quantifizierung dieses Parameters wird das jeweilige Gesamtstauvolumen (*GV*) der im Einzugsgebiet vorhandenen Stauhaltungen auf den MQ_{Jahr} normiert. Je nach ihrer Art wird jeder Stauhaltung ein Bewirtschaftungsfaktor (*BF*) zugewiesen:

Trockenbecken: *BF* =1
Speicherbecken (überwiegend gestaut): *BF* = 2
Speicherbecken im Dauerstaubetrieb: *BF* = 3

BF_i Bewirtschaftungsfaktor der Stauhaltung i [-]

Für jede Stauhaltung wird nach Gleichung 3.4 ein Stauindex (*SI*) berechnet und nachfolgend für das Einzugsgebiet zur Intensität der Stauhaltung (*ISH*) aufsummiert:

$$SI_i = (GV_i / MQ_{Jahr}) * BF_i \quad (3.4)$$

$$ISH = \sum_i^n SI \quad (3.5)$$

SI_i Stau-Index der Stauhaltung i [-]
GV_i Gesamtstauvolumen der Stauhaltung i [m³]
MQ_{Jahr} Mittlerer Jahresabfluss [m³]
ISH Intensität der Stauhaltung im Einzugsgebiet [-]

Eine Bewertung der Intensität der Stauhaltung wird nach der in Tab. 3.6 angegebenen Einteilung vorgenommen.

Tab. 3.6 Natürlichkeitsklassen der Intensität der Stauhaltung

***ISH* [ ]**	0 – 0,5	>0,5 - 1	>1 - 2	>2 - 4	>4 - 8	>8 –16	>16
Natürlichkeits-klasse	1	2	3	4	5	6	7

In Einzugsgebieten, die einen Wert von 0,5 unterschreiten, sind keine Stauhaltungen oder nur Stauhaltungen mit vernachlässigbar kleiner Wirkung auf die Gesamtabflussmenge (vorwiegend Trockenbecken zum Hochwasserschutz) vorhanden. In Einzugsgebieten, die einen Wert von 4 überschreiten, ist ein deutlicher Einfluss der Stauhaltungen zu erwarten. In diese Kategorie fällt bspw. das stark von Dauerstauhaltungen betroffene Einzugsgebiet der Jagst am Pegel Dörzbach. Höhere Werte werden in den untersuchten Einzugsgebieten nicht erreicht, können aber in Einzugsgebieten mit großen Talsperren (bspw. im Einzugsgebiet der Drance in der Schweiz) erreicht werden (Hildebrand, in Vorb.).

3.2.2.3 Ergebnis

Die Parameterwerte der Parametergruppen *Naturnähe des Einzugsgebiets* und *Beanspruchung des Wasserhaushalts* wurden entsprechend Tab. 3.7 zu einer Gesamtbewertung der *Beschaffenheit des Einzuggebiets* aggregiert. Das Ergebnis der Gesamtbewertung in den Untersuchungsgebieten ist in Abb. 3.9 kartographisch dargestellt. Die hier dargestellten Natürlichkeitsklassen können als plausibler Vergleichswert für das Ausmaß der anthropogenen Einflüsse im Einzugsgebiet angesehen werden. In den Ergebnissen spiegelt sich am stärksten der Einfluss der Bevölkerungsdichte und der Intensität der Wassernutzungen wider. Aufgrund der höheren Bevölkerungsdichte und der Fremdwasserversorgung werden den Einzugsgebieten im Neckarraum vergleichsweise naturferne Klassen zugewiesen.

Aus den in Tab. 3.7 aufgeführten Natürlichkeitsklassen der Landnutzung und der Bevölkerungsdichte wird deutlich, dass die Parametergruppe *Naturnähe des Einzugsgebiets* maßgeblich durch die Ausprägung des Parameters Bevölkerungsdichte bestimmt wird. Aufgrund ihrer überwiegend ländlichen Prägung erreichen bei der Bewertung der Landnutzungsstruktur fast alle Einzugsgebiete mindestens die Natürlichkeitsklasse 2. Nur das stärker urban geprägte Einzugsgebiet der Würm fällt in die Klasse 3. Die dünn besiedelten

und hauptsächlich von Wald bedeckten Schwarzwaldeinzugsgebiete werden mit der Klasse 1 bewertet. Im Hinblick auf den a priori anzunehmenden Einfluss der landwirtschaftlichen Nutzung auf den Nährstoffhaushalt fällt das Ergebnis der Bewertung etwas zu positiv aus. Dies könnte bei der Bewertung zukünftig durch eine Veränderung der der Klasse Ackerland zugeordneten Natürlichkeitsklasse verbessert werden.

Tab. 3.7 Bewertungsmatrix der Beschaffenheit des Einzugsgebietes

Pegel / Gewässer	**NK der Land-nut-zung**	***BD***	**NK der *BD***	**NK Natür-lichkeit EZG**	***IWN***	**NK der *IWN***	***ISH***	**NK der *ISH***	**NK Bean-spru-chung EZG**	**NK Be-schaffen-heit des EZG**
	-	EW / km²	-	**-**	% *MN30q*	**-**	-	-	-	-
St. Wilhelm/ St.Wilh. Talbach	1	28,34	1	**1**	2,23	1	0,00	1	**1**	**1**
Oberried/Brugga	1	43,50	1	**1**	2,31	1	0,00	1	**1**	**1**
Ebnet/Dreisam	2	152,13	3	**3**	7,65	2	0,00	1	**2**	**3**
Gutach/Elz	1	70,04	2	**2**	3,63	1	0,04	1	**1**	**2**
Riegel/Addition	2	394,39	4	**4**	12,74	3	0,03	1	**3**	**4**
Hammereisen-bach/Breg	2	85,70	2	**2**	3,52	1	0,00	1	**1**	**2**
Kirchenhausen/ Donau	2	183,64	3	**3**	11,92	3	0,32	1	**3**	**3**
Beuron/Donau	2	173,66	3	**3**	8,83	2	0,35	1	**2**	**3**
Hundersingen/ Donau	2	152,07	3	**3**	7,90	2	0,20	1	**2**	**3**
Uhldingen/ Seefelder Aach	2	162,64	3	**3**	5,33	2	0,61	2	**2**	**3**
Rottweil/Neckar	2	302,52	4	**4**	13,07	3	0,32	1	**3**	**4**
Rotenbach/ Eyach	1	46,54	1	**1**	5,01	2	0,00	1	**2**	**2**
Höfen/Enz	1	78,74	2	**2**	7,13	2	0,00	1	**2**	**2**
Unterreichen-bach/Nagold	2	175,91	3	**3**	11,05	3	1,80	3	**3**	**3**
Pforzheim/Würm	3	533,73	5	**5**	60,63	5	0,81	2	**5**	**5**
Pforzheim/Enz	2	338,91	4	**4**	25,09	4	0,98	2	**4**	**4**

NK = Natürlichkeitsklasse, BD = Bevölkerungsdichte, EZG = Einzugsgebiet, IWN = Intensität der Wassernutzung, ISH = Intensität der Stauhaltung

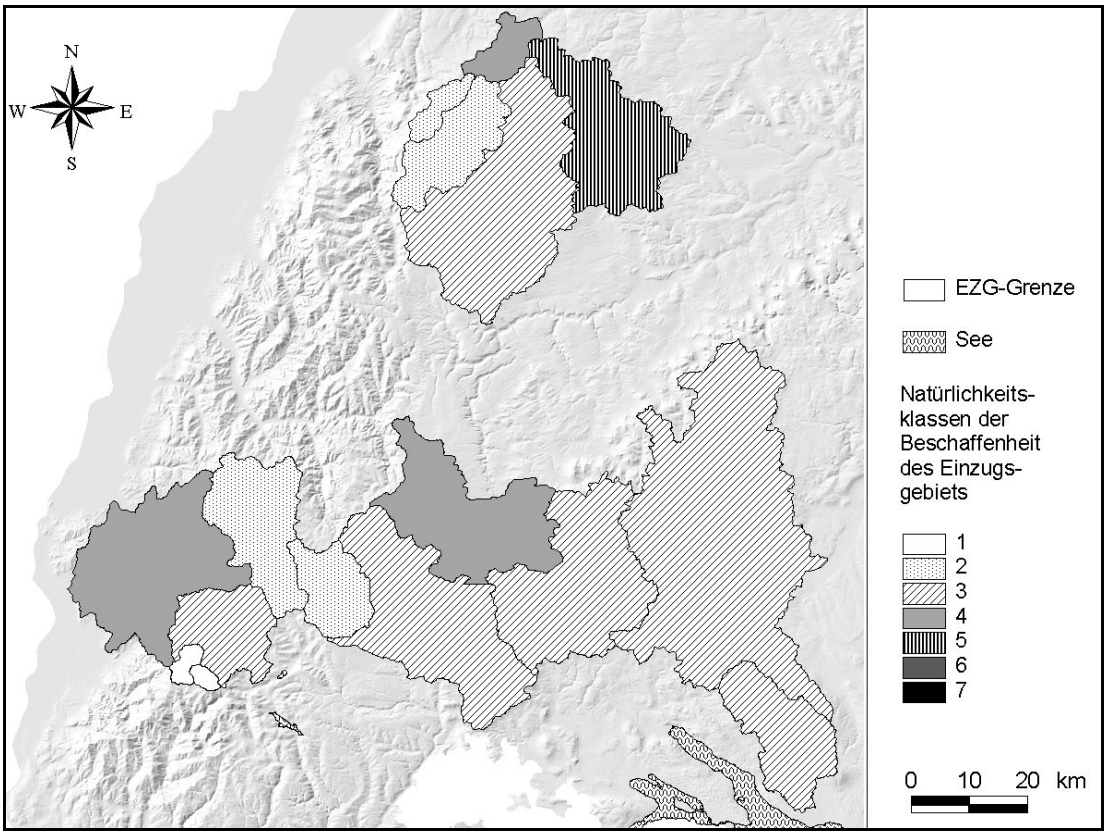


Abb. 3.9 Bewertung der Beschaffenheit des Einzugsgebiets

3.3 Bewertung der Abflussdynamik

Neben der in den vorangegangenen Kapiteln vorgestellten Bewertung der *Beschaffenheit des Einzugsgebiets* und dem in dieser Arbeit ausführlich behandelten Block *Stoffhaushalt und Stoffdynamik* ist die Bewertung der *Abflussdynamik* ein zentraler Bestandteil der „Hydrologischen Güte“. Ziel des Blocks *Abflussdynamik* ist die Identifizierung anthropogen bedingter hydrologischer Änderungen im Einzugsgebiet anhand des zeitlichen Verhaltens der Abflussganglinie. Der dieser Herangehensweise zugrunde liegende sogenannte Konvergenzansatz besagt, dass am Gebietsauslass die gesamte Information über hydrologische Prozesse im Einzugsgebiet in der zeitlichen Varianz einer einzigen Größe (der Abflussganglinie) integriert ist (LEIBUNDGUT 1984, LEIBUNDGUT & HILDEBRAND 1999). In HILDEBRAND (in Vorb.) werden der theoretische Hintergrund, die Methodik und die Ergebnisse des Bewertungsblocks *Abflussdynamik* in ausführlicher Weise dargestellt. Da in Kap. 7.1 in der Gesamtschau der Ergebnisse des Bewertungsverfahrens „Hydrologische Güte“ die Bewertung der Abflussdynamik enthalten ist, wird im folgenden Kapitel ein kurzer Abriss über Methodik und Ergebnisse gegeben.

3.3.1 Methodik

Aufgrund ihrer ökologischen Bedeutung für den Lebensraum Fließgewässer werden für den Bewertungsteil *Abflussdynamik* die Parameter der Indicators of Hydrologic Alteration (IHA, RICHTER et al. 1996) verwendet. Die Parameter (Monatsmittel des Abflusses und Regimeparameter, hydrologische Extreme, Anzahl und Dauer der Extreme, Saisonalität, Rate der hydrographischen Änderungen) werden aus der Abflussganglinie für eine Untersuchungsperiode und eine nicht oder weniger beeinflusste Referenzperiode ermittelt. Die hydrologische Veränderung wird aus Lage- und Streuungsmaßen anhand des sog. Range of Variability Approach (RVA, RICHTER et al. 1997) nach Gleichung 3.6 berechnet:

$$RVA = \frac{\left(nU_{(inT\,\mathrm{arg}\,et)} / nU_{(gesamt)}\right) - \left(nR_{(inT\,\mathrm{arg}\,et)} / nR_{(gesamt)}\right)}{nR_{(inT\,\mathrm{arg}\,et)} / nR_{(gesamt)}} \tag{3.6}$$

RVA	RVA-Wert [-]
$nU_{(inTarget)}$	Anzahl der Jahre der Untersuchungsperiode mit IHAAusprägungen innerhalb des Targets (Bereich zwischen 20- und 80-Perzentil der Referenzperiode) [-]
$nU_{(gesamt)}$	Anzahl aller Jahre der Untersuchungsperiode [-]
$nR_{(inTarget)}$	Anzahl der Jahre der Referenzperiode mit IHA-Ausprägungen innerhalb des Targets (Bereich zwischen 20- und 80-Perzentil der Referenzperiode) [-]
$nR_{(gesamt)}$	Anzahl aller Jahre der Referenzperiode [-]

Mit Hilfe eines neu entwickelten Werkzeugs werden die RVA-Werte für jedes mögliche Trennjahr der Zeitreihe berechnet und deren Gang grafisch dargestellt. Gleichzeitig werden die IHA-Zeitreihen mit gleitendem Median und gleitenden Perzentilgrenzen visualisiert und neben die RVA-Ganglinien gestellt (Abb. 3.10). Dies ermöglicht eine zeitliche Identifikation schlagartig oder graduell aufgetretener Veränderungen und eine Überprüfung der Plausibilität von angezeigten Änderungen. In das Verfahren wurden zusätzlich Trendanalysen eingebunden, da die Ausprägung der RVA-Werte häufig durch Trends beeinflusst wird. Um den Einfluss klimatischer Veränderungen auf die Abflussdynamik zu identifizieren, wurde die IHA/RVA-Methodik und die Trendanalyse auch auf die Tageswerte der Gebietsniederschläge angewendet.

Die Ergebnisse wurden für alle untersuchten Einzugsgebiete in einer Gesamtschau visualisiert. Dadurch werden regionale Muster erkennbar, die es ermöglichen, die Ergebnisse der Analysen für die einzelnen Einzugsgebiete im räumlichen Zusammenhang zu beurteilten. Für die untersuchten Einzugsgebiete wurden die Jahreswasserbilanzen berechnet und die Entwicklung der einzelnen Größen der Wasserbilanz im untersuchten Zeitraum analysiert. Für Einzugsgebiete, deren Veränderungen der Abflussdynamik nicht auf klimatische Ursachen zurückführbar waren, wurden weitere Untersuchungen zum Nachweis der Ursache der hydrologischen Veränderung durchgeführt.

3.3.2 Ergebnis

In Abb. 3.10 ist beispielhaft eine Visualisierung der Abflussdynamik am Pegel Pforzheim/Würm dargestellt. Die durch negative RVA-Werte angezeigte Veränderung des

IHA-Parameters *MN30Q* ist sowohl durch eine Zunahme der zwischenjährlichen Variabilität als auch durch eine Verschiebung des Lagemaßes bedingt. Da für die Zunahme im Niedrigwasser keine klimatischen Ursachen ausgemacht werden konnten, wird von anthropogenen Veränderungen im Einzugsgebiet ausgegangen. Als Ursache der Veränderung konnte eine während Niedrigwasserzeiten besonders hervortretende Fremdwasserbeeinflussung im Einzugsgebiet nachgewiesen werden (s.a. LFU 1985). Die maximale negative Ausprägung des RVA-Werts identifiziert folglich eine anthropogen bedingte Änderung im Einzugsgebiet und führt zu einer Einstufung in eine naturferne Güteklasse (Klasse 7). Aufgrund der starken Zunahme der Besiedlung in den 1960er-Jahren und dem damit zusammenhängenden Ausbau von Fremdwasserversorgung und Abwasserentsorgung fällt auch das Maximum der Veränderung des Abflusses in diesen Zeitraum.

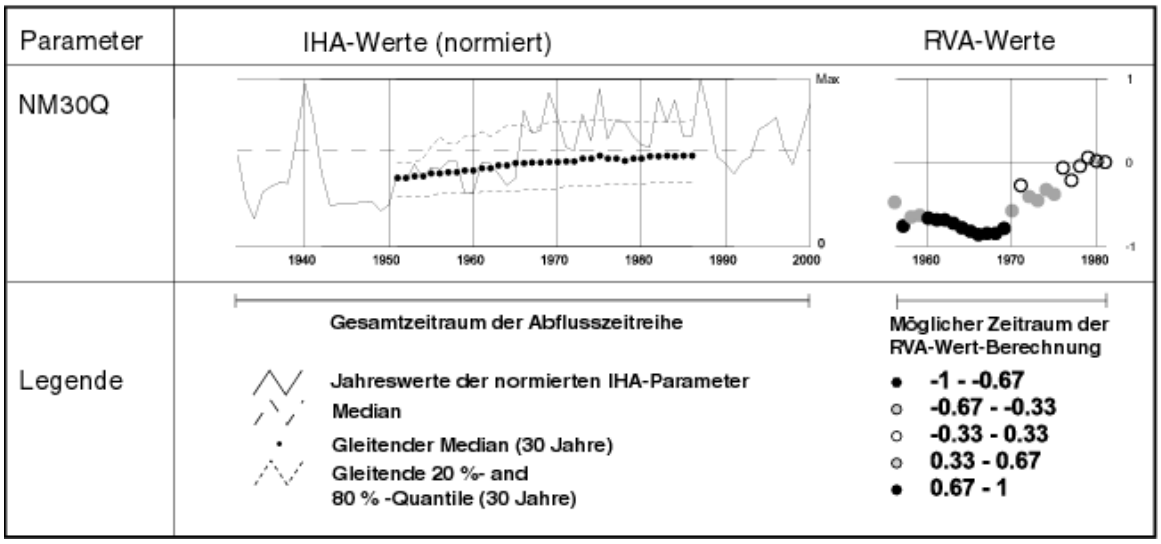


Abb. 3.10 Veränderung der Abflussdynamik am Beispiel des IHA-Parameters NM30Q am Pegel Pforzheim/Würm.

In analoger Vorgehensweise wurde für alle Parameter der Abflussdynamik in den Untersuchungsgebieten eine Identifikation anthropogener Veränderungen sowie eine Bewertung der einzelnen Parameter, der Parametergruppen und anschließend des gesamten Bewertungsblocks Abflussdynamik vorgenommen. Als Ergebnis der Bewertung konnte gezeigt werden, dass Veränderungen der Abflussdynamik in vielen Test-Einzugsgebieten auch deutlich klimatisch beeinflusst sind. Die für Baden-Württemberg bereits in anderen Studien nachgewiesenen Veränderungen der Niederschläge (bspw. LFU 1997b, SANCHEZ PENZO et al. 1998) wirken sich in vielen Fällen auch auf die Parameter der Abflussdynamik (bspw. Anstieg der Monatsabflüsse im Dezember) aus. In Tab. 3.8 sind die für die einzelnen Parametergruppen identifizierten Veränderungen der Abflussdynamik aufgrund anthropogener Einflüsse im Einzugsgebiet aufgeführt. Anthropogen bedingte Änderungen der Abflussdynamik ergeben sich vorwiegend aufgrund einer hohen siedlungswasserwirtschaftlicher Beanspruchung oder einer Intensivierung der Landnutzung. Letztere bewirkt Veränderungen der Abflussbildung und Abflusskonzentration.

Tab. 3.8 Bewertungsmatrix der Änderungen der Abflussdynamik

Parametergruppe	Pegel	Schlechteste Güteklasse	Ursachen-komplex
Parametergruppe 1: *Größenordnung der monatlichen Abflussbedingungen*	Beuron / Donau	**5**	Ab
	Rotenbach / Eyach	**6**	A
	Höfen / Enz	**3**	A
	Pforzheim / Würm	**5**	F
Parametergruppe 2: *Größenordnungen der Jährlichen Abflussextreme*	Hundersingen / Donau	**2**	Ab
	Beuron / Donau	**7**	Ab
	Kirchen-Hausen/Donau	**3**	Ab
	Hammereisenbach / Breg	**7**	Ab
	Rotenbach / Eyach	**2**	A
	Höfen / Enz	**5**	A
	Pforzheim / Würm	**7**	Ab, F
Parametergruppe 4: *Häufigkeit und Dauer der Hoch- und Niedrigwassersituationen*	Pforzheim / Würm	**7**	Ab
	Pforzheim / Enz	**5**	Ab
Parametergruppe 5: *Rate der hydrographischen Änderungen*	Beuron / Donau	**2**	Ab
	Kirchen-Hausen / Donau	**3**	Ab
	Ebnet / Dreisam	**3**	Ab
	Rotenbach / Eyach	**6**	U
	Höfen / Enz	**2**	U

Ab: Veränderung der Abflussbildung und Abflusskonzentration, F: Fremdwasserzuleitung, A: Ableitung von Wasser, S: Stauhaltung, U: Ursache ungeklärt

3.4 Fazit

Als Grundlage für die Bewertung von *Stoffhaushalt und Stoffdynamik* wird für die Untersuchungsgebiete eine GIS-gestützte Einzugsgebietsanalyse und eine allgemeine Bewertung der anthropogenen Beeinflussung durchgeführt. Die untersuchten Einzugsgebiete unterscheiden sich teilweise sehr deutlich in ihrer naturräumlichen Ausstattung und infolgedessen auch in ihrer Beeinflussung durch die anthropogene Nutzung.

Da zukünftig eine möglichst flächendeckende Anwendung des Bewertungsverfahrens angestrebt wird, ist die Beschränkung auf allgemein verfügbare Datengrundlagen notwendig. Dabei hat sich die Nutzung der im Kartenwerk Wasser- und Bodenatlas Baden-Württemberg (WABOA) enthaltenen Flächendaten als entscheidender Vorteil erwiesen. Es ist zu erwarten, dass im Zuge der Umsetzung der EU-WRRL entsprechende Datensätze flächendeckend verfügbar sein werden.

4 Untersuchungen zu Stoffhaushalt und Stoffdynamik im Dreisameinzugsgebiet

Zusätzlich zu den für verschiedene Einzugsgebiete verfügbaren Gewässergütedaten (LFU 2000) wurde für die Versuchsgebiete des IHF eine weitergehende Datengrundlage aufgebaut. Im Testeinzugsgebiet der Dreisam und seinen Teileinzugsgebieten konnte auf umfangreiches Datenmaterial aus früheren Untersuchungen und auf das bestehende Messprogramm des DFG-Projekts „Tracergestützte Abflußmodellierung“ zurückgegriffen werden. In diesem werden neben der Aufzeichnung von Abflussdaten seit mehreren Jahren ausgewählte Inhaltsstoffe untersucht. Obwohl die Gewässer des Testeinzugsgebiets nur wenig mit Nähr- und Schadstoffen belastet sind, können durch Untersuchungen des Stoffhaushalts- und Stofftransports wertvolle methodische Erkenntnisse für die Quantifizierung und Bewertung von Parametern des Stoffhaushalts und der Stoffdynamik gewonnen werden. Aufgrund der guten Datenlage ist es in diesen Einzugsgebieten zudem möglich, die Anwendbarkeit von Einzugsgebietsmodellen zur Simulation des Stofftransports zu erproben.

4.1 Experimentelle Untersuchungen

4.1.1 Methodik

4.1.1.1 Messnetz und Messprogramm

Ziel des Messprogramms war ein besseres Verständnis der Zusammenhänge zwischen Abflussbildung und Stofftransport sowie die Untersuchung räumlicher Unterschiede des Stoffhaushalts. Darüber hinaus sollte anhand der gewonnenen Datengrundlage die Methodik zur Quantifizierung der Parameter des Stoffhaushalts und der Stoffdynamik erprobt werden. Im Rahmen des oben genannten DFG-Projekts wurde ein klassisches hydrologisches Messprogramm betrieben sowie tracerhydrologische Untersuchungen durchgeführt. An vier amtlichen Pegeln des Landes Baden-Württemberg wurden der Wasserstand sowie die Leitfähigkeit, die Temperatur und der pH-Wert kontinuierlich aufgezeichnet sowie routinemäßige Proben entnommen. Zur Erfassung hydrometeorologischer Messgrößen wurden zwei Klimastationen betrieben. Zusätzlich konnte auf Daten von Stationen des DWD sowie auf Daten der Klimastation Schauinsland des Umweltbundesamtes zurückgegriffen werden. Die Lage der Klimastationen, Pegel und Messstellen im Untersuchungsgebiet ist in Abb. 4.1 dargestellt. Die experimentellen Untersuchungen wurden an den oben genannten Routinemessstellen, an der Quellfassung der Zipfeldobelquelle sowie am Gebietsauslass des Wittelsbachs durchgeführt (Tab. 4.1). Zusätzlich zu den wöchentlichen Routinemessungen wurden an einigen Messstellen Intensivmesskampagnen zur Untersuchung des Stofftransports während Hochwasserereignissen durchgeführt.

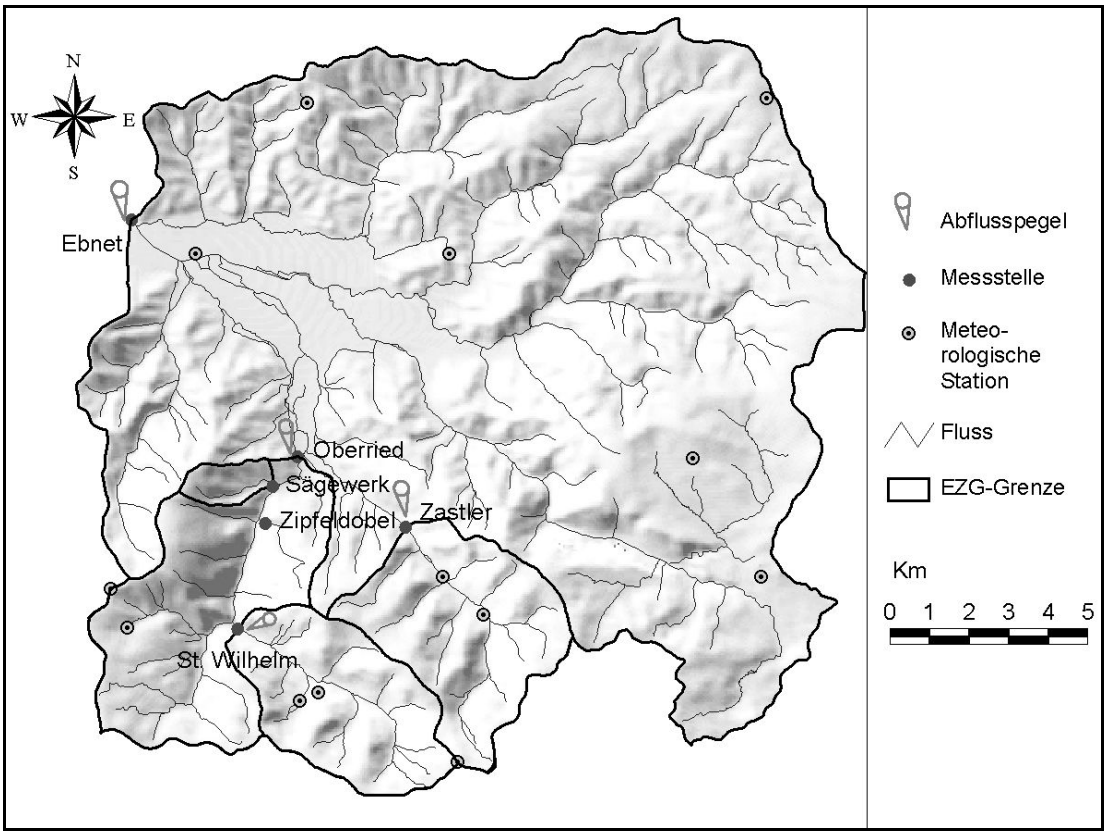


Abb. 4.1 Messnetz im Dreisameinzugsgebiet

Tab. 4.1 Messprogramm der experimentellen Untersuchungen im Dreisameinzugsgebiet

Probenahme-stelle	Gewässer	Analysierte Parameter	Zeitraum	Probenahme-intervall	Intensivmess-kampagnen
Ebnet	Dreisam	Cl, NO_3, SO_4, PO_4, Na, K, Mg, Ca, SiO_2 Schwebstoffgehalt	10/1998 bis 01/2001	wöchentlich	
Oberried	Brugga	Cl, NO_3, SO_4, PO_4, Na, K, Mg, Ca, SiO_2 Schwebstoffgehalt	07/1998 bis 01/2001	wöchentlich	07 bis 10/1998 01 bis 06/1999 10/1999
Zastler	Zastlerbach	Cl, NO_3, SO_4, PO_4, Na, K, Mg, Ca, SiO_2	10/1998 bis 01/2001	wöchentlich	
St. Wilhelm	St. Wilhelmer Talbach	Cl, NO_3, SO_4, PO_4, Na, K, Mg, Ca, SiO_2	10/1998 bis 01/2000	wöchentlich	02 bis 03/1999
Zipfeldobel	Zipfeldobel-quelle	Cl, NO_3, SO_4, PO_4, Na, K, Mg, Ca, SiO_2	10/1998 bis 01/2001	wöchentlich	07 bis 10/1998 01 bis 06/1999
Sägewerk	Wittelsbach	Cl, NO_3, SO_4, PO_4, Na, K, Mg, Ca, SiO_2	10/1998 bis 01/2000	wöchentlich	01 bis 06/1999

An den Pegeln Ebnet, Oberried, Zastler und St.Wilhelm standen stündliche Abflusswerte der LfU bis einschließlich Oktober 1999 sowie stündliche Wasserstandswerte bis einschließlich Oktober 2000 zur Verfügung. Fürdas Hydrologische Jahr 2000 wurden die Abflusswerte mit den für die Pegel bekannten Wasserstands-Abfluss-Beziehungen aus den Wasserstandsreihen berechnet. An der Probenahmestelle Wittelsbach stand kein Pegel zur Abflussmessung zur Verfügung. Für dieses Teileinzugsgebiet wurde deshalb eine höhenkorrigierte Abflussspendenübertragung durchgeführt. Diese wurde nachfolgend an von URICH (1999) mit der Salzverdünnungsmethode durchgeführte Abflussmessungen angepasst. An der Quellfassung der Zipfeldobelquelle wurde die Schüttung mittels einer Wasseruhr kontinuierlich aufgezeichnet. Da bei dieser Aufzeichnung häufig Geräteausfälle auftraten, weist die Zeitreihe der Quellschüttung jedoch zu verschiedenen Zeiten Datenlücken auf. Da für Frachtberechnungen lückenlose Reihen notwendig sind, mussten die Fehlwerte linear interpoliert werden.

Die Proben wurden in Polyethylen-Flaschen entnommen und gekühlt gelagert. An den Pegeln Oberried und Ebnet wurden zusätzlich jeweils Proben in PE-Literflaschen entnommen, um den Schwebstoffgehalt zu untersuchen. Während der Intensivmesskampagnen wurden die Proben mittels Automatischer Probenahmegeräte (APEG) entnommen. Die Proben wurden auf Anionen (Cl, NO_3, SO_4, PO_4), Kationen (Na, K, Mg, Ca) sowie auf Silikat (SiO_2) untersucht. Aus den Literproben wurden mittels Filtration (45 µm) die enthaltenen Schwebstoffe gewonnenen und die Schwebstoffmenge gravimetrisch bestimmt. Eine Auflistung der Analysemethoden und Analysefehler ist in Tab. 4.2 enthalten. Genaue Beschreibungen der Messmethodik sowie der Laboranalysen werden in URICH (1999) und KNOBLOCH (1999) gegeben.

Tab. 4.2 Analysefehler (mittlere prozentuale Abweichung von Wiederholungsmessungen)

Stoffkomponente	Cl	NO_3	SO_4	PO_4	Na	K	Mg	Ca	SiO_2	Schwebstoff
Analysemethode	IC	IC	IC	M W: 578	IC	IC	IC	IC	M W: 820	Filter 0,45 µm Gravimetrie
Analysefehler (%)	12,3	5,7	7,0	8,7	4,2	8,5	3,4	3,5	2,0	

IC = Ionenchromatograph (DIONEX DX 500), Spektral-Photometer (MILTON-ROY)
M = Molybdänblau-Methode, W = eingestellte Wellenlänge bei der Messung am Photometer (nm)

4.1.1.2 Datenauswertung und Frachtberechnung

Nach der laboranalytischen Untersuchung der Proben und der Bereinigung von fehlerhaften Messungen wurden die Konzentrationsmesswerte der untersuchten Stoffe für die jeweiligen Messstellen den entsprechenden Stundenwerten des Abflusses zugeordnet. Die Zeitreihen wurden zusätzlich zu Tages-, Monats- und Jahresmittelwerten aggregiert.

Anhand der gemeinsamen Darstellung der Abfluss- und Konzentrationswerte wurden zunächst das zeitliche Verhalten der Konzentrationen im Bezug auf Abflusshöhe und Saison untersucht. Um die Bedeutung der Abflussbildung für den Stofftransport zu beleuchten, wurde am Pegel Oberried für Abflussereignisse in den Zeitträumen Juli 1998 bis September 1998 und Januar 1999 bis März 1999 eine herkunftsraumbezogene Zweikomponenten-Separation basierend auf den Silikatkonzentrationen durchgeführt. Der Abfluss wurde da-

bei mittels einer Mischungsrechnung in die Abflusskomponenten Direktabfluss und indirekter Abfluss aufgeteilt (vgl. SKLASH & FARFOLDEN 1979, TURNER & BARNES 1998). Als Konzentrationswerte für die einzelnen Abflusskomponenten kann für den Direktabfluss 0,3 mg/l als Schätzwert angenommen werden (UHLENBROOK 1999), für die indirekte Abflusskomponente lässt sich die gemessene Konzentration zu Beginn der jeweiligen Abflussereignisse einsetzen (HINTON et al. 1994). Dieser Vorgehensweise liegt die Annahme zugrunde, dass zu Beginn eines Abflussereignisses der Abfluss zu 100 % aus indirekten Komponenten gebildet wird. Die mittels dieser Methodik errechneten Werte können zur Beschreibung der Abflussbildung bei Abflussereignissen herangezogen werden, lassen jedoch noch keine Rückschlüsse auf einzelne Abflussbildungsmechanismen oder Herkunftsräume zu. Für das Brugga-Einzugsgebiet wurde bspw. durch Untersuchungen mit Isotopentracern das Vorhandensein von zwei indirekten Abflusskomponenten unterschiedlicher Herkunft nachgewiesen (UHLENBROOK 1999). Die abgetrennte direkte Komponente kann jedoch als grober Schätzwert für den Anteil des direkt abfließenden Niederschlagswassers angesehen werden und ist deshalb hilfreich bei der Interpretation des zeitlichen Verhaltens der untersuchten Stoffe.

Um zu vergleichbaren und bewertungsfähigen Aussagen über Stoffhaushalt und Stoffdynamik von Einzugsgebieten zu kommen, ist eine ausschließliche Betrachtung von Konzentrationswerten nicht ausreichend. Mit ihrer Hilfe lässt sich zwar die chemische Belastungssituation der Gewässer beschreiben und bewerten, es sind jedoch noch keine Aussagen über die transportierten Stoffmengen und ihre Herkunft möglich. Als Parameter zur Bewertung der Stoffdynamik sollen deshalb monatliche Frachtangaben herangezogen werden, die mit den zu berechnenden Emissionen in Beziehung gesetzt werden können.

Die Problematik der Frachtberechnung wurde bereits in Kapitel 2.3.1 angesprochen. Eine exakte Frachtberechnung ist nur möglich, wenn eine dem Abfluss entsprechende kontinuierliche Konzentrationsganglinie oder eine repräsentative Mischkonzentration für definierte Zeiträume vorliegt. Bei den vielfach vorgenommenen Einzelbeprobungen ist eine Interpolation der Messwerte nur bei sehr engen Probenahme-Intervallen möglich. Zur Berechnung der Frachten ist deshalb in der Regel die Anwendung von Schätzverfahren notwendig, die mit jedoch Unsicherheiten behaftet sind. Basierend auf dem am Pegel Oberried zur Verfügung stehenden Datenmaterial wurde deshalb untersucht, wie sich verschiedene Schätzverfahren zur Frachtberechnung auf die Resultate bei der Berechnung von monatlichen und mittleren jährlichen Frachten auswirken. Als Referenz zur Berechnung der Fehlerbereiche wurden Frachtberechnungen basierend auf den interpolierten Messwerten der Intensivmesskampagnen (s. Tab. 4.1) durchgeführt.

Zur Berechnung der monatlichen und jährlichen Frachten wurden zunächst basierend auf Stundenwerten Konzentrations-Abfluss-Beziehungen aufgestellt. Als Funktionen zur automatischen Schätzung der Beziehung wurden lineare, logarithmische und polynomische Funktionen sowie Exponential- und Potenzfunktionen verwendet. Für Cl, Na und NO_3 wurden Beziehungen separat für Sommer und Winter, für NO_3 zusätzlich separat für höhere Abflüsse aufgestellt. Aus den abgeleiteten Beziehungen wurden nachfolgend kontinuierliche Konzentrationsganglinien aufgestellt. Über die Berechnung der mittleren relativen Abweichung und des Bestimmtheitsmaßes (r^2) wird die mit der Berechnung der Konzentrationen verbundene Fehlerwahrscheinlichkeit quantifiziert. Die Fracht für den jewei-

ligen Zeitschritt errechnet sich dann durch Multiplikation der Konzentrations- und Abflusswerte.

Im nächsten Schritt wurden die Ergebnisse der auf Stunden-, Tages-, und Monatswerten basierenden monatlichen Frachten mit den auf interpolierten Werten basierenden Frachten verglichen. Zur Quantifizierung der Fehlerwahrscheinlichkeit werden wiederum die mittleren relativen Abweichungen und die Bestimmtheitsmaße herangezogen. Zusätzlich wurden basierend auf Stunden-, Tages-, und Monatswerten sowie den Gesamtmittelwerten mittlere Jahresfrachten berechnet. Für Schwebstoffe wurden nur mittlere jährliche Frachten basierend auf Stundenwerten berechnet. Die mittleren jährlichen Frachten wurden mit den Werten verglichen, die sich aufgrund des OSPAR-Verfahrens mit der folgenden Gleichung errechnen lassen (OSPAR 1996):

$$F_{Jx} = \frac{MQ}{MQ_{mess}} \left[\frac{1}{J} \sum_{n=1}^{J} C_{tx} * Q_t \right] \qquad (4.1)$$

F_{Jx}	mittlere jährliche Fracht des Stoffes x [g/s]
MQ	mittlerer Abfluss (des Jahres) [m³/s]
MQ_{mess}	mittlerer jährlicher Abfluss aufgrund der Abflüsse zum Zeitpunkt der Konzentrationsmessung [m³/s]
J	maximal mögliche Anzahl der Konzentrationsmessungen im Jahr [-]
n	Anzahl der Konzentrationsmessungen pro Jahr [-]
C_{tx}	Konzentration des Stoffes x zum Zeitpunkt t [mg/l]
Q_t	Abfluss zum Zeitpunkt t [m³/s]

Der Stoffhaushalt eines Einzugsgebiets kann wie in Kap. 2.3.2 dargestellt anhand von Stoffbilanzen quantifiziert und anhand der anthropogenen Veränderung der Bilanzgrößen gegenüber einem Leitbild bewertet werden. Um Aussagen über den Stoffhaushalt der Versuchsgebiete zu machen, wurden für die untersuchten Stoffe (mit Ausnahme von Schwebstoff) der atmosphärische Eintrag dem wassergebundenen Austrag in einer Grobbilanz gegenübergestellt. Zur Abschätzung des wassergebundenen Stoffaustrags wurden die aus den Stundenwerten berechneten Stofffrachten herangezogen. Zur Umrechnung der NO_3-Werte in Werte des mineralischen Gesamtstickstoffs (N_{ges}) wurde ein mittleres Verhältnis von NO_3-N zu den restlichen mineralischen Stickstoffkomponenten (Nitrit-Stickstoff, NO_2-N, und Ammonium-Stickstoff, NH_4-N) von 99:1 angenommen. Diese Annahme ist gerechtfertigt, da die Konzentrationen von NO_2-N und NH_4-N im Dreisameinzugsgebiet in der Regel unterhalb der Nachweisgrenze liegen. Die Frachten von PO_4 und SO_4 werden in Frachten Phosphat-Phosphor (PO_4-P) und Sulfat-Schwefel (SO_4-S) umgerechnet. Als Datenmaterial für den Stoffeintrag über die atmosphärische Deposition (AD_x) standen die Messungen der Regeninhaltsstoffe an der Station Schauinsland, aus den vorhandenen Niederschlagsdaten berechnete Gebietsniederschläge sowie Literaturwerte (WALTER 1999) zu Verfügung. Zur Berechnung weiterer Quellen und Senken liegen in den Testeinzugsgebieten keine Daten vor. Aus der Differenz der oben genannten Bilanzgrößen können jedoch die Größenordnungen der übrigen Stoffeintragsquellen oder -senken abgeleitet werden.

Für die Schwebstoffe lässt sich bisher keine Grobbilanz aufstellen, da die hierfür notwendigen Daten über die atmosphärische Deposition von Partikeln, zum Bodenabtrag und zur Remobilisierung von Gewässersedimenten fehlen. Die abgeschätzten spezifischen Sedimentfrachten wurden zur Abschätzung der partikulären Phosphorfracht auf der Basis der in BEHRENDT et al. (1999) beschriebenen Methodik herangezogen:

$$F_{PPart} = ER_P * P_{BODEN} * l_{AFS} * 10^5 \quad (4.2)$$

$$ER_P = 18 * l_{AFS}^{-0,47} \quad (4.3)$$

F_{PPart}	partikuläre Phosphorfracht [kg/(ha*a)]
ER_P	Anreicherungsverhältnis für Phosphor [-]
P_{BODEN}	mittlerer Phosphorgehalt des Oberbodens [450 mg/kg]
l_{AFS}	spezifische Schwebstofffracht [kg/(ha*a)]

Als Wert für den Phosphorgehalt des Oberbodens wurden basierend auf den Angaben von BEHRENDT et al. (1999) 450 mg/kg angenommen. Die auf diese Weise abgeschätzte partikuläre Phosphorfracht soll später zur Kalibrierung der Berechnung des Eintrags von partikulärem Phosphor herangezogen werden.

4.1.2 Ergebnisse

4.1.2.1 Analyse der Stoffdynamik

In Abb. 4.2 sind die Abflusswerte, Abflusskomponenten sowie die Konzentrationen von Silikat, Nitrat und Phosphat am Pegel Oberried/Brugga dargestellt. Aufgrund des hohen Gefälles und der Dominanz von Hanglagen haben im Brugga-Einzugsgebiet schnelle laterale bodeninterne Abflüsse den größten Anteil am Direktabfluss. Der mit Silikat separierte Direktabflussanteil ist deshalb nicht mit dem Oberflächenabfluss gleichzusetzen.

Besonders auffällig ist das Abflussereignis vom 20.02.1999. Es handelt sich um ein Extremereignis (10-jähriges Hochwasser). Bei diesem Ereignis wurden auch bedeutende Anteile von Oberflächenabfluss beobachtet. Ein Vergleich der Ganglinien der Konzentrationen von Silikat, Nitrat und Phosphat zeigt sehr deutlich ihr unterschiedliches Verhalten in Bezug auf den Stofftransport (s.a. Kap. 2.1.3.4). Silikat verhält sich als klassischer konservativer Auswaschungsparameter. Die Konzentrationen unterliegen während der Abflussereignisse einer Verdünnung aufgrund des geringeren Anteils von hoch mineralisiertem Kluftgrundwasser.

Nitrat verhält sich ebenfalls wie ein Auswaschungsparameter, zeigt jedoch ein differenziertes Verhalten. Während des extremen Hochwasserereignisses unterliegt die Nitratkonzentration zunächst einer Verdünnung. Im Rezessionsast steigen die Konzentrationen aufgrund der Mobilisierung von höher mineralisierten Bodenwasserkomponenten wieder an. Im längerfristigen Verlauf sinken die Nitratkonzentrationen aufgrund der vorherigen Auswaschung ab und steigen erst im Frühjahr aufgrund der erhöhten Mineralisierungsraten wieder an. Phosphat steigt parallel zum ansteigenden Ast der Hochwasserwelle sehr stark an und sinkt mit abnehmenden Direktabflussanteil schnell wieder ab.

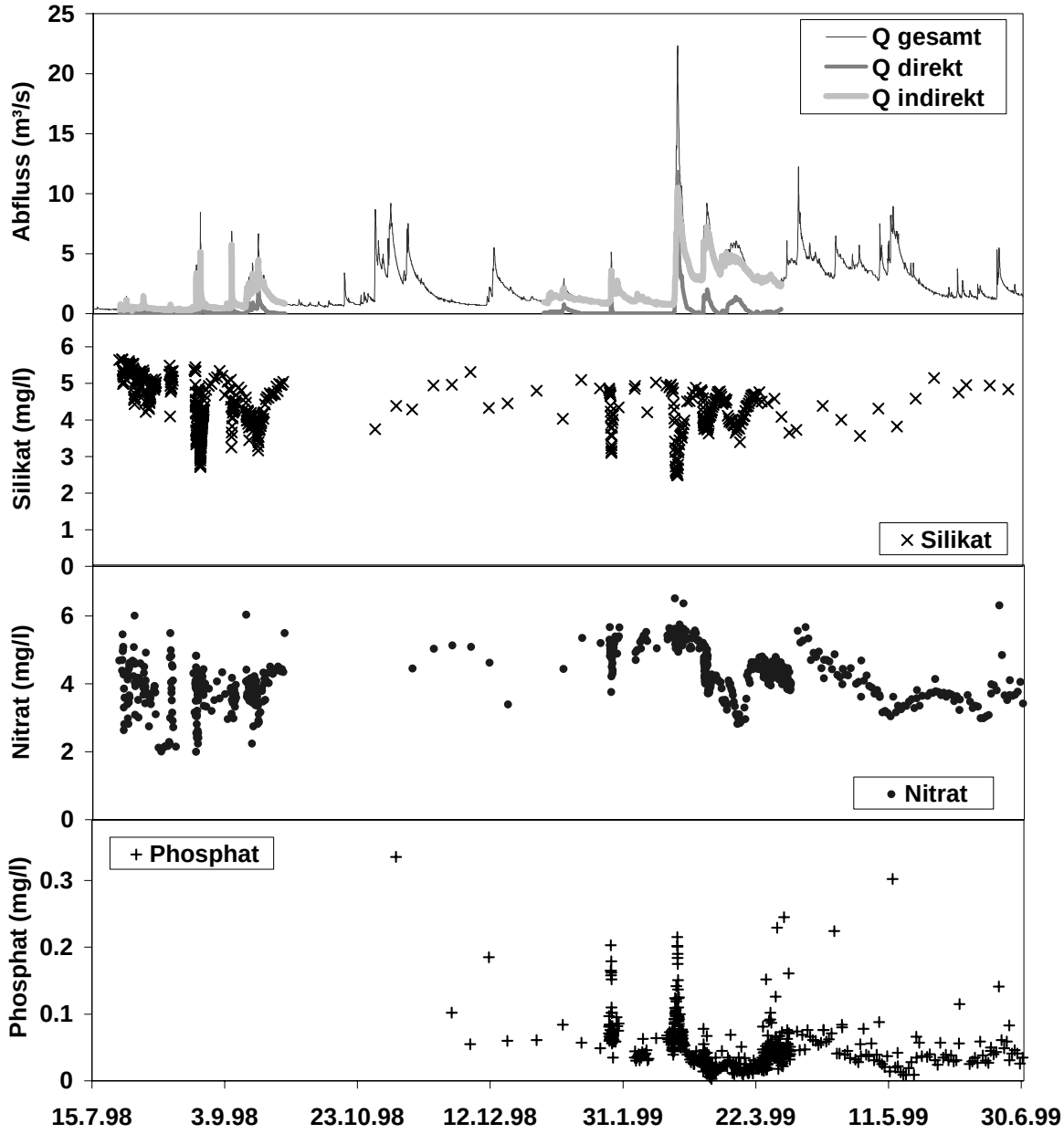


Abb. 4.2 Abfluss, Direktabfluss und indirekter Abfluss (Ganglinienseparation) sowie Silikat-, Nitrat- und Phosphatkonzentrationen am Pegel Oberried/Brugga

4.1.2.2 Fehleranalyse der Frachtberechnungen

In Abb. 4.3 sind für Silikat, Chlorid, Nitrat, Phosphat und die Schwebstoffgehalte die Konzentrationen gegen den Abfluss aufgetragen und die abgeleiteten Beziehungen dargestellt. Aus den Darstellungen wird ersichtlich, dass Silikat und während der Sommermonate auch Chlorid mit hohen Bestimmtheitsmaßen durch den Abfluss erklärt werden können. Die hier nicht dargestellten Stoffe Sulfat, Magnesium, Calcium und Natrium (im Sommer) zeigen ein ähnliches, wenn auch nicht so deutliches Verhalten.

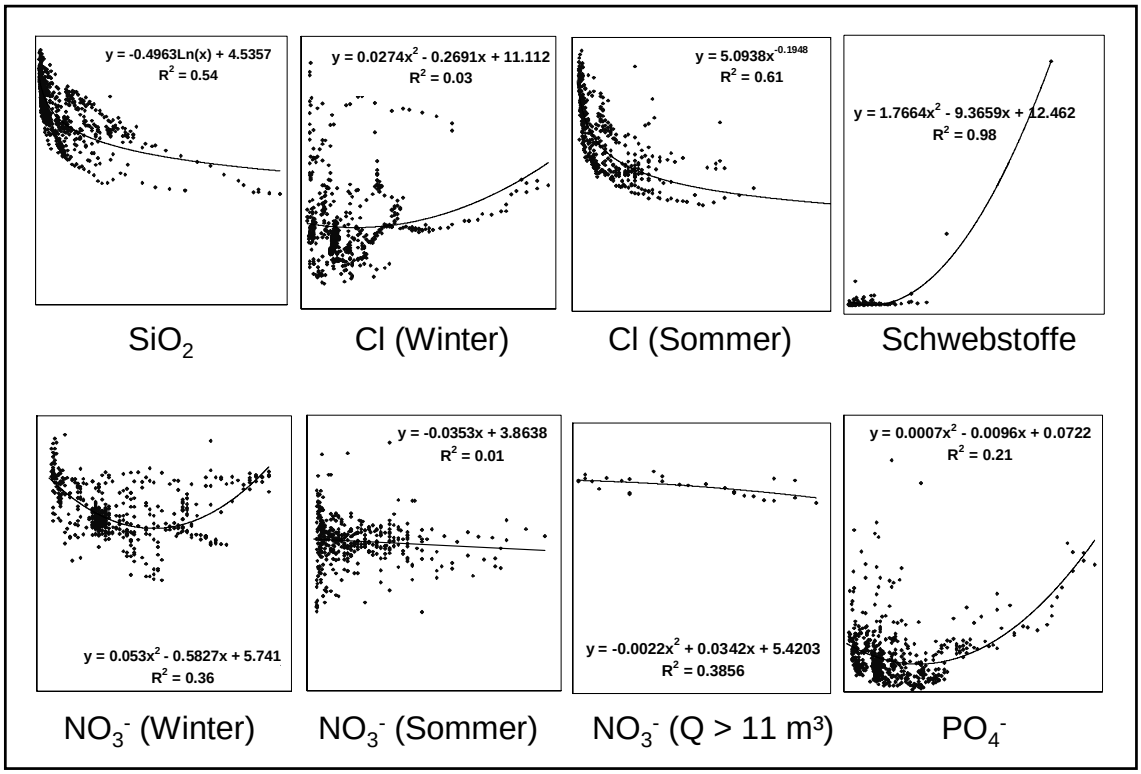


Abb. 4.3 Konzentrations-Abfluss-Beziehungen ausgewählter Stoffe am Pegel Oberried/Brugga (Ordinate: Abflussmenge; Abszisse: Konzentration)

Die während der Wintermonate auftretenden hohen Konzentrationen von Chlorid und Natrium (nicht dargestellt) sind durch Einträge von Streusalz bedingt. Für Nitrat kann für die Sommermonate keine Beziehung zur Abflusshöhe festgestellt werden. Gegenüber dem Winterhalbjahr ist das Konzentrationsniveau niedriger. Die dargestellte Trendlinie kann als Mittelwert der Konzentrationen aufgefasst werden. Im Winter ergibt sich bei höheren Abflüssen eine schwache positive Beziehung. Da bei noch höheren Abflüssen die Konzentrationen wieder sinken, wurde für diese eine eigene Beziehung aufgestellt. Das saisonale unterschiedliche Verhalten der Nitratkonzentrationen ist einerseits durch das hydrologische Regime, andererseits durch biogene Prozesse bedingt. Während den im Sommerhalbjahr überwiegenden Niedrigwasserbedingungen wird das Konzentrationsniveau durch die Beschaffenheit der langsamen Grundwasserkomponente bestimmt. Aufgrund der verstärkten Stickstoffaufnahme der Pflanzen ist im Boden ein vergleichsweise geringer Vorrat an mineralischem Stickstoff vorhanden.

Bei Abflussereignissen kann es in Abhängigkeit von vorangegangen Witterungsverhältnissen und der in den Boden eingetragenen Stickstoffmengen sowohl zum kurzfristigen Anstieg der Stickstoffkonzentration durch sogenannten „Flush-Effekte“, als auch zur Verdünnung durch nitratärmeres Niederschlagswasser kommen. Durch die Mineralisierung von Pflanzenresten im Herbst und zu Beginn des Frühjahrs sind die Stickstoffgehalte im Winterhalbjahr höher. Die ansteigenden Werte bei höheren Abflüssen sind durch die Mobilisierung von vergleichsweise nitratreichem Bodenwasser bedingt. Zu Beginn der Ab-

flussereignisse und bei sehr hohen Abflüssen treten jedoch wiederum Verdünnungseffekte auf.

Der Transport von Phosphat ist vorwiegend an die direkte Abflusskomponente gekoppelt. Die Beziehung zur Abflussmenge ist nur schwach ausgeprägt, steigt jedoch mit zunehmender Abflusshöhe tendenziell an. Kalium (nicht dargestellt) zeigt ein ähnliches Verhalten, da es wie Phosphor im Oberboden konzentriert ist. Die Beziehung zwischen Schwebstoffgehalt und Abfluss ist zwar deutlich ausgeprägt, aufgrund der geringen Anzahl von Messwerten bei höheren Abflüssen dennoch als sehr unsicher anzusehen.

In Tab. 4.3 sind die Abweichungen von mittels der unterschiedlichen Datenaggregationen errechneten Monatsfrachten zu den auf interpolierten Werten basierenden Monatsfrachten dargestellt. Als Maß für den zu erwartenden Fehler wurden wiederum die mittlere relative Abweichung und das Bestimmtheitsmaß herangezogen. Anhand des Vergleichs zeigt sich, dass die auf Stunden- und Tageswerten basierenden Monatsfrachten mit Ausnahme von Phosphat bei allen Stoffen nur geringfügig von den auf interpolierten Werten basierenden Monatsfrachten abweichen. Bei den auf Monatswerten basierenden Frachten zeigen sich dagegen bei einigen Stoffen größere Abweichungen von den mit interpolierten Werten errechneten Frachten.

Tab. 4.3 Abweichungen der unterschiedlich berechneten Monatsfrachten von den auf interpolierten Werten basierenden Monatsfrachten am Pegel Oberried/Brugga

Parameter	Gütemaß	Stundenwerte	Tageswerte	Monatswerte
Cl	Mittlere Abw. (%)	-1,29	-3,67	-7,88
	R^2	0,94	0,97	0,84
NO_3	Mittlere Abw. (%)	0,93	0,56	-1,76
	r^2	0,97	0,97	0,98
SO_4	Mittlere Abw. (%)	-0,64	0,02	3,19
	r^2	0,99	0,99	1,00
PO_4	Mittlere Abw. (%)	-3,06	5,80	12,63
	r^2	0,50	0,50	0,10
Na	Mittlere Abw. (%)	2,67	-2,37	-2,52
	r^2	0,95	0,98	0,90
K	Mittlere Abw. (%)	6,00	3,63	7,03
	r^2	0,91	0,92	0,96
Mg	Mittlere Abw. (%)	0,71	0,10	8,37
	r^2	0,92	0,93	0,92
Ca	Mittlere Abw. (%)	-2,47	-1,40	3,47
	r^2	0,96	0,96	0,96
SiO_2	Mittlere Abw. (%)	-5,36	0,41	4,32
	r^2	1,00	1,00	0,98

Mittlere Abw. = Mittlere prozentuale Abweichungen der aufgrund von Schätzfunktionen berechneten Frachten von den aufgrund interpolierter Messwerte berechneten Frachten

In Abb. 4.4 sind die auf den verschiedenen Aggregierungsstufen der Messwerte sowie der auf dem OSPAR-Verfahren basierenden mittleren Jahresfrachten dargestellt. Bei diesem Vergleich fallen neben kleineren Abweichungen bei den meisten Parametern besonders die sehr hohen Unterschiede für Phosphor auf.

Die vorgestellten Analysen zeigen, dass bei der Berechnung von monatlichen Frachten generell mit Unsicherheiten zu rechnen ist. Aus der in Tabelle 4.3 vorgestellten Abweichungen kann gefolgert werden, dass eine Berechnung basierend auf Tageswerten noch zulässig ist, da die maximale Abweichung von den aufgrund von interpolierten Werten berechneten Fracht mit 5.8 % (PO_4) gerade noch zu vertreten ist. Es muss jedoch insbesondere bei Phosphat mit größeren Unsicherheiten gerechnet werden. Bei der Berechnung von Jahresfrachten erscheint die Verwendung von Konzentrationsmittelwerten zulässig. Die bspw. in LITTLEWOOD (1995) als verlässlichste Methode zur Berechnung von Jahresfrachten bezeichnete OSPAR-Methode liefert dagegen am Pegel Oberried vergleichsweise hohe Werte. Aufgrund der dargestellten Unsicherheiten muss herausgestellt werden, dass die berechneten Monats- und Jahresfrachten generell als Schätzwerte anzusehen sind.

In Tab. 4.4 sind die für die Berechnung der mittleren Jahresfrachten der untersuchten Teilgebiete quantifizierten Fehlerwahrscheinlichkeiten zusammengestellt. Die höchsten Fehlerwahrscheinlichkeiten treten bei den in niedriger Konzentration vorliegenden Parametern PO_4, K und Mg sowie bei den Schwebstoffgehalten auf. Die für die Einzugsgebiete aufgestellten Grobbilanzen dieser Stoffe müssen daher mit entsprechender Vorsicht interpretiert werden.

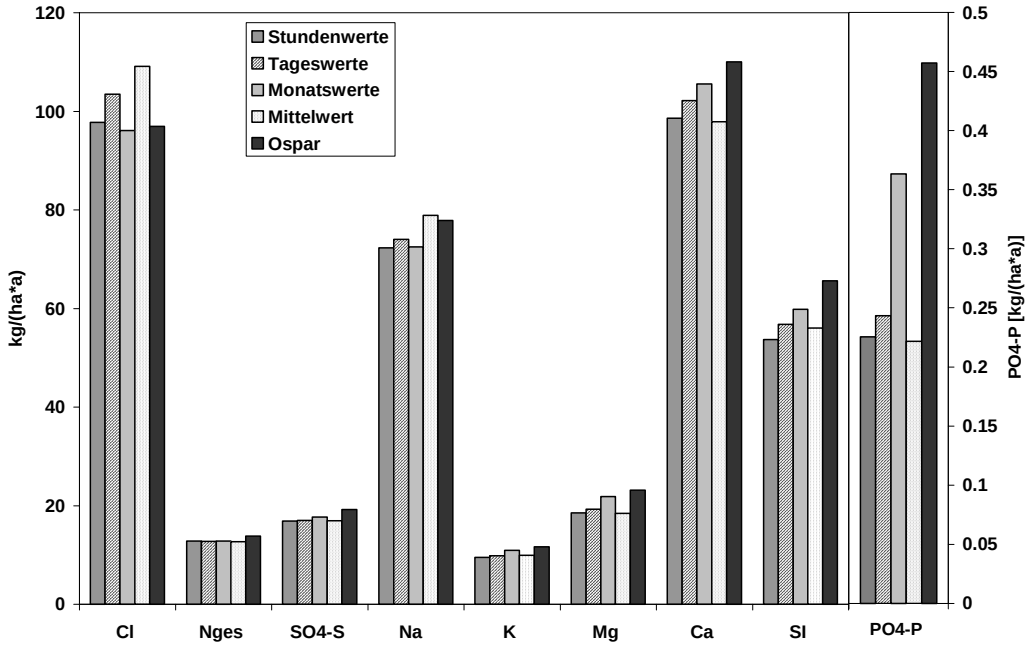


Abb. 4.4 Vergleich der aufgrund unterschiedlicher Aggregierungsstufen sowie nach dem OSPAR-Verfahren berechneten mittleren Jahresfrachten am Pegel Oberried/Brugga

Tab. 4.4 Fehlerwahrscheinlichkeit bei der Berechnung der Jahresfrachten in (Teil)-Einzugsgebieten der Dreisam

	Gütemaß	Zipfeldobel	Sägewerk	St. Wilhelm	Oberried	Zastler	Ebnet
Cl	Mittlere Abw. (%)	-5,59	1,03	-8,53	-12,18	-8,09	-2,60
	r^2	0,17	0,13	0,30	0,54	0,16	0,27
NO_3	Mittlere Abw. (%)	-2,28	-0,16	0,00	0,10	-0,24	1,67
	r^2	0,13	0,27	0,52	0,47	0,45	0,16
SO_4	Mittlere Abw. (%)	-2,14	-0,01	-1,08	0,40	-0,47	0,37
	r^2	0,11	0,29	0,48	0,10	0,15	0,07
PO_4	Mittlere Abw. (%)	-1,38	-0,06	-13,32	1,23	0,05	0,55
	r^2	0,01	0,04	0,07	0,21	0,01	0,61
Na	Mittlere Abw. (%)	-4,45	1,58	0,00	-5,41	-0,27	-0,10
	r^2	0,01	0,14	0,34	0,32	0,11	0,14
K	Mittlere Abw. (%)	-5,33	0,00	0,00	2,60	0,00	53,20
	r^2	0,01	0,12	0,01	0,06	0,01	0,08
Mg	Mittlere Abw. (%)	-3,08	-1,09	-2,57	1,43	-1,82	-38,26
	r^2	0,19	0,13	0,49	0,16	0,09	0,20
Ca	Mittlere Abw. (%)	-4,05	-3,10	-1,71	0,98	-3,35	-3,92
	r^2	0,04	0,02	0,25	0,13	0,02	0,34
SiO_2	Mittlere Abw. (%)	-3,28	0,00	-0,29	-0,42	-0,13	-0,19
	r^2	0,81	0,57	0,66	0,56	0,74	0,33
Schw.	Mittlere Abw. (%)				0,00		-25,20
	r^2				0,96		0,80

Mittlere Abw. = Mittlere prozentuale Abweichung der mit Schätzfunktionen berechneten Konzentrationen von den gemessenen Werten , Schw. =Schwebstoff

4.1.2.3 Grobbilanzierung

In Tab. 4.5 sind für die gelösten Stoffe die atmosphärischen Einträge dem wassergebundenen Stoffaustrag bezogen auf die Teileinzugsgebiete gegenübergestellt. Aus der Differenz dieser Bilanzgrößen kann unter Zuhilfenahme von Literaturwerten die Bedeutung weiterer Bilanzgrößen abgeschätzt werden. Als weitere Quellen sind anthropogen bedingte diffuse und punktförmige Einträge im Einzugsgebiet sowie geogene Quellen zu nennen. Als weitere Stoffausträge (Senken) sind der stoffliche Entzug mit der Ernte- bzw. Holzabfuhr sowie stoffliche Umwandlungen in der ungesättigten und gesättigten Zone sowie im Gewässersystem zu nennen.

Die Höhe der Bilanzgrößen in den Testeinzugsgebieten zeigen für alle Stoffe ähnliche Muster. Die negativen Differenzen bei Stickstoff, Sulfat-Schwefel und Phospat-Phosphor zeigen an, dass für diese Stoffe neben dem wassergebundenen Stoffaustrag weitere Stoffsenken bestehen. Aufgrund des geringen Anteils an landwirtschaftlichen Nutzflächen und Siedlungsflächen sind in den Testeinzugsgebieten nur geringe zusätzliche Einträge (maximal ca. 10 kg N_{ges}/(ha*a), 0.5 kg PO_4-P/(ha*a) und 0.7 kg SO_4-S/ (ha*a)) zu erwarten. Als nicht konservative Stoffe unterliegen die genannten Stoffe verschiedenen Umwandlungsprozessen (s.a. Kap. 2.1.3.5).

Tab. 4.5 Gegenüberstellung von Schätzwerten der mit dem Niederschlag eingetragenen Stoffmengen und des wassergebundenen Stoffaustrags in (Teil-) Einzugsgebieten der Dreisam

	Cl	N_{ges}	SO_4-S	PO_4-P	Na	K	Mg	Ca	SiO_2
	kg/(ha*a)	kg/(ha*a)	kg/(ha*a)	kg/(ha*a)	kg/(ha*a)	kg/(ha*a)	kg/(ha*a)	kg/(ha*a)	kg/(ha*a)
Zipfeldobel									
AD_x	13,96	23,93	15,75	0,44	8,16	4,95	2,20	11,37	5,04
Austrag	7,56	8,51	8,48	0,19	24,46	4,05	8,78	41,98	43,96
Differenz	-6,40	-15,42	-7,28	-0,25	16,29	-0,90	6,58	30,62	38,92
Wittelsbach									
AD_x	18,38	28,31	21,96	0,58	11,67	8,66	3,14	15,47	4,50
Austrag	51,09	11,40	13,92	0,23	52,98	6,88	11,19	55,29	51,84
Differenz	32,71	-16,91	-8,04	-0,35	41,31	-1,78	8,04	39,81	47,34
St. Wilhelm									
AD_x	23,93	36,63	28,66	0,60	15,25	11,42	4,11	20,18	5,71
Austrag	49,81	10,97	21,14	0,22	42,55	7,99	22,59	92,09	48,37
Differenz	25,87	-25,66	-7,52	-0,38	27,30	-3,43	18,48	71,91	42,66
Oberried									
AD_x	21,31	32,78	25,47	0,59	13,54	10,07	3,65	17,95	5,19
Austrag	103,46	12,75	17,03	0,24	74,06	9,82	19,30	102,18	56,79
Differenz	82,14	-20,03	-8,44	-0,34	60,52	-0,25	15,65	84,24	51,60
Zastler									
AD_x	24,06	36,51	28,93	0,61	15,41	11,69	4,15	20,33	5,54
Austrag	60,43	8,98	20,19	0,20	48,11	8,24	15,60	82,63	45,52
Differenz	36,37	-27,54	-8,74	-0,41	32,69	-3,45	11,45	62,29	39,99
Ebnet									
AD_x	16,69	26,77	19,53	0,52	10,29	7,15	2,77	13,88	4,80
Austrag	51,78	13,33	21,64	0,39	46,05	18,22	11,23	86,09	39,38
Differenz	35,09	-13,44	2,11	-0,13	35,76	11,07	8,45	72,21	34,58

Von den in das System eingetragenen Stoffmengen werden 50 bis 70 % durch Ernteverluste und die oben genannten Umwandlungsprozesse wieder aus dem System entfernt. Für Stickstoff und Phosphor wurden von verschiedenen Autoren ähnliche Größenordnungen von Stoffverlusten beschrieben (bspw. BORCHARDT & GEFFERS 1998, BEHRENDT et al. 1999, WALTER 1999).

Die überwiegend positiven oder ausgeglichenen Differenzen der Kationen sowie von Chlorid und Silikat deuten darauf hin, dass für diese Stoffe neben dem wassergebundenen Stoffaustrag und dem in geringem Umfang bedeutsamen Ernteentzug keine weiteren bedeutenden Stoffsenken bestehen. Als weitere Stoffquellen sind neben anthropogenen Ein-

trägen für die genannten Stoffe auch geogene Quellen (Mineralisierung von Gesteinen und Freisetzung aus Bodenmineralen) von Bedeutung. Während Silikat fast ausschließlich dieser Quelle zuzurechnen ist, ist bei Chlorid der geogene Anteil sehr gering. Die gegenüber den atmosphärischen Einträgen teilweise sehr hohen wassergebundenen Stoffausträge von Chlorid und Natrium gehen vorwiegend auf Einträge von Streusalz in den Wintermonaten zurück. Die hohen Austräge von Calcium und teilweise auch von Magnesium und Kalium sind sehr wahrscheinlich auf den Einfluss von Waldkalkungen zurückzuführen, welche in den letzten Jahren in Teilen des Einzugsgebiets durchgeführt wurden (FORSTAMT KIRCHZARTEN 1999). Der geogene Anteil dieser Stoffe lässt sich deshalb nicht abschätzen.

Das Einzugesgebiet der Zipfeldobelquelle zeigt gegenüber den anderen Teileinzugsgebieten ein etwas abweichendes Verhalten. Aufgrund des überwiegenden Grünlandanteils fällt die atmosphärische Deposition geringer aus als in den anderen Gebieten (vgl. Kap. 2.1.3.1). Da es sich um ein Quelleinzugsgebiet ohne Einfluss von Straßenabwässern handelt, sind die Chloridfrachten im Gegensatz zu den anderen Gebieten sehr niedrig. Aufgrund der Unsicherheiten bei der Abgrenzung des Quelleinzugsgebiets und der Interpolation von Fehlwerten muss für dieses Gebiet jedoch generell mit größeren Fehlern bei der Frachtberechnung gerechnet werden.

4.1.2.4 Schwebstofffracht

Für die Schwebstoffe wurden aufgrund der Schätzfunktionen für den Pegel Oberried 0,7 kg/(ha*a) und für den Pegel Ebnet 2,4 kg/(ha*a) als mittlere Jahresfracht berechnet. Die Werte sind aufgrund der großen Unsicherheit im Bereich der hohen Abflüsse als grobe Schätzung der Größenordnungen zu verstehen. In Untersuchungen zur Schwebstofffführung der Dreisam wurden von NIPPES (1971) für die Periode 1958 bis 1967 eine mittlere jährliche Fracht von 3,9 kg/(ha*a) ermittelt. Es kann davon ausgegangen werden, dass der überwiegende Anteil der Schwebstoffe aus der Bodenerosion stammt. Die vergleichsweise geringe Schwebstofffracht am Pegel Oberried ist auf das Fehlen von erosionsanfälligen Ackerflächen im Einzugsgebiet der Brugga zurückzuführen. Basierend auf den Schwebstofffrachten wurde für den Pegel Oberried eine mittlere Jahresfracht von 0,09 kg partikulärem P / (ha*a) sowie für den Pegel Ebnet eine mittlere Jahresfracht von 0,43 kg partikulärem P / (ha*a) abgeschätzt.

4.1.3 Fazit

Anhand der experimentellen Untersuchungen wurden insbesondere die methodischen Schwierigkeiten aufgezeigt, die bei einer Bewertung von Stoffhaushalt und Stoffdynamik basierend auf Gewässergütedaten auftreten. Vorhandene Messreihen von Wasserinhaltsstoffen können als Grundlage zur Bewertung von Wasserqualität und Stoffdynamik herangezogen werden, eine kontinuierliche und mengenmäßige Betrachtung ist jedoch nur auf der Grundlage von Frachtberechnungen möglich. Die dargestellten Unsicherheiten bei der Frachtberechnung insbesondere der nicht konservativen Stoffe Stickstoff und Phosphor machen deutlich, dass über eine zeitliche Differenzierung nach Monatswerten nicht hinausgegangen werden sollte. In die zu entwickelnde Methodik muss daher die Angabe der Fehlerwahrscheinlichkeit und deren Auswirkungen auf die Bewertung der Stoffdyna-

mik integriert werden. Bei zu großen Unsicherheiten sollte auf eine zeitlich differenzierte Bewertung der Stoffdynamik ganz verzichtet werden und die Bewertung allein aufgrund der gemessenen Konzentrationen vorgenommen werden.

Als Basis zur Bewertung des Stoffhaushalts müssen auch die genannten restlichen Bilanzgrößen, sowie der Einfluss des Wasserhaushalts auf den Stofftransport berücksichtigt werden. Zur Abschätzung der Bilanzgrößen von Stickstoff und Phosphor existieren bereits verschiedene empirische Verfahren (bspw. WENDLAND et al. 1993, PRAHSUHN et al. 1996, BACH et al. 1998, BEHRENDT et al. 1999). Für den Bewertungsblock *Stoffhaushalt und Stoffdynamik* soll basierend auf diesen Ansätzen ein Verfahren zur flächendifferenzierten Bilanzierung der Nährstoffe Stickstoff und Phosphor entwickelt werden. Um den Einfluss der hydrologischen Verhältnisse auf den Stofftransport zu berücksichtigen, muss als Basis der Bilanzierung eine flächendifferenzierte Wasserhaushaltsbilanzierung durchgeführt werden. Die Entwicklung der im Bewertungsverfahren verwendeten Methodik wird in Kap. 5.1 beschrieben.

Eine Bewertung des Stoffhaushalts kann nur basierend auf der Kenntnis der Stoffbilanzgrößen im anthropogen unbeeinflussten Zustand erfolgen. Obwohl die untersuchten Testeinzugsgebiete noch als weitgehend naturnah angesehen werden können, sind auch hier die Stoffeinträge gegenüber dem Naturzustand erhöht. Ein Heranziehen naturnaher Einzugsgebiete des Schwarzwalds als Referenzgebiete ist deshalb mit Schwierigkeiten verbunden. Die Ableitung von Leitbildern des Stoffhaushalts aus naturnahen Referenzgebieten erscheint auch deshalb nicht sinnvoll, weil in vielen stärker anthropogen genutzten Naturräumen kaum naturnahe Gebiete zu finden sind.

4.2 Testanwendung des Wasserhaushalts- und Gewässergütemodells NPSM/HSPF

4.2.1 Methodik

Im Rahmen der Untersuchungen im Dreisameinzugsgebiet wurden Möglichkeiten zur Simulation der Stoffdynamik getestet. Aufgrund seiner freien Verfügbarkeit und einer umfangreichen Softwaredokumentation wurde als Simulationsmodell das Wasserhaushalts- und Gewässergütemodell NPSM/HSPF (Non Point Source Model / Hydrological Simulation Program Fortran, JOHANSON et al. 1996) ausgewählt und am Beispiel einer Anwendung im Einzugsgebiet der Brugga getestet. Es handelt sich bei diesem Modell um ein konzeptionelles semi-distribuiertes Einzugsgebietsmodell, mit welchem in verschiedenen Modulen der Wasserhaushalt, der Stofftransport von Stickstoff, Phosphor, Feststoffen und konservativen Stoffen sowie weitere Aspekte der Gewässergüte simuliert werden können. Eine umfangreiche Beschreibung des Modellaufbaus geben JOHANSON et al. (1996) sowie KIESE (1999).

Für die Simulationszeiträume 1995/1996 (Kalibrierung) und 1998/1999 (Validierung) wurden für das Einzugsgebiet der Wasserhaushalt sowie der Transport von Stickstoff simuliert. Die Simulation wurde basierend auf einer Einteilung des Einzuggebiets in chemisch-hydrologisch homogene Teilflächen (Chemical Hydrological Response Units,

CHRU) (BENDE et al. 1995) durchgeführt. Diese wurden durch Verschneidung verschiedener thematischer Karten ausgewiesen. Nach Zusammenstellung der Eingangsdaten (hydrometeorologische Zeitreihen, Daten zu atmosphärischen und anthropogenen Stickstoffeinträgen sowie verschiedene Bodenparameter, s.a. Tab. 3.1 in Kap. 3.1) wurde anhand gemessener Abflüsse und Konzentrationen eine Kalibrierung der Modellparameter vorgenommen. Eine detaillierte Beschreibung der bei der Simulation des Wasserhaushalts durchgeführten Arbeitsschritte ist in KIESE (1999) enthalten. Die Vorgehensweise bei der Simulation des Stickstofftransports sowie die Ergebnisse der Kalibrierung werden in EISELE et al. (2001) dargestellt.

4.2.2 Ergebnisse

Die Simulation des Wasserhaushalts mit HSPF/NPSM führte zu überwiegend guten Simulationsergebnissen der Abflussganglinien (Abb. 4.5) und verschiedener Wasserhaushaltsgrößen (KIESE 1999). Als Gütemaß zur Beurteilung der Simulationsgüte wurde die Modelleffizienz R_{eff} nach NASH & SUTCLIFFE (1970) sowie deren logarithmierte Form $logR_{eff}$ herangezogen. Im Kalibrierungszeitraum (Juli 1995 bis Oktober 1996) wurde eine Modelleffizienz von R_{eff} = 0,83 und $logR_{eff}$ = 0,79; im Validierungszeitraum (Mai 1998 bis Juni 1999) eine Modelleffizienz von R_{eff} = 0,79 und $logR_{eff}$ = 0,82 erreicht.

Die größeren Abweichungen im letzten Drittel des Validierungszeitraumes weisen auf Schwächen des Modellansatzes bei der Simulation von extremen Hochwasserereignissen und der Schneeschmelze hin. Fehlerquellen liegen mit großer Wahrscheinlichkeit in der nicht ausreichenden räumlichen Auflösung der hydrometeorologischen Eingangsdaten. Der semi-distribuierte Modellansatz von HSPF/NPSM erweist sich hier im Vergleich zu den Ergebnissen vollständig distribuierter Wasserhaushaltsmodelle (bspw. KLEINHANS 2000, ROSER 2001) als nachteilig. Weitere mögliche Fehlerquellen ergeben sich aus der Konzeptionalisierung der Abflussbildungsprozesse. Sensitivitätsanalysen zeigten die Dominanz zweier Parameter bei der Aufteilung der Abflusskomponenten (KIESE 1999). Da ihre Parametrisierung nicht bzw. nur begrenzt an physikalischen Größen zu orientieren ist, besteht die Gefahr Abflussanteile bei der Simulation zu über- oder zu unterschätzen. Als weiterer Nachteil des Modellkonzepts erweist sich der Umstand, dass der Grundwasserabfluss nicht in eine verzögerte und eine langsame Komponente aufgeteilt werden kann.

Die Simulation des Stickstofftransportes erbrachte für das Testeinzugsgebiet keine zufriedenstellenden Ergebnisse (Abb. 4.5). Während das längerfristige Konzentrationsniveau richtig wiedergegeben wird, kann bei den kurzfristigen Konzentrationsschwankungen keine Übereinstimmung erreicht werden ($R_{eff} < 0$; $r^2 < 0{,}1$). Neben den oben genannten Schwächen bei der Wasserhaushaltssimulation ergaben sich aufgrund nicht ausreichenden Datenmaterials zur Quantifizierung von Bodenparametern und zur zeitlichen Varianz der Stickstoffeinträge erhebliche Unsicherheiten bei der Parametrisierung des Stickstoffmoduls (EISELE et al. 2001).

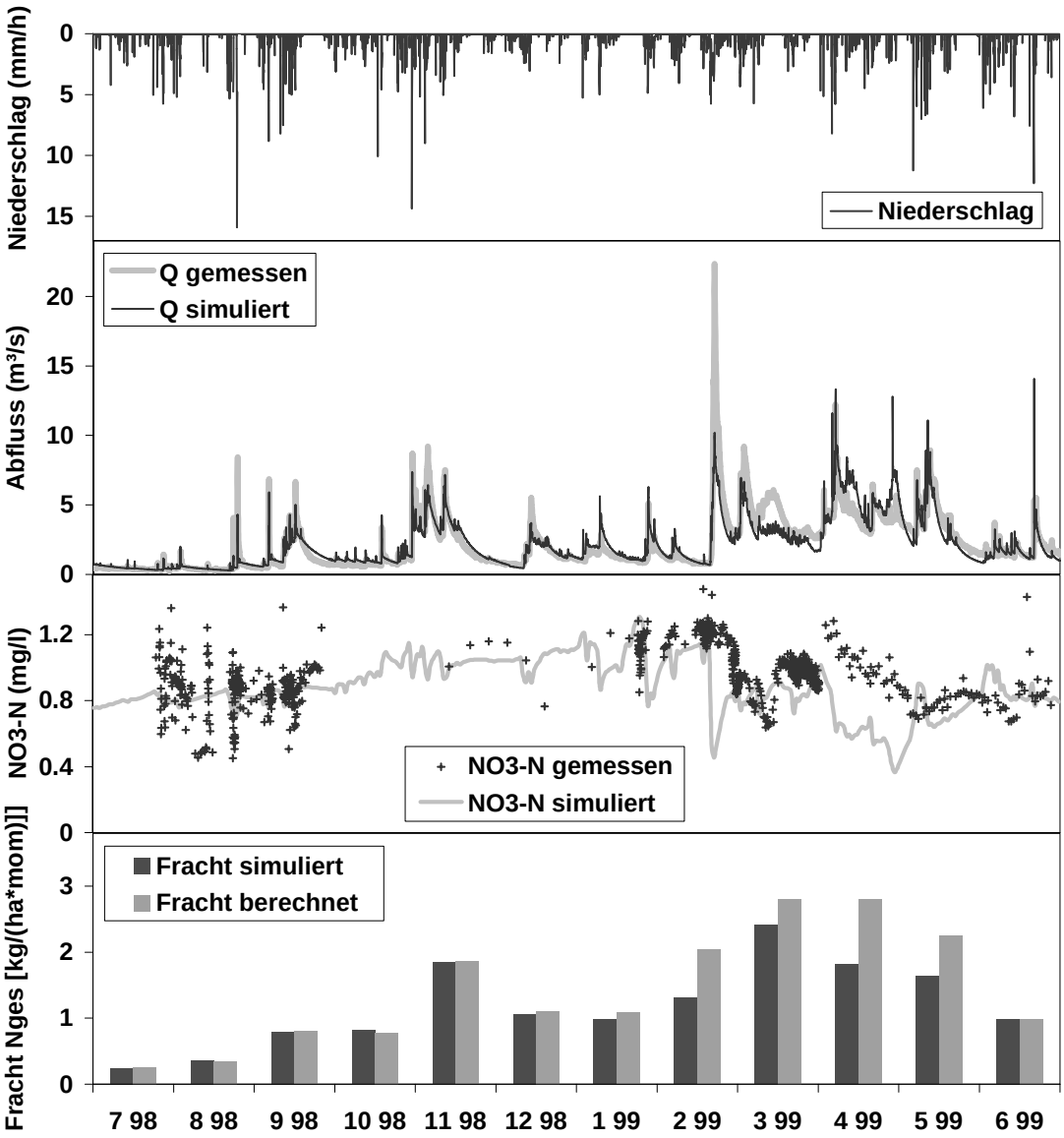


Abb. 4.5 Simulationsergebnisse von NPSM/HSPF im Einzugsgebiet der Brugga im Validierungszeitraum

4.2.3 Fazit

Die Testanwendung von NPSM/HSPF zeigte deutlich die Problembereiche bei der Anwendung komplexer konzeptioneller Modellansätze zur Simulation der Stoffdynamik. Aufgrund der hohen Datenansprüche, Unzulänglichkeiten der räumlichen Auflösung des Modellkonzepts und Unsicherheiten bei der Quantifizierung der Parameterwerte erscheint eine Anwendung des hier beschriebenen Modells im Rahmen eines operationellen Bewertungsverfahrens problematisch. Aus den Untersuchungen lässt sich ableiten, dass zur Simulation der Stoffdynamik ein Modellansatz gewählt werden muss, welcher den mit flächendeckenden Anwendungen verbundenen Restriktionen bezüglich der zur Verfügung stehenden Daten stärker Rechnung trägt. Zur Simulation des Wasserhaushalts stehen ver-

schiedene bereits in der Mesoskale erprobte Einzugsgebietsmodelle zur Verfügung, welche dem Wasserhaushaltsmodul von HSPF/NPSM bezüglich der Datenanforderungen, der räumlichen Differenzierung oder der Beschreibung der Prozesse überlegen sind (bspw. LARSIM, (Large Area Simulation Model, BREMICKER 2000), WASIM-ETH (Wasserhaushalts-Simulations-Modell Eidgenössische Technische Hochschule, SCHULLA 1997, KLEINHANS 2000), TAC-D (Tracer Aided Catchment Model – Distribuierte Version, ROSER 2001, UHLENBROOK et al. 2002)). Um der räumlichen Differenzierung des meteorologischen Inputs, der Abflussbildungsprozesse und der Stoffeinträge besser Rechnung zu tragen, sollten generell rasterbasierte Modellansätze gewählt werden.

Eine Nutzung vorhandener Wasserhaushaltsmodelle ist auch deshalb wünschenswert, weil bereits für eine Vielzahl von Einzugsgebieten Modellanwendungen zur Verfügung stehen (bspw. LARSIM für große Teile von Baden-Württemberg). Auf der Basis der mit Hilfe der Wasserhaushaltsmodellen simulierten Abflussganglinien und -komponenten kann der Transport von gewässergüterelevanten Stoffen in vereinfachter Form beschrieben werden. Ein solcher Modellansatz wird in Kap. 6 beschrieben.

5 Der Bewertungsblock „Stoffhaushalt und Stoffdynamik“

Zur Bewertung des Stoffhaushalts und der Stoffdynamik wurde eine zweistufige Methodik bezogen auf die Emission und Immission der Nährstoffe Stickstoff und Phosphor entwickelt. Mit Parametergruppe *Stoffhaushalt* wird der Eintrag von Nährstoffen in Oberflächengewässer und Grundwasser erfasst. Zu diesem Zweck wird für die Nährstoffe Stickstoff und Phosphor eine flächendifferenzierte Stoffbilanzierung unter Einbeziehung aller diffusen und punktförmigen Quellen durchgeführt. Die Parametergruppe *Wasserqualität und Stoffdynamik* dient der zeitlich differenzierten Bewertung der Immission. Eine derartige Bewertung kann bislang nur für Einzugsgebiete, für die am Pegel mehrjährige Daten zur Wasserqualität vorliegen, vorgenommen werden. Um dennoch Aussagen zur Immission von Stickstoff und Phosphor zu erhalten, werden für die nicht gemessenen Untersuchungsgebiete Ergebnisse der oben genannten Stoffbilanzierung zur Bewertung der Wasserqualität herangezogen. Darüber hinaus kann die Stoffdynamik auch mit Hilfe von Stofftransportmodellen simuliert werden (s. Kap. 6). Nachfolgend wird die Methodik zur Quantifizierung der Parameter des *Stoffhaushalts* und der *Wasserqualität und Stoffdynamik* sowie deren Bewertung vorgestellt.

5.1 Bewertung des Stoffhaushalts

Die Parametrisierung des *Stoffhaushaltes* im Einzugsgebiet basiert auf der Aufstellung von räumlich differenzierten Bilanzierungen für Stickstoff und Phosphor. Dabei wird zwischen punktförmigen und diffusen Quellen, sowie zwischen natürlichen (geogenen) und anthropogenen Einträgen unterschieden. Als punktförmige Quellen werden in dieser Untersuchung kommunale und industrielle Abwässer sowie Regenüberläufe der Trenn- und Mischkanalisation verstanden. Die Stoffeinträge durch Oberflächenabfluss (Abschwemmung und Erosion), Sickerung (Auswaschung und Drainageeinträge) und atmosphärische Deposition sowie der Abfluss von Siedlungs- und Verkehrsflächen und kleinere punktuelle Belastungen in ländlichen Gebieten werden den diffusen Quellen zugerechnet.

Die Methodik der Stoffbilanzierung folgt in wesentlichen Teilen in der Literatur beschriebenen Bilanzierungsansätzen (WENDLAND et al. 1993, BACH et al. 1998, BEHRENDT et al. 1999, KOLBE 2000). Zur Berechnung der flächendifferenzierten Wasserbilanz wurde weitgehend auf am IHF entwickelte Ansätze und Datensätze zurückgegriffen (DEMUTH 1993, UHLENBROOK et al. 2000, ARMBRUSTER 2002). Zur Berechnung der Stoffmobilisierung und der Stoffrückhalte wurden zum Teil eigene Ansätze entwickelt. Da die Bilanzierungsmethodik größtenteils auf empirischen Ansätzen beruht, sollten die Ergebnisse als Abschätzung der Größenordnungen der Belastungen angesehen werden. Diese können von den realen Verhältnissen individueller Standorte (bspw. Ackerschläge) mehr oder weniger stark abweichen. Sie erlauben es jedoch, auch für größere Einzugsgebiete eine quellenbezogene Abschätzung der stofflichen Belastungen räumlich differenziert vorzunehmen und Problembereiche einzugrenzen.

5.1.1 Methodik

5.1.1.1 Quantifizierung der diffusen Einträge

5.1.1.1.1 Quantifizierung der Nährstoffüberschüsse der landwirtschaftlichen Nutzflächen

Die Quantifizierung der diffusen Einträge von Stickstoff und Phosphor in die Gewässer erfolgt in Abhängigkeit der jährlichen Bilanzüberschüsse auf den durchlässigen Landflächen. Der überwiegende Teil der diffusen Nährstoffeinträge wird von der Landwirtschaft verursacht. Die für die Berechnung der Nährstoffüberschüsse auf der landwirtschaftlichen Nutzfläche erforderlichen Daten liegen erst beginnend mit der Ebene der Gemeinden bzw. der Land- und Stadtkreise flächendeckend und in homogener Güte vor. Die Berechnung der Nährstoffüberschüsse wird deshalb zunächst für die Raumeinheiten der Gemeinden berechnet. Eine Übersicht zum Ansatz der Berechnung der Stickstoff- bzw. Phosphorbilanz auf den landwirtschaftlichen Nutzflächen gibt Tab. 5.1.

Tab. 5.1 Übersicht über die Bilanzglieder der Stickstoff- und Phosphorbilanz
(verändert nach BACH et al. 1998 und WENDLAND et al. 1993)

	Stickstoffbilanz	Phosphorbilanz
Zufuhren	organische N-Düngung (vermindert um deren Lagerungs- u. Ausbringungsverluste)	organische P-Düngung
	mineralische N-Düngung	mineralische P-Düngung
	atmosphärischer N-Eintrag	atmosphärischer P-Eintrag
Entzüge	Stickstoffentzug mit dem Erntegut	P-Entzug mit dem Erntegut
Saldo	N-Bilanzsaldo (vermindert um einen pauschalen Wert für Denitrifikationsverluste)	P-Bilanzsaldo (vermindert um einen pauschalen Wert für Verluste durch Bodenrückhalt)

Nicht im Detail beschrieben werden in Bezug auf Stickstoff die Einträge durch Saatgut, asymbiontische und symbiontische Stickstofffixierung sowie Verluste durch Bodenerosion. Diese Prozesse sind mengenmäßig von untergeordneter Bedeutung oder können nicht mit hinreichender Genauigkeit abgeschätzt werden. Zur Berücksichtigung der Denitrifikation wurde ein pauschaler Schätzwert in Höhe von 30 % vom Stickstoff-Bilanzsaldo subtrahiert (s.a. WENDLAND 1992, FREDE & DABBERT 1998). Die Berechnung der Stickstoffausträge erfolgt pauschal für mineralischen Gesamtstickstoff (N_{ges}) ohne Aufschlüsselung in die Komponenten NO_3-N, NH_4-N und NO_2-N.

Hinsichtlich Phosphor erfolgt die Berechnung aller Größen der Phosphorbilanz als gelöstes Phosphat (P_2O_5). Erst das Ergebnis (Phosphatbilanzsaldo) wird mit dem Faktor 0,44 multipliziert, der den Anteil des molekularen Phosphors im gelösten Phosphat beschreibt. Das so berechnete Phosphorsaldo wird ebenfalls um einen Schätzwert von 30 % verringert, um die dauerhafte Festlegung von Phosphor im Boden zu beschreiben (LAMMEL 1990, WALTHER 1999). Die Bilanzierung der Nährstoffüberschüsse beschreibt einen langjährigen mittleren Zustand. Änderungen im Nährstoffvorrat des Bodens (bspw. langjährige Anreicherung oder kurzfristige Freisetzung) werden mit diesem Ansatz nicht ex-

plizit berücksichtigt. Die für die vorliegende Untersuchung durchgeführte Berechnung wurde aufgrund von für die Jahre 1996-1998 gültigen Daten berechnet.

Als Bezugsfläche dient die jeweilige landwirtschaftliche Nutzfläche (*LWN*) der Gemeinde sowie die von der Landwirtschaft beeinflussten extensiven Flächen. Die *LWN* ergibt sich aus den Flächen der Landsat-TM-Landnutzungsklassen „Acker" und „Grün-land intensiv". Die extensiven Flächen (*Ext*) werden aus der Aggregation der Landsat-TM-Klassen „Grünland extensiv", „Brache bewachsen", „Brache unbewachsen", „Feuchtflächen" und „Bäume locker" berechnet.

Zufuhr mit Wirtschaftsdünger

Innerhalb der Gemeinde kann die Höhe des Stickstoff- bzw. Phosphoranfalls aus der Viehhaltung berechnet werden, indem die Stückzahlen der verschiedenen Tierarten mit dem geschätzten mittleren Gehalt in den Ausscheidungen der jeweiligen Tierart multipliziert werden (Tab. A.3, Anhang). Der Stickstoff- bzw. Phosphatanfall ist naturgemäß keine feste Größe, sondern variiert mit der Nutzungsrichtung, dem Leistungsniveau, der Futterzusammensetzung und ähnlichen Faktoren. Da regionale Untersuchungen über diese Zusammenhänge nicht zur Verfügung stehen, können die in Tab. A.3 aufgeführten Werte nur als Durchschnittswerte angesehen werden.

Der berechnete Stickstoff- bzw. Phosphoranfall wird dann auf die landwirtschaftliche Nutzfläche der betreffenden Gemeinde umgelegt. Es wird dabei unterstellt, dass keine nennenswerten Im- oder Exporte von Wirtschaftsdünger zwischen Gemeinden stattfinden. Während der Lagerung und der Ausbringung von Gülle und Stallmist entstehen Stickstoffverluste durch die Freisetzung von gasförmigen Stickstoffverbindungen, vor allem in Form von Ammoniak (NH_3). Es wird deshalb ein konstanter Verlustfaktor von 20 % angenommen, um den sich die Stickstoffzufuhr mit wirtschaftseigenen Düngern gegenüber dem Stickstoffanfall vermindert (WENDLAND et al. 1993). Für die Ermittlung der organischen Phosphatzufuhr wird kein Verlustfaktor in Ansatz gebracht. Die Stickstoff- bzw. Phosphatzufuhr mit Wirtschaftsdünger berechnet sich somit folgendermaßen (BACH et al. 1998):

$$N_{org(LWN)} = 1 / LWN * \sum (NA_i + Anz_i) * 0{,}8 \qquad (5.1)$$

$$P_2O_{5org(LWN)} = 1 / LWN * \sum (P_2O_5A_i + Anz_i) \qquad (5.2)$$

$N_{org(LWN)}$	Stickstoffzufuhr mit Wirtschaftsdüngern auf der LWN [kg/(ha*a)]
NA_i	spezifischer Stickstoffanfall der Viehart i gemäß Tab. A.3 [kg/(Tier*a)]
Anz_i	Anzahl der Viehart i [-] (bei den Tierarten Schaf und Pferd 50 % der in der Gemeinde vorhandenen Anzahl)
$P_2O_{5org(LWN)}$	P_2O_5-Zufuhr mit Wirtschaftsdüngern auf der LWN [kg/(ha*a)]
LWN	Landwirtschaftliche Nutzfläche („Acker" und „Grünland intensiv") [ha]
$P_2O_5A_i$	spezifischer P_2O_5-Anfall der Viehart i gemäß Tab. A.3 [kg/(Tier*a)]

Der Nährstoffanfall der Vieharten Rind, Schwein und Huhn wird nach Gleichung 5.1 und 5.2 homogen auf Acker und intensives Grünland verteilt. Unter dieser Berechnung wird auch der Nährstoffanfall durch Viehdung auf Weiden subsumiert. Der Nährstoffanfall der Vieharten Schaf und Pferd wird nur zur Hälfte der landwirtschaftlichen Nutzfläche zugewiesen. Die zweite Hälfte wird zur Berücksichtigung der extensiven Weidewirtschaft den extensiven Flächen zugewiesen:

$$N_{org(Ext)} = 1 / Ext * \sum (NA_i + Anz_i) * 0{,}8 \quad (5.3)$$

$$P_2O_{5org(Ext)} = 1 / Ext * \sum (P_2O_5A_i + Anz_i) \quad (5.4)$$

$N_{org(Ext)}$ Stickstoffzufuhr mit Wirtschaftsdüngern auf extensiven Bereichen [kg/(ha*a)]
Ext Extensive Flächen [ha]
Anz_i Anzahl der Viehart i [-] (bei den Tierarten Schaf und Pferd 50 % der in der Gemeinde vorhandenen Anzahl)
$P_2O_{5org(Ext)}$ P_2O_5-Zufuhr mit Wirtschaftsdüngern auf extensiven Bereichen [kg/(ha*a)]

Zufuhr durch Mineraldünger

Die mineralische Stickstoffdüngung stellt in der Regel die bedeutendste Größe der Stickstoffzufuhr auf den Ackerflächen dar. Da in der Regel keine Daten über die Ausbringung von Handelsdünger vorhanden sind, erfolgt die Berechnung der Stickstoff- und Phosphatzufuhr durch Mineraldünger indirekt über eine Funktion, die den kulturartspezifischen Nährstoffgesamtbedarf in Abhängigkeit der Nährstoffentzüge mit dem Erntegut und unter Anrechnung der organischen Düngung ermittelt.

Für die wichtigsten Kulturarten wurde von WENDLAND et al. (1993) der Gesamtstickstoffbedarf nach KTLB-Richtwerten (Kuratorium für Technik und Bauen in der Landwirtschaft) von 1991 als Funktion des Ertrages bestimmt. In der Regel setzt sich der Stickstoffbedarf aus einer ertragsunabhängigen Grundmenge und einer ertragsabhängigen Komponente zusammen. Von diesem Gesamtdüngungsbedarf wird anschließend die Stickstoffmenge abgezogen, die in der jeweiligen Gemeinde mit Wirtschaftsdüngern (organischen Düngern) zur betreffenden Kulturart ausgebracht wird. Diese Stickstoffzufuhr über Wirtschaftsdünger wird dabei nicht vollständig, sondern nur mit einem bestimmten, kulturartspezifischen Anrechnungsgrad (*Nutzgrad* in Gleichung 5.6) der Stickstoffausnutzung angerechnet. Die Differenz zwischen dem gesamten Düngungsbedarf und der Wirtschaftsdüngung entspricht dann der Stickstoffzufuhr mit Mineraldüngern (WENDLAND et al., 1993). In Tab. A.4 (Anhang) sind die Werte für den kulturartspezifischen Stickstoffbedarfs und Anrechnungsgrades der organischen Düngung angegeben.

Eine Ertragsfunktion für die Phosphatzufuhr wurde durch BACH et al. (1998) mit Hilfe von Angaben des KTBL-Datenblatts "Daten zur Betriebsplanung" von 1995 entwickelt. Nach dem Vorbild der Ertragsfunktion für Stickstoff wurde dabei für Phosphat ebenfalls eine ertragsabhängige Funktion y = f (Ertrag) in Form einer Geradengleichung konzipiert. Die kulturartspezifischen Werte des aus dieser Funktion abgeleiteten Phosphatbedarfs sind ebenfalls in Tab. A.3 dargestellt. Der Anrechnungsgrad des Phosphats in organischen Düngern auf den Phosphatgesamtbedarf (*Nutzgrad* in Gleichung 5.8) wurde durchgängig mit 100 % angesetzt und ist deshalb in Tab. A.4 nicht separat ausgewiesen.

Anschließend wird für die Ackerflächen die kulturartspezifische Menge an organischer Düngung nach dem in BACH et al. (1998) beschriebenen Ansatz berechnet. Dabei werden einzelnen Kulturartengruppen unterschiedlich hohe Anteile der organischen Düngung zugewiesen, um die Verteilung des Wirtschaftsdüngers in der Praxis nachzubilden. Die Fruchtarten erhalten folgende Anteile an Wirtschaftsdünger:

AF1 (einfache Menge):	Getreide, Hülsenfrüchte, Zuckerrüben, Raps
AF2 (doppelte Menge):	Kartoffeln, restliche Futterpflanzen
AF3 (vierfache Menge):	restliche Hackfrüchte, Silomais

Die Stickstoffzufuhr mit Mineraldünger berechnet sich wie folgt:

$$N_{org\ i} = N_{org(LWN)} * F / [AF1 + (2 * AF2) + (4 * AF3)] \quad (5.5)$$

$$N_{min} = 1 / LWN_A * \sum [AF_i * (NB_i - (N_{org\ i} * Nutzgrad_i))] \quad (5.6)$$

$N_{org\ i}$	Kulturartspezifische organische Stickstoffdüngung der Kulturart i [kg/(ha*a)]
F	Faktor der kulturartspezifischen organischen Düngungsintensität (F = 1 für Kulturen in *AF1*, F = 2 für Kulturen in *AF2*, F = 4 für Kulturen in *AF3*)
AF1	Summe der Anbaufläche. der Kulturen Getreide, Hülsenfrüchte, Zuckerrüben, Raps [ha]
AF2	Summe der Anbaufläche der Kulturen Kartoffeln und restliche Futterpflanzen [ha]
AF3	Summe der Anbaufläche der Kulturen Silomais und restliche Hackfrüchte [ha]
N_{min}	mineralische Stickstoffzufuhr [kg/(ha*a)]
LWN_A	Ackerfläche [ha]
AF_i	Anbaufläche der Kulturart i [ha]
NB_i	Stickstoffbedarf der Kulturart i gemäß Tab. A.4 [kg/(ha*a)]
$Nutzgrad_i$	Anrechnungsgrad der organischen Düngung bei Kulturart i gemäß Tab. A.4 [%]

Die Phosphatzufuhr mit Mineraldünger berechnet sich entsprechend:

$$P_2O_{5org\ i} = P_2O_{5org(LWN)} * F / [AF1 + (2 * AF2) + (4 * AF3)] \quad (5.7)$$

$$P_2O_{5min} = 1 / LWN_A * \sum [AF_i * (P_2O_5B_i - (P_2O_{5org\ i} * Nutzgrad_i))] \quad (5.8)$$

$P_2O_{5org\ i}$	Kulturartspezifische organische P_2O_5-Düngung der Kulturart i [kg / (ha *a)]
P_2O_{5min}	mineralische P_2O_5-Zufuhr [kg/(ha*a)]
$P_2O_5B_i$	P_2O_5-Bedarf der Kultur i gemäß Tab. A.4 [kg/(ha*a)]

Als Zufuhr von mineralischem Dünger auf den Sonderkulturflächen „Weinbau“ und „Obst“ werden die in Tab. A.4 aufgeführten Werte angesetzt.

Gesamtzufuhr

Die Ermittlung der Stickstoff- und Phosphatzufuhrgrößen aus Wirtschafts- und Mineraldüngern wurde in den vorstehenden Abschnitten erläutert. Die Angaben aus verschiedenen experimentellen Untersuchungen in der Bundesrepublik Deutschland über atmosphärische Einträge von Stickstoff schwanken zwischen 10 und über 65 kg N/(ha*a) (BEHRENDT et al. 1999, WALTHER 1999). Für die Untersuchungsgebiete wurde pauschal ein Wert von 25 kg/(ha*a) für alle nicht bewaldeten Gebiete angesetzt. Für Phosphat kann der atmosphärische Eintrag mit 0,5 kg P_2O_5/(ha*a) geschätzt werden (BEHRENDT et al. 1999). Auf den Ackerflächen wird zusätzlich noch eine Zufuhr von 6.5 kg N /(ha*a) und 2 kg P_2O_5/(ha*a) als pauschaler Schätzwert zur Berücksichtigung der organischen Düngung mit Klärschlamm hinzugefügt (SEIPEL 1999, SCHWEIGERT 1996). Die gesamte Stickstoff- bzw. Phosphatzufuhr für die Ackerflächen der Gemeinden setzt sich aus den folgenden Größen zusammen:

$$N_{zuf(A)} = N_{org(LWN)} + N_{min} + N_{ks} + N_{atm} \quad (5.9)$$

$$P_2O_{5zuf(A)} = P_2O_{5org(LWN)} + P_2O_{5min} + P_2O_{5ks} + P_2O_{5atm} \quad (5.10)$$

$N_{zuf(A)}$	Stickstoffzufuhr auf der Ackerfläche [kg/(ha*a)]
N_{ks}	Stickstoffzufuhr mit Klärschlamm [kg/(ha*a)]

N_{atm} atmosphärische Stickstoffeinträge [kg/(ha*a)]
$P_2O_{5zuf(A)}$ P_2O_5-Zufuhr auf der Ackerfläche [kg/(ha*a)]
P_2O_{5ks} P_2O_5-Zufuhr mit Klärschlamm [kg/(ha*a)]
P_2O_{5atm} atmosphärische P_2O_5-Einträge [kg/(ha *a)]

Für den Grünlandanteil der landwirtschaftlichen Nutzfläche und die extensiven Flächen errechnet sich die Gesamtzufuhr wie folgt:

$$N_{zuf(IG)} = N_{org(LWN)} + N_{atm} \quad (5.11)$$

$$P_2O_{5zuf(IG)} = P_2O_{5org(LWN)} + P_2O_{5atm} \quad (5.12)$$

$$N_{zuf(Ext)} = N_{org(Ext)} + N_{atm} \quad (5.13)$$

$$P_2O_{5zuf(Ext)} = P_2O_{5org(Ext)} + P_2O_{5atm} \quad (5.14)$$

$N_{zuf(IG)}$ Stickstoffzufuhr auf intensivem Grünland [kg/(ha*a)]
$P_2O_{5zuf(IG)}$ P_2O_5-Zufuhr auf intensivem Grünland [kg/(ha*a)]
$N_{zuf(Ext)}$ Stickstoffzufuhr auf extensiven Flächen[kg/(ha*a)]
$P_2O_{5zuf(Ext)}$ P_2O_5-Zufuhr auf extensiven Flächen [kg/(ha*a)]

Auf den Landnutzungsklassen „Weinbau“ und „Obst“ wird die Zufuhr von organischem Dünger vernachlässigt. Die Gesamtzufuhr ergibt sich für diese Flächen daher aus der Zufuhr aus mineralischen Düngern nach Tab. A.4 und der atmosphärischen Deposition.

Entzug mit dem Erntegut

Die Menge des mit dem Erntegut von der Ackerfläche entzogenen Stickstoffs und Phosphats errechnet sich als Summe der Erträge der jeweiligen Kulturarten multipliziert mit dem Stickstoff- bzw. Phosphatgehalt der betreffenden Fruchtart (siehe Tab. A.5, Anhang):

$$N_{ent(A)} = 1 / LWN_A * \sum (AF_i * E_i * N_{gehalt\,i}) \quad (5.15)$$

$$P_2O_{5ent(A)} = 1 / LWN_A * \sum (AF_i * E_i * P_2O_{5gehalt\,i}) \quad (5.16)$$

$N_{ent(A)}$ Stickstoffentzug auf der Ackerfläche [kg/(ha*a)]
E_i Ertrag der Kulturart i
$N_{gehalt\,i}$ Stickstoffgehalt der Kulturart i [kg/dt] gemäß Tab. A..5
$P_2O_{5ent(A)}$ P_2O_5-Entzug auf der Ackerfläche [kg/(ha*a)]
$P_2O_{5gehalt\,i}$ P_2O_5-Gehalt der Kulturart i [kg/dt] gemäß Tab. A..5

Die Nährstoffentzüge für den Grünlandanteil der Landwirtschaftlichen Nutzfläche und die extensiven Flächen können aufgrund des nicht vorhandenen Datenmaterials nicht aus der Erntestatistik abgeleitet werden. Für diese Flächen wird der Entzug von Stickstoff nach KOLBE (2000) mittels einer empirischen Formel aus der Stickstoffzufuhr berechnet:

$$N_{ent(IG)} = 2.13 + (N_{zuf(IG)} * 0.716) \quad (5.17)$$

$$N_{ent(Ext)} = 2.13 + (N_{zuf(Ext)} * 0.716) \quad (5.18)$$

$N_{ent(IG)}$ Stickstoffentzug auf intensivem Grünland [kg/(ha*a)]
$N_{ent(Ext)}$ Stickstoffentzug auf extensiven Flächen [kg/(ha*a)]

Aus dem auf diese Weise berechneten Stickstoffentzug wurde unter Annahme eines gleichbleibenden N/P-Verhältnisses der Entzug von P_2O_5 berechnet.

$$P_2O_{5ent(IG)} = N_{ent(IG)} * (P_2O_{5zuf(IG)} / N_{zuf(IG)}) \quad (5.19)$$

$$P_2O_{5ent(Ext)} = N_{ent(Ext)} * (P_2O_{5zuf(Ext)} / N_{zuf(Ext)}) \quad (5.20)$$

$P_2O_{5ent(IG)}$ P_2O_5-Entzug auf intensivem Grünland [kg/(ha*a)]
$P_2O_{5ent(Ext)}$ P_2O_5-Entzug auf extensiven Flächen [kg/(ha*a)]

Auf den Landnutzungsklassen „Weinbau“ und „Obst“ werden für den Nährstoffentzug die in Tab. A.5 angegebenen Werte angesetzt.

Bilanzüberschuss

Die Differenz zwischen den Bilanzgliedern Zufuhr und Entzug ergibt den rechnerischen Bilanzüberschuss. Es wird ein Verlust im Boden von 30 % angenommen (siehe oben).

$$Saldo_{N(i)} = (N_{zuf(i)} - N_{ent(i)}) * 0,7 \quad (5.21)$$

$$Saldo_{P(i)} = (P_2O_{5zuf(i)} - P_2O_{5ent(i)}) * 0,7 * 0,44 \quad (5.22)$$

$Saldo_{N(i)}$ Stickstoffüberschuss der Landnutzungsklasse i [kg/(ha*a)]
$N_{zuf(i)}$ Stickstoffzufuhr der Landnutzungsklasse i [kg/(ha*a)]
$N_{ent(i)}$ Stickstoffentzug der Landnutzungsklasse i [kg/(ha*a)]
$Saldo_{P(i)}$ Phosphorüberschuss der Landnutzungsklasse i [kg/(ha*a)]
$P_2O_{5zuf(i)}$ P_2O_5-Zufuhr der Landnutzungsklasse i [kg/(ha*a)]
$P_2O_{5ent(i)}$ P_2O_5-Entzug der Landnutzungsklasse i [kg/(ha*a)]

5.1.1.1.2 Quantifizierung der Nährstoffüberschüsse der nicht landwirtschaftlich genutzten Flächen

Um den Einfluss der nicht landwirtschaftlich genutzten Flächen bei der Stoffbilanzierung zu berücksichtigen, müssen auch für die restlichen Landnutzungsklassen die Nährstoffüberschüsse quantifiziert werden. Für die durchlässigen Landelemente werden diese ebenfalls als Bilanzglied der Nährstoffbilanz im Boden berechnet. Als Nährstoffzufuhr in Waldgebieten wird die atmosphärische Deposition eingesetzt. Als atmosphärische Stickstoffdeposition wird für die Waldgebiete ein Wert von 40 kg N (ha* a) angenommen, um die höhere trockene Deposition in Waldgebieten zu berücksichtigen (WALTHER 1999). Der Stickstoffentzug in Waldgebieten wird ebenfalls nach einer empirischen Formel (KOLBE 2000) aus der Stickstoffzufuhr berechnet:

$$N_{ent(W)} = (0,9717 * N_{zuf(W)}) - (0.01354 * (N_{zuf(W)})^2) \quad (5.23)$$

$N_{ent(W)}$ Stickstoffentzug auf Waldflächen [kg/(ha*a)]
$N_{zuf(W)}$ Stickstoffzufuhr auf Waldflächen [kg/(ha*a)]

Der Entzug von P_2O_5 auf Waldflächen wird dann wiederum über das N/P-Verhältnis entsprechend der Gleichung 5.20 berechnet.

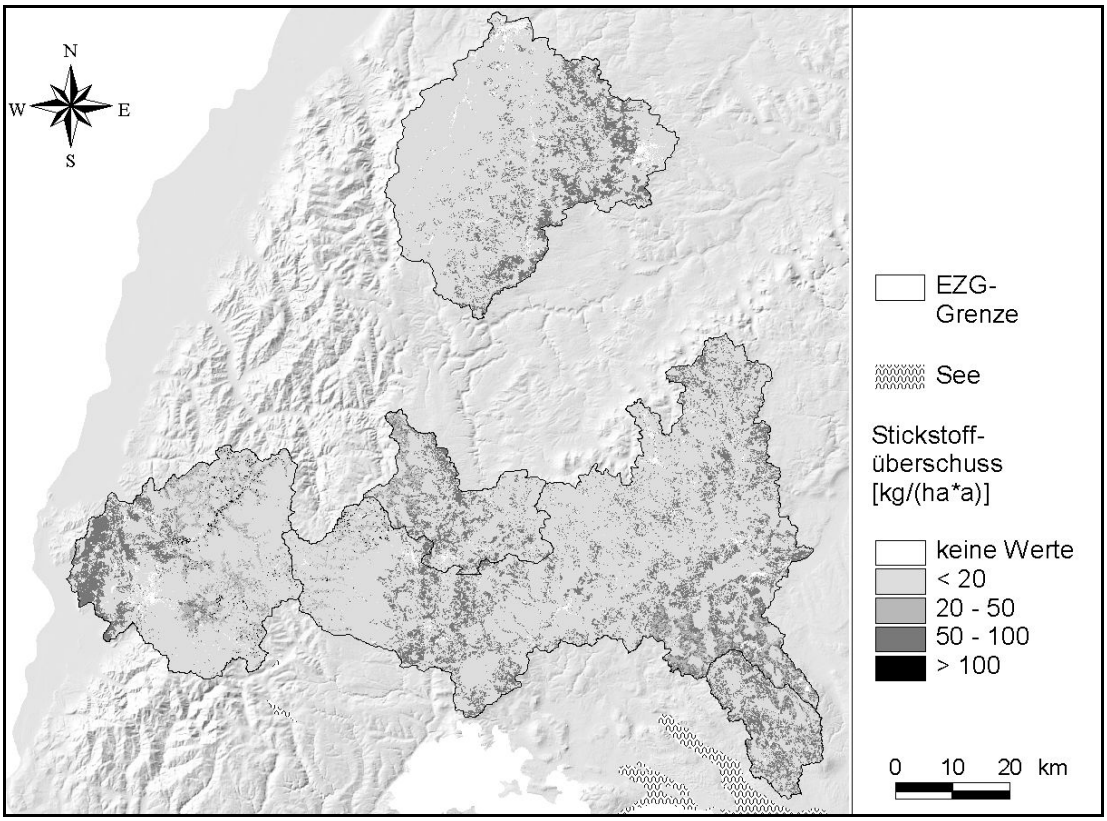


Abb. 5.1 Berechnete Stickstoffüberschüsse der durchlässigen Landflächen

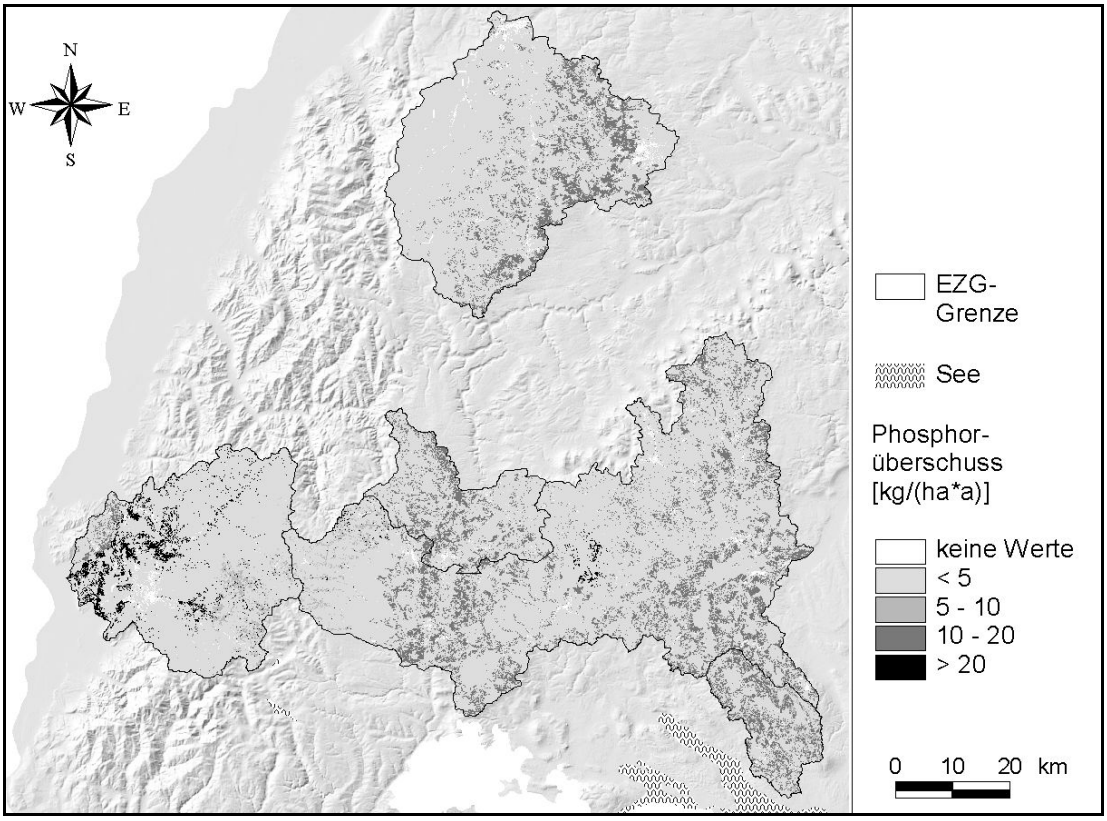


Abb. 5.2 Berechnete Phosphorüberschüsse der durchlässigen Landflächen

Für die überwiegend durch durchlässige Landflächen gekennzeichnete Landnutzungsklasse „Siedlung locker“ wurde als Nährstoffzufuhr die atmosphärische Deposition sowie zusätzlich zur Berücksichtigung von Gartendüngung und Laubfall ein geschätzter Wert von 10 kg N (ha * a) und 3,4 kg P_2O_5 / (ha*a) angesetzt. Die organische Düngung in Gärten und städtischen Anlagen wird damit im Wertebereich der organischen Düngung auf den extensiven Flächen der Landwirtschaft eingestuft. Der Nährstoffentzug für die Landnutzungsklasse „Siedlung locker“ wurde anhand der empirischen Beziehungen für Grünland (Gleichungen 5.17 und 5.19) berechnet.

Für die überwiegend versiegelten Landnutzungsklassen „Siedlung dicht“ und „großflächig versiegelte Bereiche“ wird keine Berechnung der Nährstoffüberschüsse durchgeführt. Die Überschüsse von Stickstoff und Phosphor sind für die Untersuchungsgebiete in Abb. 5.1 und Abb. 5.2 dargestellt.

5.1.1.1.3 Flächendifferenzierte Wasserbilanz

Zur Quantifizierung des Stofftransports über die verschiedenen Abflusspfade wird für die Untersuchungsgebiete eine räumlich differenzierte Wasserbilanz unter Berücksichtigung der einzelnen Abflusskomponenten aufgestellt.

Gesamtabfluss

Zur flächendifferenzierten Berechnung des Gesamtabflusses wurden die regionalisierten Niederschlagstageswerte des DWD (DWD 1999) sowie die Ergebnisse einer flächendifferenzierten Berechnung der aktuellen Evapotranspiration herangezogen. Im Rahmen des Projekts Wasser- und Bodenatlas Baden-Württemberg wurde zur Berechnung der Grundwasserneubildung am IHF für die Gesamtfläche von Baden-Württemberg die aktuelle Evapotranspiration mit einem SVAT-Modell (Soil-Vegetation-Atmosphere-Transfer-Modell) für den Zeitraum von 1961-1990 flächendifferenziert in einem Raster von 500 x 500 m simuliert (ARMBRUSTER 2002). Aus den für 7000 x 7000 m große Rasterflächen vorliegenden Niederschlagstageswerten wurde das langjährige Jahresmittel des Zeitraumes 1961-1990 berechnet und nachfolgend mit Hilfe des Inverse-Distanz-Verfahrens auf das oben genannte 500 x 500 m Raster interpoliert (s.a. Abb. 3.3 in Kap. 3.2.1.2).

Das langjährige Jahresmittel des Gesamtabflusses der jeweiligen Rasterfläche wurde mit Hilfe dieser Datengrundlage aus der Differenz von Niederschlag und Verdunstung berechnet. Die berechneten Gebietsabflüsse wurden mit den am Pegel gemessenen Abflüssen verglichen (Abb. 5.3). Die aus dem Vergleich festgestellte systematische Überschätzung der gemessenen Pegelabflüsse (im Mittel um 31 %) kann auf verschiedene Ursachen zurückgehen. Als eine Fehlerquelle muss eine Unterschätzung der Verdunstung aufgrund des von ARMBRUSTER (2002) verwendeten Ansatzes in Betracht gezogen werden. Die berechneten Verdunstungswerte liegen jedoch in den aufgrund der klimatischen Verhältnisse in Baden-Württemberg zu erwartenden Bereichen. In den Gebieten mit überwiegend landwirtschaftlicher Nutzung liegen diese verglichen mit den von WENDLING et al. (2001) im Hydrologischen Atlas von Deutschland veröffentlichten Werten der potentiellen Verdunstungshöhe (berechnet als Gras-Referenz-Verdunstung) etwa in gleicher Höhe. Die Annahme einer Unterschätzung der Verdunstungswerte in der Größenordnung der festgestellten systematischen Überschätzung der Pegelabflüsse erscheint daher unplausibel und wird ausgeschlossen.

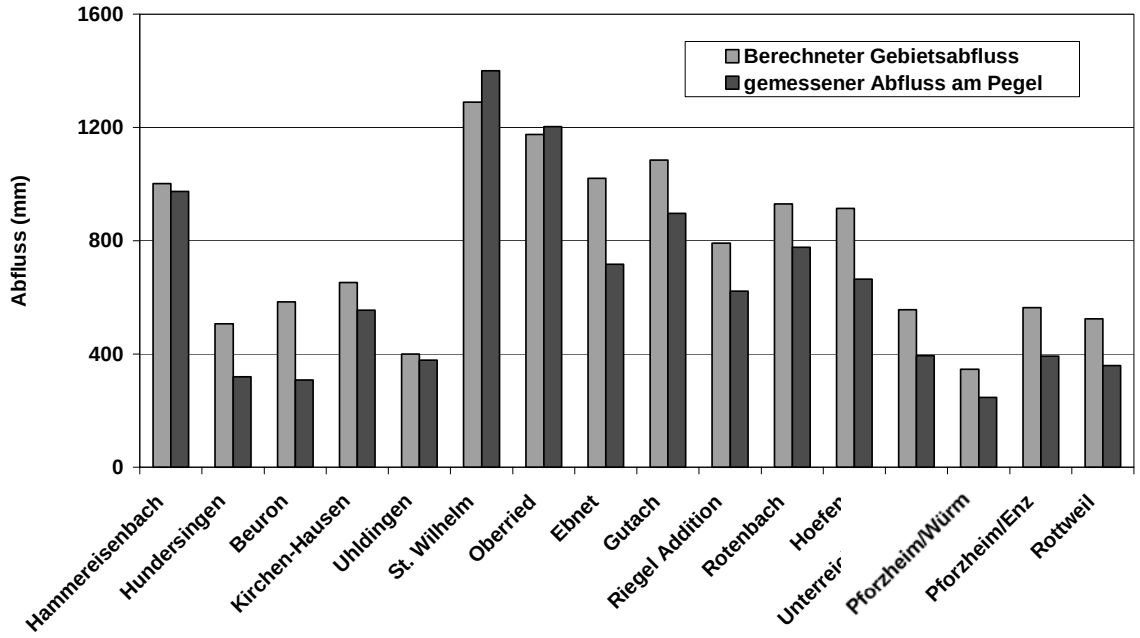


Abb. 5.3 Vergleich der gemessenen Pegelabflüsse mit den als Differenz von Niederschlag und Verdunstung berechneten Gesamtabflüssen

Als weitere Fehlerquellen verbleiben die Überschätzung der Niederschlagshöhen sowie mögliche Grundwasserabströme. In verschiedenen Testeinzugsgebieten im Festgestein, in denen ein Grundwasserabstrom weitgehend ausgeschlossen werden kann, wurde durchschnittlich eine Überschätzung der gemessenen Abflüsse um 10 % festgestellt. Inwieweit diese systematische Abweichung auf Fehler in der Verdunstungsberechnung oder Fehler in den Niederschlagsdaten zurückgeht, konnte nicht geklärt werden. Zur Berücksichtigung dieser Abweichung wurden die berechneten Werte des Gesamtabflusses um 10 % verringert. Die Karte des korrigierten Gesamtabflusses ist für die Bilanzgebiete in Abb. 5.4 dargestellt.

Die noch verbleibende Überschätzung der Pegelabflusse ist bei den Donaupegeln Beuron, Hundersingen und Berg auf Verluste im Karstsystem und auf die Donauversinkung zurückzuführen (HÖTZL & HUBER 1972). In den Einzugsgebieten mit großen Talaquiferen bzw. gut durchlässigem oder verkarstetem Festgestein ist weiterhin zu vermuten, dass ein Teil des Gebietsabflusses den Pegel unterströmt bzw. nicht den Pegel erreicht. Bei der Bewertung des *Stoffhaushalts* sollen alle Transportpfade berücksichtigt werden. Daher wird in der Bilanzierung der flächendifferenziert berechnete Gesamtabfluss als Grundlage zur Berechnung des Stofftransports verwendet. Verbleibende positive Abweichungen der Gebietsmittel des Gesamtabflusses von den gemessenen Pegelabflüssen der Testeinzugsgebiete werden ab einer Überschreitung von 5 % als Grundwasserabstrom interpretiert. Dieser wird bspw. für die Berechnung der diffusen Einträge in die Fließgewässer und damit zur Validierung der Stoffbilanzen mit den in den Fließgewässern gemessenen Konzentrationen sowie zur Bewertung der Wasserqualität benötigt.

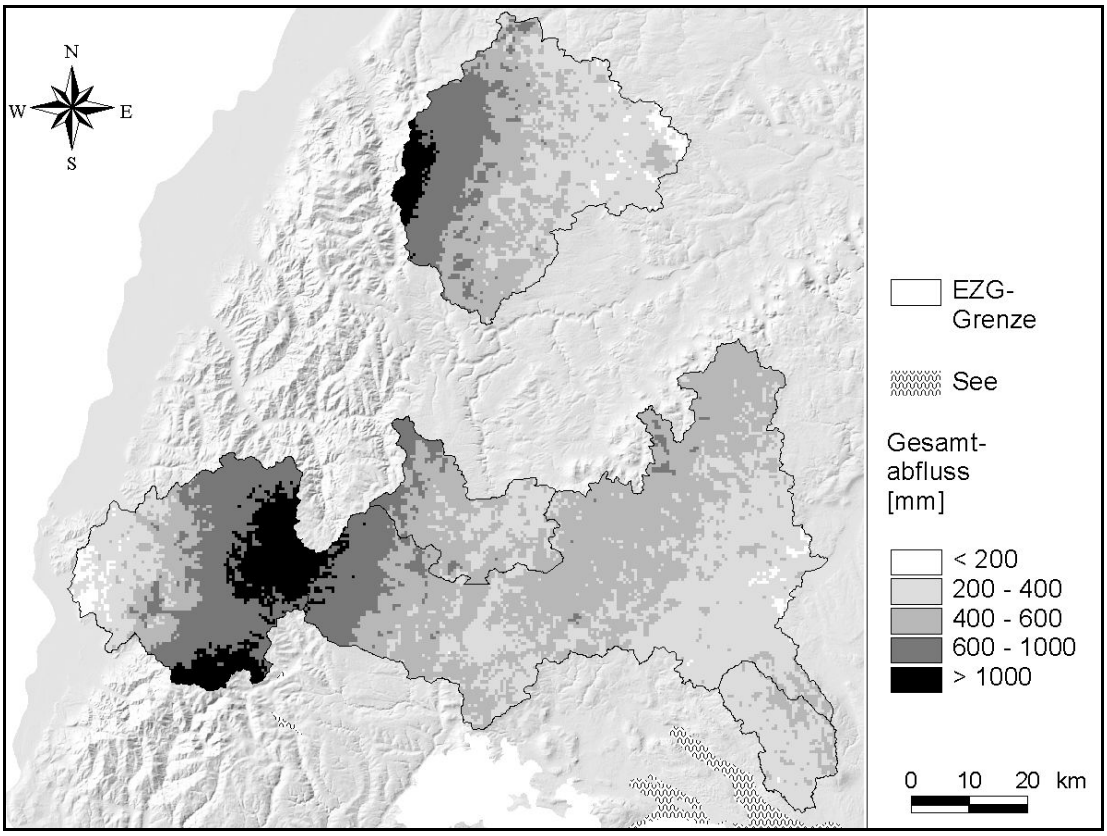


Abb. 5.4 Aus der Wasserbilanz berechneter korrigierter Gesamtabfluss

Die flächendifferenziert vorliegenden Werte des Gesamtabflusses müssen nachfolgend in die für den Stofftransport relevanten Abflusskomponenten aufgeteilt werden. Die komplexen Teilprozesse der Abflussbildung, müssen für großräumige Bilanzierungen in vereinfachter Form beschrieben werden. Für die Nährstoffbilanzierung im Rahmen der Bewertung des *Stoffhaushalts* wurde ein Ansatz zur Aufteilung des Gesamtabflusses gewählt, der auf der Grundlage breitenverfügbarer Daten anwendbar ist. Der Gesamtabfluss wird in eine schnelle, verzögerte und langsame Abflusskomponente aufgeteilt; die verzögerte und die langsame Abflusskomponente addieren sich zur mittleren Sickerwasserhöhe.

$$Q_{ges} = Q_{schnell} + Q_z + Q_b \qquad (5.24)$$

Q_{ges} Gesamtabfluss [mm]
$Q_{schnell}$ schnelle Abflusskomponente [mm]
Q_z verzögerte Abflusskomponente [mm]
Q_b langsame Abflusskomponente oder Basisabfluss [mm]

Schnelle Abflusskomponente

Insbesondere für die Berechnung des Phosphortransports ist die Berechnung der Abflusskomponente, die nicht mit einer Passage der Bodenmatrix verbunden ist, von besonderer Bedeutung. In den in der Literatur beschriebenen Bilanzierungsansätzen wird in diesem Zusammenhang in der Regel von Oberflächenabfluss gesprochen (BACH 1987, BEHRENDT et al. 1999). Als Formel zur Abschätzung des Oberflächenabflusses in Abhängigkeit von

Gesamtabfluss und Niederschlag verwenden diese Autoren eine durch den US Soil Conservation Service (US SCS 1972) entwickelte empirische Gleichung.

Neuere Untersuchungen zeigten jedoch, dass die Relevanz des klassischen Landoberflächenabflusses nach HORTON (1933) vielfach überschätzt wird und insbesondere in bewaldeten Gebieten diese Art der Abflussbildung selten anzutreffen ist (PEARCE et al. 1986, TANAKA et al. 1988, BONELL 1993, LEANEY et al. 1993). So wurde beispielsweise in den Untersuchungsgebieten des IHF festgestellt, dass an bewaldeten Steilhängen im Schwarzwald auch bei extremen Abflussereignissen kein Oberflächenabfluss gebildet wird. Oberflächenabfluss entsteht in diesen Gebieten nur auf versiegelten Flächen und Sättigungsflächen (UHLENBROOK 1999). Für den nicht die Bodenmatrix passierenden Transport ist zusätzlich auch der Abfluss über Makroporen oder Drainagen von Bedeutung (LAMMEL 1990, GÄCHTER et al. 1996). Über das Vorkommen von Makroporen und den Anteil der drainierten Flächen waren für die Bilanzgebiete jedoch keine Daten verfügbar.

Aufgrund der dargestellten Überlegungen wurde für die Wasserbilanz der folgende Ansatz zur Quantifizierung des die Bodenmatrix umgehenden Transportpfades gewählt. Diese Abflusskomponente wird im Folgenden als schnelle Abflusskomponente bezeichnet und schließt neben Oberflächenabfluss auch Abflüsse über Makroporen und Drainagen mit ein. Auf eine separate Berechnung des Drainagenabflusses wird verzichtet:

Der Anteil der schnellen Abflusskomponente wird zunächst als Gebietsmittel für das gesamte Bilanzgebiet nach (US SCS 1972) über die Gleichungen 5.25 und 5.26 berechnet.

$$Q_{schnell(G)} = Q_{ges(G)} * 2 * 10^{-6} * (N_{J(G)} - 500)^{1,65} \quad (5.25)$$

$$\% Q_{schnell(G)} = (Q_{schnell(G)} / Q_{ges(G)}) * 100 \quad (5.26)$$

$Q_{schnell(G)}$ Gebietsmittel der schnellen Abflusskomponente [mm]
$Q_{ges(G)}$ Gebietsmittel des Gesamtabflusses [mm]
$N_{J(G)}$ Gebietsmittel des Niederschlags (korrigiert analog Gesamtabfluss um –10 %) [mm]
$\% Q_{schnell(G)}$ Anteil der schnellen Abflusskomponente am Gebietsmittel des Gesamtabflusses [%]

Aufgrund dieser Schätzung ergibt sich als Mittel des gesamten Bilanzgebietes ein Anteil der schnellen Abflusskomponente am Gesamtabfluss von ca. 6 %. Dieser Wert kann als langjährige Schätzung für das Gesamtgebiet als plausibel angesehen werden. Um eine flächendifferenzierte Abschätzung der schnellen Abflusskomponente zu erhalten, wurde eine im Rahmen einer Untersuchung von Hochwasserwahrscheinlichkeiten am IHF erstellte Karte der Abflussfaktoren in Baden-Württemberg herangezogen. Die Karte beruht auf einer Anwendung der „Curve-Number-Methode“ unter Verwendung von Landnutzungsfaktoren und *kf*-Werten als bodenkundliche Einflussgrößen. Aus den resultierenden Werten wurden nachfolgend durch die Multiplikation mit der Hangneigung Abflussfaktoren berechnet. Diese beschreiben die Wahrscheinlichkeit, dass eine Teilfläche zur Bildung von Hochwasser beiträgt (UHLENBROOK et al. 2000). In der Wasserbilanz werden nicht die in der Karte ausgewiesenen Werte, sondern deren räumliche Differenzierung verwendet. Zu diesem Zweck werden die in der Karte ausgewiesenen Werte auf 1 normiert.

Zur räumlichen Differenzierung der Höhe des schnellen Abflusses wurde das mit Gleichung 5.26 berechnete Bilanzgebietsmittel des Anteils der schnellen Abflusskomponenten

für jede 50 x 50 m Rasterzelle der oben genannten Karte mit dem jeweiligen Wert des normierten Abflussfaktors und dem jeweiligen Wert des Gesamtabflusses multipliziert:

$$Q_{schnell} = \%\ Q_{schnell(G)} * Q\text{-}Faktor_{norm} * Q_{ges} \quad (5.27)$$

$Q\text{-}Faktor_{norm}$ Normierter Wert des Abflussfaktors in der Rasterzelle [-]

Eine Karte des Anteils der schnellen Abflusskomponente am Gesamtabfluss in den Bilanzgebieten ist in Abb. 5.5 dargestellt. Der beschriebene Ansatz kann für die unversiegelten Bereiche als plausible Schätzung angesehen werden, in welcher alle verfügbaren Datenquellen eingegangen sind. Für vollständig oder teilweise versiegelte Flächen ist der beschriebene Ansatz jedoch nicht plausibel, da hier davon ausgegangen werden muss, dass ein großer Teil des Abflusses oberflächlich und nachfolgend über das Kanalnetz abgeführt wird. Da die versiegelten Bereiche in der Nährstoffbilanzierung separat behandelt werden und hier keine Differenzierung der Abflusskomponenten durchgeführt wird, wirkt sich dieser Fehler nicht auf das Ergebnis der Nährstoffbilanz aus.

Sickerwasserhöhe

Die Sickerwasserhöhe (Abb. 5.6) ist die für die Stoffauswaschung relevante Kenngröße. Sie ergibt sich aus dem Gesamtabfluss abzüglich der schnellen Abflusskomponente:

$$Q_{swh} = Q_{ges} - Q_{schnell} \quad (5.28)$$

Q_{swh} mittlere Sickerwasserhöhe [mm]

Verzögerte und langsame Abflusskomponente

Zur Berücksichtigung des unterschiedlich hohen Stoffrückhalts sowie eines möglichen Grundwasserabstroms muss die Sickerwasserhöhe weiter in eine verzögerte Komponente Q_z (Zwischenabfluss) und eine langsame Komponente Q_b (Basisabfluss oder langsamer Grundwasserabfluss) unterteilt werden. Zur Aufteilung der Sickerwasserhöhe wurde eine im Rahmen der Berechnung der Grundwasserneubildung für Baden-Württemberg berechnete Karte des Basisabflussanteils am Gesamtabfluss herangezogen. Diese Karte beruht auf der Quantifizierung des langjährigen Basisabflusses aus Abflussreihen einer Gruppe von 105 Testgebieten nach DEMUTH (1993), der Bildung des Quotienten „Basisabfluss durch Gesamtabfluss“ und der Regionalisierung dieses Quotienten über ein Regressionsmodell in Abhängigkeit relevanter Gebietsmerkmale (ARMBRUSTER 2002). Die langsame Komponente berechnet sich nach Gleichung 5.29:

$$Q_b = Q_{ges} * (Q_{bas}/Q_{ges}) \quad (5.29)$$

(Q_{bas}/Q_{ges}) Quotient Basisabfluss durch Gesamtabfluss nach ARMBRUSTER (2002) [-]

In Lockergesteinsbereichen wird in der Karte ein Quotient von 1 ausgewiesen und damit schnelle Abflusskomponenten vernachlässigt. Nach oben beschriebenen Berechnung der schnellen Abflusskomponente treten aber auch in diesen Bereichen Anteile des Schnellen Abflusses zwischen 3 und 5 % auf. Um diesen Anteil der schnellen Abflusskomponente zu berücksichtigen, wird in den Lockergesteinsbereichen der Basisabfluss mit der nach Gleichung 5.28 berechneten Sickerwasserhöhe gleichgesetzt. Eine Karte des auf diese Weise berechneten Basisabflusses ist in Abb. 5.7 dargestellt.

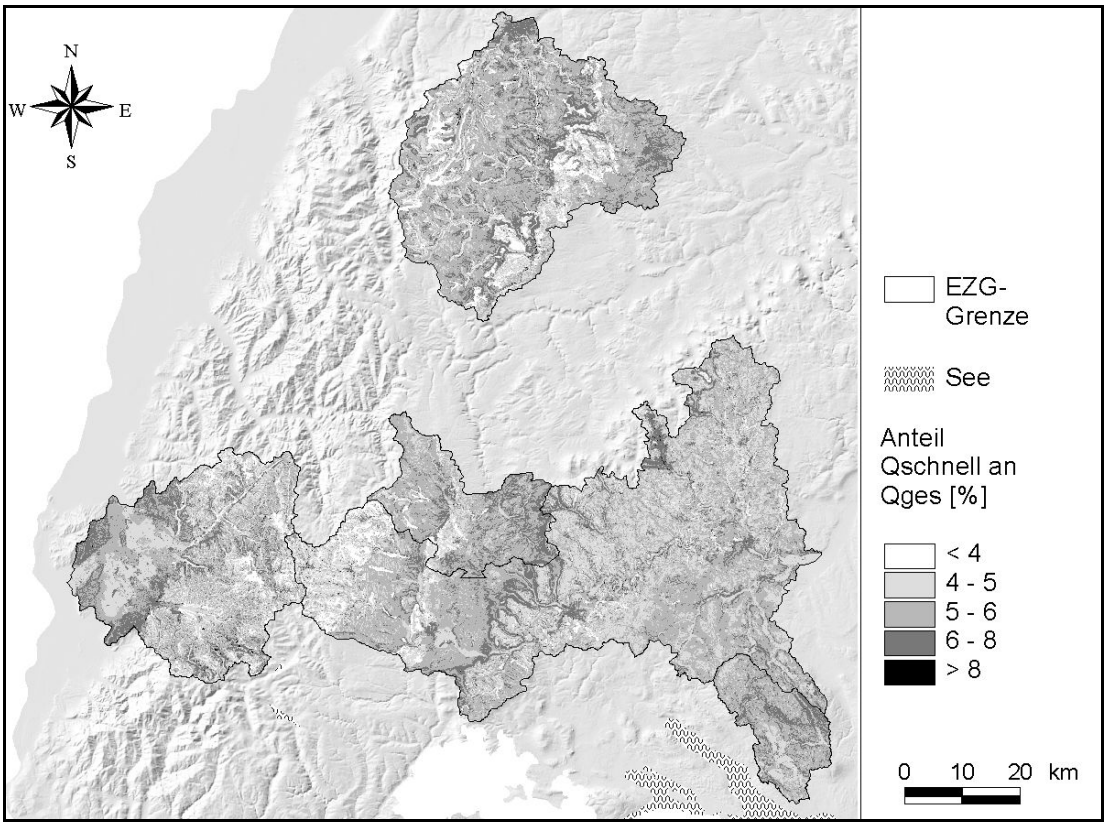


Abb. 5.5 Berechneter Anteil der schnellen Abflusskomponente am Gesamtabfluss

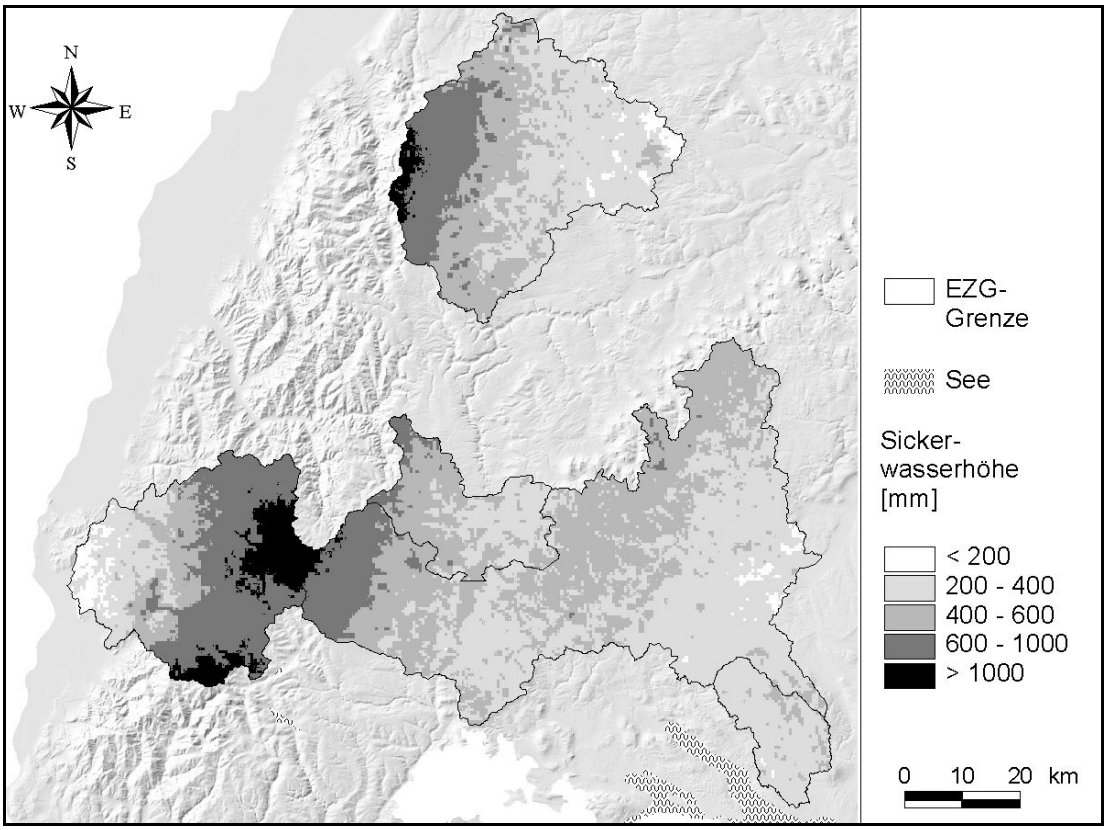


Abb. 5.6 Aus der Wasserbilanz berechnete Sickerwasserhöhe

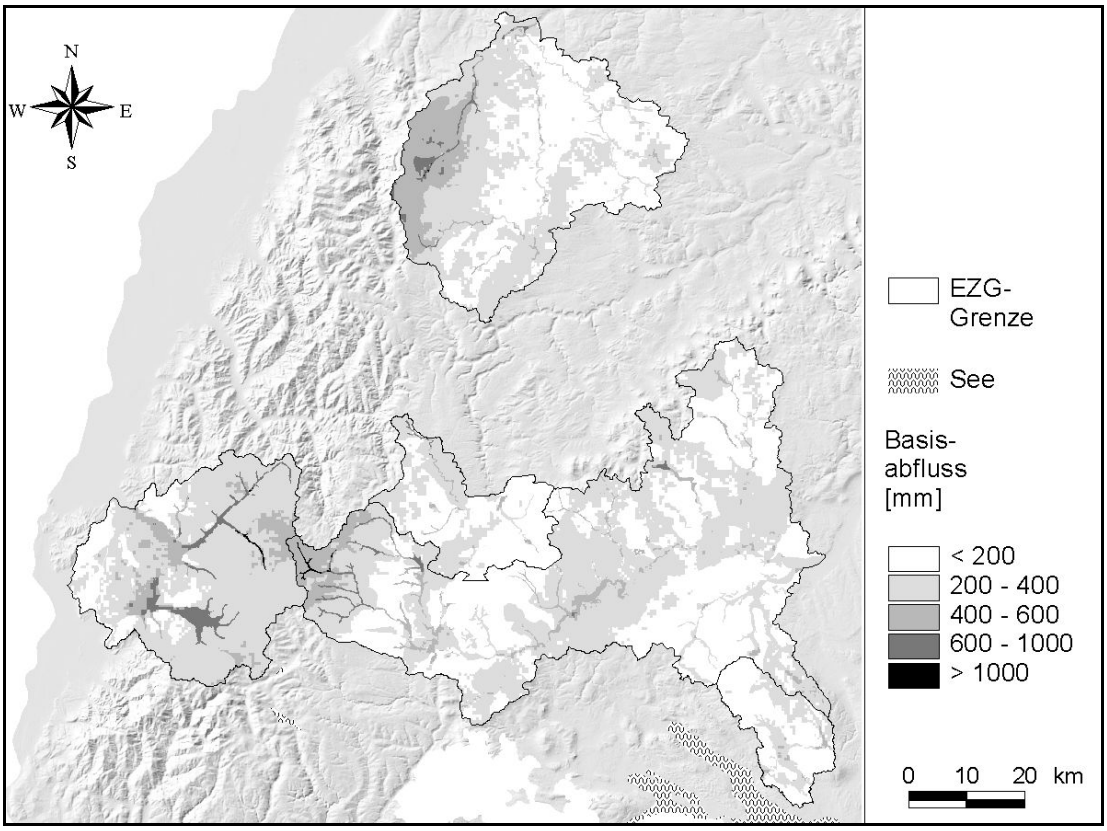


Abb. 5.7 Aus der Wasserbilanz berechneter Basisabfluss

Die verzögerte Komponente wird als Restglied berechnet:

$$Q_z = Q_{swh} - Q_b \qquad (5.30)$$

Anhand der signifikant positiven Abweichungen (> 5 %) der Einzugsgebietsmittel des Gesamtabflusses von den gemessenen Abflüssen an den Pegeln wird der Anteil des Grundwasserabstroms am Gesamtabfluss berechnet. Dieser wird später bei der Berechnung der Nährstoffbilanz der Flussgebiete benötigt.

$$Q_{Gwa} = (Q_{ges} - (1{,}05 * Q_{Pegel})) \quad \text{für } (Q_{ges} - Q_{Pegel}) / Q_{Pegel} >= 0{,}05)$$

$$Q_{Gwa} = 0 \quad \text{für } (Q_{ges} - Q_{Pegel}) / Q_{Pegel} \leq 0{,}05) \qquad (5.31)$$

$$A_{GwaQges} = (Q_{Gwa} / Q_{ges}) * 100 \qquad (5.32)$$

Q_{Gwa} Grundwasserabstrom [mm]
Q_{Pegel} Mittlerer spezifischer Abfluss am Pegel [mm]
$A_{GwaQges}$ Anteil des Grundwasserabstroms an Q_{ges} [%]

Werte für den prozentualen Anteil des Grundwasserabstroms am Gesamtabfluss in den Testeinzugsgebieten sind in Tab. A.7 (Anhang) angegeben.

5.1.1.1.4 Flächendifferenzierte Berechnung der diffusen Nährstoffeinträge in die Gewässer

Wie in Kap. 5.1.1.1.1 bereits erläutert, werden bei der Berechnung der Nährstoffüberschüsse auf den landwirtschaftlich genutzten Flächen der jeweiligen Gemeinden Transporte von Wirtschaftsdünger über die Gemeindegrenzen nicht berücksichtigt. Hierdurch können insbesondere in Gemeinden mit hoher Viehdichte erhebliche Fehler entstehen. Um diese Fehler zu verringern, werden die einzelnen Gemeinden zu größeren Bilanzteilgebieten mit Flächengrößen zwischen 70 bis 100 km² zusammengefasst. Diese repräsentieren in der Regel naturräumliche Einheiten mit charakteristischer Landnutzungsstruktur (bspw. „Buntsandsteinschwarzwald" innerhalb des Testeinzugsgebiets Rottweil/Neckar, „Zartener Becken“ innerhalb des Testeinzugsgebiets „Riegel/Addition“). Für die Bilanzteilgebiete werden jeweils das Mittelwerte der Nährstoffüberschüsse für die jeweilige Landnutzungsklasse gebildet. Durch die Mittelung der Werte werden die Unterschiede zwischen den Gemeinden nivelliert und damit der Fehler, der durch die Vernachlässigung des Transports von Wirtschaftsdüngern entsteht, verkleinert. Der durch die Aggregation entstehende Informationsverlust kann in Kauf genommen werden, da mit dem verwendeten Ansatz ohnehin keine flächenscharfen Aussagen über die Nährstoffüberschüsse gemacht werden können. Die für die Bilanzteilgebiete berechneten Rasterkarten der Nährstoffüberschüsse werden anschließend zu Rasterkarten der jeweiligen Testeinzugsgebiete zusammengefügt.

Die Belastung von Oberflächengewässer und Grundwasser mit Stickstoff erfolgt zu einem überwiegenden Teil über gelöste, mineralische Stickstoffkomponenten. Der Transport von partikulären Stickstoffverbindungen spielt dagegen eine untergeordnete Rolle (1 bis 10 %). Im Gegensatz dazu wird ein bedeutender Anteil (20 bis 70 %) der Phosphorbelastung durch partikuläre Phosphorverbindungen verursacht (BEHRENDT et al. 1999, PRAHSUHN 1999, UBA 2001a, UBA 2001b). Im vorliegenden Bilanzierungsansatz wird daher auf eine Quantifizierung des partikulären Stickstofftransports verzichtet. Bei Phosphor werden hingegen beide Transportkomponenten betrachtet. Zur Berechnung der auf den durchlässigen Landflächen mobilisierten Nährstofffrachten wird der jeweilige Nährstoffvorrat im Boden benötigt. Aufgrund der Intensivierung der Landwirtschaft sind die Nährstoffgehalte der landwirtschaftlichen genutzten Böden seit den fünfziger Jahren stark angestiegen (BEHRENDT et al. 1999, WALTHER 1999). Im vorliegenden Ansatz wird die Annahme zugrunde gelegt, dass sich der mobilisierbare Anteil des Nährstoffvorrats näherungsweise aus dem Bilanzüberschuss berechnen lässt. Die Änderung des Nährstoffvorrats durch verstärkte Adsorption an die Bodensubstanz oder Freisetzung durch Mineralisierung kann nur mit einem zeitlich differenzierten Ansatz erfasst werden. Für die vorliegende stationäre Nährstoffbilanzierung können diese Prozesse deshalb nicht betrachtet werden. Die in der Bilanz veranschlagten Verlustgrößen repräsentieren sowohl den Prozess der Nährstoffspeicherung im Boden, als auch den für den Stickstoffkreislauf bedeutsamen Prozess der Denitrifikation.

Die Transformation der Nährstoffüberschüsse in mobilisierte Nährstofffrachten wird über die Verrechnung der Nährstoffüberschüsse (Salden) mit Proportionalitätsfaktoren realisiert. Diese Proportionalitätsfaktoren beschreiben die natürlichen Standortfaktoren der jeweiligen Landfläche. Zu deren Berechnung werden die für die *nFK*-Klassen der BÜK 200 gültigen Mittelwerte der Feldkapazität (s. Abb. 3.6 in Kap. 3.2.1.4), die berechneten

Sickerwasserhöhen bzw. die schnellen Abflussanteile sowie zusätzlich stoffspezifische Mobilitätsfaktoren herangezogen.

Nährstoffmobilisierung mit der schnellen Abflusskomponente

Die schnelle Abflusskomponente kann nur einen bestimmten Anteil des Stickstoff- bzw. Phosphordepots im Oberboden und in den Makroporen erreichen. Zur Berechnung des Stoffaustrags mit der schnellen Abflusskomponente wird ein stoffspezifischer Mobilitätsfaktor hinzugezogen, der den für diese Abflusskomponente maximal erreichbaren Anteil des Nährstoffüberschusses im Boden beschreibt. Der Mobilitätsfaktor kann nicht aus der Datengrundlage abgeleitet werden und ist deshalb als Kalibrierparameter in der Stoffbilanzierung anzusehen. Der Wert des Mobilitätsfaktors kann jedoch aus dem in der Literatur beschriebenen stoffspezifischen Verhalten abgeschätzt werden. Der Phosphorvorrat des Bodens befindet sich überwiegend im Oberboden, da die Verlagerung in tiefere Bodenschichten aufgrund der hohen Adsorbtionsfähigkeit von Phosphor gebremst wird. Der überwiegende Teil des Stickstoffvorrats befindet sich dagegen in der Bodenmatrix der unteren Bodenschichten und ist damit für die schnelle Komponente nicht erreichbar (LAMMEL 1990). Als Werte für den Mobilitätsfaktor wurden deshalb 0,9 für Phosphor und 0,1 für Stickstoff eingesetzt. Diese Werte wurden bei der weiteren Berechnung nicht kalibriert. Der für diesen Transportpfad eingesetzte Proportionalitätsfaktor berechnet sich über die Höhe der schnellen Abflusskomponente, die Feldkapazität bezogen auf 25 cm und den stoffspezifischen Mobilitätsfaktor:

$$P_{schnell\ N/P} = (Q_{schnell} / FK_{2,5dm}) * MFs_{N/P} \quad (P_{schnell\ N/P} \leq 1) \qquad (5.33)$$

$P_{schnell\ N,P}$ Stoffspezifischer Proportionalitätsfaktor der schnellen Abflusskomponente [-]
$FK_{2,5dm}$ Feldkapazität bezogen auf 2,5 dm Bodentiefe [mm]
$MFs_{N,P}$ Stoffspezifischer Mobilitätsfaktor für die schnelle Abflusskomponente ($MFs_{N,}$ = 0,1; für MFs_P = 0,9) [-]

Die mit der schnellen Abflusskomponente mobilisierte Nährstoff-Fracht berechnet sich nach Gleichung 5.34:

$$F_{schnell\ N,P} = Saldo_{N,P} * P_{schnell\ N,P} \qquad (5.34)$$

$F_{schnell\ N,P}$ Stickstoff- bzw. Phosphorfracht in der schnellen Abflusskomponente [kg/(ha*a)]
$Saldo_{N,P}$ Stickstoff- bzw. Phosphorüberschuss [kg/(ha*a)]

Die auf diese Weise berechnete mobilisierte Phosphorfracht stellt die Summe des gelösten und partikulären Phosphors dar. Der größte Anteil der diffusen Phosphorfracht wird in partikulärer Form mit dem Bodenabtrag mobilisiert (LAMMEL 1990, PRAHSUHN 1999, WALTHER 1999). Aufgrund des sehr hohen Aufwands wurde für die Nährstoffbilanzierung auf eine separate Berechnung des Bodenabtrags (bspw. über die allgemeine Bodenabtragsgleichung nach SCHWERTMANN et al. (1987)) verzichtet. In BEHRENDT et al. (1999) werden durchschnittliche Konzentrationen von gelöstem Phosphor im Oberflächenabfluss ($C_{Pgel\ Qo}$) für die verschiedenen Landnutzungsarten angegeben. Auf der Basis dieser Angaben wurde der gelöste Anteil der Phosphorfracht der schnellen Abflusskomponente quantifiziert. Die mit dem Bodenabtrag mobilisierte Phosphorfracht wird nachfolgend als Restgröße berechnet:

$$F_{schnell\ Pgel} = (C_{Pgel\ Qo} * Q_{schnell}) / 100 \quad (5.35)$$

$$F_{schnell\ Pba} = F_{schnell\ P} - F_{schnell\ Pgel} \quad (5.36)$$

$F_{schnell\ Pgel}$ gelöster Anteil der Phosphorfracht in der schnellen Abflusskomponente [kg/(ha*a)]
$C_{Pgel\ Qo}$ Konzentration von P_{gel} im Oberflächenabfluss nach BEHRENDT et al. (1999) [mg/l]
$F_{schnell\ Pba}$ mit dem Bodenabtrag mobilisierte Phosphorfracht [kg/(ha*a)]

Nährstoffmobilisierung mit den verzögerten und langsamen Abflusskomponenten

Für die Mobilisierung mit der verzögerten und der langsamen Abflusskomponente steht der in der Bodenmatrix verbleibende Rest der Nährstoffüberschüsse zur Verfügung. Dieser berechnet sich aus der Differenz von Bilanzüberschuss und Stoffaustrag der schnellen Abflusskomponente:

$$Saldo_{Matrix\ N,P} = Saldo_{N,P} - F_{schnell\ N,P} \quad (5.37)$$

$Saldo_{Matrix\ N,P}$ in der Bodenmatrix verbleibende Stickstoff- bzw. Phosphormenge [kg /(ha*a)]

Zur Berechnung der Stoffauswaschung $F_{Ausw\ N,P}$ aus der Bodenmatrix wird ein weiterer Proportionalitätsfaktor verwendet. Dieser wird über den Wasseraustausch und stoffspezifische Mobilitätsfaktoren zur Beschreibung des Rückhalts im Boden quantifiziert. Der überwiegende Anteil der Stickstoffüberschüsse im Boden wird in Nitrat umgewandelt und ist somit mobilisierbar. Phosphor wird dagegen aufgrund seiner hohen Adsorptionsfähigkeit nur in geringem Maße ausgewaschen (LAMMEL 1990, DVWK 1998, SCHEFFER & SCHACHTSCHABEL 1998, WALTHER 1999). Als Wert für den stoffspezifischen Mobilitätsfaktor wird daher für Stickstoff 0,75 und für Phosphor 0,1 eingesetzt und nicht weiter kalibriert. Die Stoffauswaschung berechnet sich demnach:

$$P_{Ausw\ N,P} = (Q_{swh} / FK_{10dm}) * MFa_{N,P} \qquad (P_{Ausw\ N,P} \leq 1) \quad (5.38)$$

$$F_{Ausw\ N,P} = Saldo_{Matrix\ N,P} * P_{Ausw\ N,P} \quad (5.39)$$

$P_{Ausw\ N,P}$ Proportionalitätsfaktor der Stoffauswaschung [-]
$MFa_{N,P}$ Stoffspezifischer Mobilitätsfaktor für Sickerwasser (MFa_N = 0,75; MFa_P = 0,1) [-]
FK_{10dm} Feldkapazität bezogen auf 10 dm Bodentiefe [mm]
$F_{Ausw\ N,P}$ Stickstoff- bzw. Phosphorauswaschung mit dem Sickerwasser [kg/(ha*a)]

Die ausgewaschene Nährstofffracht wird nachfolgend anteilig auf die Abflusskomponenten Q_z und Q_b aufgeteilt:

$$F_{Qz\ N,P} = F_{Ausw\ N,P} * (Q_z / Q_{swh}) \quad (5.40)$$

$$F_{Qb\ N,P} = F_{Ausw\ N,P} - F_{Qz\ N,P} \quad (5.41)$$

$F_{Qz\ N,P}$ Stickstoff- bzw. Phosphorfracht in der verzögerten Abflusskomponente [kg/(ha*a)]
$F_{Qb\ N,P}$ Stickstoff- bzw. Phosphorfracht in der langsamen Abflusskomponente [kg/(ha*a)]

Nährstoffrückhalt

Für die Transportkomponenten $F_{Qz\ N,P}$ und $F_{Qb\ N,P}$ müssen die Stoffrückhalte in der ungesättigten Zone und im Grundwasser berücksichtigt werden. Des weiteren muss für die langsame Komponente eine Verzögerung in der ungesättigten Zone und im Grundwasserleiter angenommen werden. Die Quantifizierung der Verweilzeiten der Grundwasser-

komponenten bereitet zur Zeit noch große Probleme. BEHRENDT et al. (1999) gehen für die Einzugsgebiete des Rheins und der Donau von Verweilzeiten zwischen 20 bzw. 30 Jahren aus. Für die betrachteten Bilanzgebiete sind jedoch zur Zeit keine genauen Angaben über die Verweilzeit der langsamen Abflusskomponente vorhanden. Da bei der Bewertung des *Stoffhaushalts* ein mittlerer stationärer Zustand betrachtet werden soll, wurde auf eine Berücksichtigung der Verzögerung im Grundwasser verzichtet. In der vorliegenden Bilanzierung werden die Verzögerung und die Nährstoffverluste in vereinfachter Form mittels eines aufgrund gemessener Daten ermittelten Rückhaltekoeffizienten beschrieben. Zur Quantifizierung dieses Rückhaltekoeffizienten wird das im Einzugsgebiet gemittelte Verhältnis der Konzentration im Sickerwasser – berechnet aus den Frachten im Sickerwasser – zum Konzentrationsniveau im Grundwasser herangezogen. Das Konzentrationsniveau im Grundwasser wurde für Stickstoff aufgrund der Beprobung der Grundwassermessstellen von 1995 berechnet (LFU 1996). Das Konzentrationsniveau von gelöstem Phosphor wurde den in BEHRENDT et al. (1999) veröffentlichten Karten entnommen. Um die unterschiedlichen Stofftransportbedingungen in den Grundwasserleitern des Locker- und Festgesteins berücksichtigen zu können, wird der Rückhaltekoeffizient für beide Kategorien separat berechnet. Aufgrund der kürzeren Passage und Verweilzeit wird für verzögerte Abflusskomponente mit einem geringfügig niedrigerem Rückhalt gerechnet. Der Rückhaltekoeffizient wird deshalb um 5 % höher angesetzt. Die Rückhaltekoeffezienten werden nach den folgenden Gleichungen berechnet:

$$C_{swh\,N,P} = (F_{Ausw\,N,P} * 100) / Q_{swh} \quad (5.42)$$

$$Rk_{Qb\,N,P} = C_{GW\,N,P} / C_{swh\,N,P} \quad (5.43)$$

$$Rk_{Qz\,N,P} = Rk_{Qb\,N,P} * 1{,}05 \quad (5.44)$$

$C_{swh\,N,P}$ Stickstoff- bzw. Phosphorkonzentration im Sickerwasser [mg/l]
$Rk_{Qb\,N,P}$ Rückhaltekoeffizient für die langsame Abflusskomponente [-]
$Rk_{Qz\,N,P}$ Rückhaltekoeffizient für die verzögerte Abflusskomponente [-]
$C_{GW\,N,P}$ Konzentrationsniveau von Stickstoff bzw. Phosphor im Grundwasser [mg/l]

Für den Transport der gelösten Nährstoffe mit der schnellen Abflusskomponente wird kein Rückhalt angenommen. Für die mit dem Bodenabtrag mobilisierte partikuläre Phosphorfracht wird der Stoffrückhalt über die sog. „Source-Aria-Ratio“ (SAR) berechnet. Diese kann über einen empirischen Ansatz aus den Gebietseigenschaften Ackerlandanteil und mittlere Hangneigung berechnet werden (BEHRENDT et al. 1999). Darauf basierend wurde eine Funktion für das prozentuale Eintrags-Abtrags-Verhältnis für Phosphor an aus Schwebstoffmessungen berechneten Frachten des partikulären Phosphors angepasst. Daten zur Fracht von partikulärem Phosphor lagen für die Pegel Uhldingen, Oberried und Ebnet vor (s.a. Kap. 4.1.2.4):

$$V_{E/A} = (0.05 * (SL - 0.25)^{0,3} * A_{Acker}{}^{1,5}) + (SL / z) \quad (5.45)$$

$V_{E/A}$ Verhältnis Eintrag / Abtrag für partikulären Phosphor [-]
SL Mittlere Hangneigung des Einzuggebiets [%]
A_{Acker} Anteil der Ackerflächen an der Einzugsgebietsfläche [%]
z Parameter zur Kalibrierung des Eintrags von partikulären Phosphor

Der erste Term der Gleichung 5.45 beschreibt die Abhängigkeit des Sedimenteintrags von der Hangneigung und dem Vorhandensein von Ackerflächen. Je weniger Ackerflächen in einem Gebiet vorhanden sind, desto höher ist die Wahrscheinlichkeit, dass die erodierten Feststoffe und damit auch der partikuläre Phosphor in der Landschaft zurückgehalten werden. Bei einem Ackeranteil von null ist nach diesem Term auch der Phosphoreintrag gleich null. Da jedoch auch unter natürlicher Vegetation in geringem Maße Schwebstoffe eingetragen werden, wird im zweiten Term der Formel der Eintrag nur in Abhängigkeit von der Hangneigung beschrieben. Der Parameter *z* dient als Eichgröße zur Anpassung an die oben genannten auf Messwerten basierenden Frachten. Die Anreicherung von Phosphor während des Transports wird in diesem Ansatz nicht explizit berücksichtigt. Die Berechnung des partikulären Phosphoreintrags ist deswegen als grobe Abschätzung anzusehen.

Diffuser Nährstoffeintrag in die Gewässer

Aus den Summen der in den vorherigen Abschnitten berechneten Einzelkomponenten wird der diffuse Nährstoffeintrag in die Oberflächengewässer berechnet. Zur Berücksichtigung der mit dem Grundwasserabstrom transportierten Nährstofffracht wird der diffuse Eintrag von Stickstoff und gelöstem Phosphor entsprechend des prozentualen Anteils des Grundwasserabstroms am Gesamtabfluss $A_{GwaQges}$ (s. Kap. 5.1.1.1.3) aufgeteilt.

$$F_{Qgwa\ N,P} = F_{dif\ N,\ Pgel} * (A_{GwaQges} / 100) \quad (5.46)$$

$$F_{difOG\ N} = ((F_{Qb\ N} * Rk_{Qb\ N}) + (F_{Qz\ N} * Rk_{Qz\ N}) + F_{schnell\ N}) * (1-(A_{GwaQges}/100)) \quad (5.47)$$

$$F_{difOG\ Pgel} = ((F_{Qb\ P} * Rk_{Qb\ P}) + (F_{Qz\ P} * Rk_{Qz\ P}) + F_{schnell\ Pgel}) * (1-(A_{GwaQges}/100)) \quad (5.48)$$

$F_{Qgwa\ N,P}$ Stickstoff- und Phosphorfracht im Grundwasserabstrom [kg/(ha*a)]
$F_{dif\ N,\ Pgel}$ Diffuser Eintrag von Stickstoff und gelöstem Phosphor (gesamt) [kg/(ha*a)]
$F_{dif\ OG\ N}$ Diffuser Stickstoffeintrag in die Oberflächengewässer [kg/(ha*a)]
$F_{dif\ OG\ Pgel}$ Diffuser Eintrag von gelöstem Phosphor in die Oberflächengewässer [kg/(ha*a)]

Der Eintrag von partikulären Phosphor in die Oberflächengewässer berechnet sich wie folgt:

$$F_{difPpt} = F_{schnell\ Pba} * V_{E/A} \quad (5.49)$$

F_{difPpt} Partikulärer Eintrag von Phosphor [kg/(ha*a)]

Für die Landnutzungsklassen „Siedlung dicht, „dicht versiegelt“ und „Wasserflächen“ werden keine Bilanz- und Transportberechnungen durchgeführt, sondern die atmosphärische Deposition von Stickstoff und Phosphor als $F_{dif\ N}$ und $F_{dif\ Pgel}$ eingesetzt.

5.1.1.2 Quantifizierung der punktförmigen Einträge

Zur Abschätzung der punktförmigen Nährstoffeinträge durch kommunale Kläranlagen und Regenentlastungen des Mischkanalsystems der Siedlungsentwässerung wurde das in BEHRENDT et al. (1999) beschriebene Verfahren angewendet. Als Datengrundlage wurden die Gemeindestatistiken zur Siedlungswasserwirtschaft und das Verzeichnis der ATV-Nachbarschaften der kommunalen Kläranlagen (ATV-DVWK 2000), sowie die Landnutzungsklassifikation und die Rasterkarte des langjährigen mittleren Jahresniederschlags (s. Abb. 3.3, in Kap. 3.2.1.2) herangezogen.

5.1.1.2.1 Einträge über Kläranlagen

Die Abschätzung der Stickstoff- und Phosphoremissionen aus kommunalen Kläranlagen erfolgt über Anzahl der angeschlossenen Einwohner und deren spezifischer Nährstoffabgabe. In Verbindung mit den Eliminierungsleistungen der in den einzelnen Anlagen eingesetzten Verfahren kann die emittierte Stofffracht berechnet werden. Eine Herleitung der Höhe der einwohnerspezifischen Stickstoff- und Phosphorabgaben und der Nährstoffelimination der Klärverfahren wird in BEHRENDT et al. (1999) gegeben.

Aus der Anzahl der an die Kläranlage angeschlossenen Einwohner und der einwohnerspezifischen Stickstoff- und Phosphorabgaben werden die Zulauffrachten der Kläranlagen berechnet:

$$ZU_{N,P} = AG_{E\,N,P} * EW_{KA} \quad (5.50)$$

$ZU_{N,P}$ Stickstoff- bzw. Phosphorzulauffracht der Kläranlage [g N bzw. P/d]
$AG_{E\,N,P}$ einwohnerspezifische Stickstoff- bzw. Phosphorabgabe [11 g N bzw. 1,8 P/(EW*d)]
EW_{KA} an Kläranlagen angeschlossene Einwohner

Die Reinigungsleistung der in den kommunalen Kläranlagen eingesetzten Verfahren kann Tab. A.6 (Anhang) entnommen werden. Die Nährstoffelimination wird unter Verwendung der verfahrensspezifischen Reinigungsleistung für jede Kläranlage berechnet.

$$EUKA_{N,P} = ZU_{N,P} * 365.25\ (RV_{N,P} / 100) \quad (5.51)$$

$EUKA_{N,P}$ aus den Kläranlagen eingetragene Nährstoffmenge [kg/a]
$RV_{N,P}$ Stickstoff- bzw. Phosphorelimination des angewandten Reinigungsverfahrens [%]

5.1.1.2.2 Einträge über Regenentlastungen des Mischkanalsystems

Bei der Mischwasserkanalisation werden die Einträge aus den Haushalten und den industriellen Indirekteinleitern sowie die Regenwasserabläufe in einem Kanal erfasst und der Kläranlage zugeführt. Die Auslegung von Mischsystem und Kläranlage ist so bemessen, dass bei normalen Regenereignissen die Mischwässer zum größten Teil der Kläranlage zugeführt werden. Bei Starkregenereignissen dagegen ist das System nicht oder nur zu einem geringen Teil in der Lage, die Wassermengen der Kläranlage zuzuführen oder zu speichern, um sie nach dem Ereignis der Kläranlage ordnungsgemäß zuzuleiten. Die nicht zugeführten bzw. nicht zuführbaren Wassermengen werden dann über Mischkanalisationsüberläufe direkt und ohne Behandlung dem Vorfluter zugeführt.

Die Berechnung der mit den Regenentlastungen emittierten Nährstofffrachten wird auf der Basis des zu den jeweiligen Kläranlagen führenden Abwassersystems durchgeführt. Zur Ermittlung der für die Regenentlastung relevanten Abflüsse wurde nach HEANEY et al. (1976) der Abflussbeiwert der urbanen Flächen berechnet. Aus Abflussbeiwert und jährlichem Niederschlag lässt sich die Abflussmenge ermitteln, die im Einzugsgebiet des Abwassersystems von urbanen Flächen bei Starkregenereignissen zum Abfluss kommt:

$$a_{URBV} = 0{,}15 + 0{,}75 * A_{URBV} / A_{URB} \quad (5.52)$$

$$q_{URBV} = a_{URBV} * N_J \quad (5.53)$$

a_{URBV} Abflussbeiwert der versiegelten urbanen Fläche
A_{URBV} versiegelte urbane Fläche [km²]
A_{URB} gesamte urbane Fläche [km²]
q_{URBV} spezifischer Abfluss von der versiegelten urbanen Fläche [l/(m²*a)]
N_J Jahresniederschlag [mm]

Durch Multiplikation des spezifischen Abflusses mit der an die Mischkanalisation angeschlossenen versiegelten Fläche wird der Gesamtabfluss berechnet, welcher der Mischkanalisation zufließt. Die einwohnerspezifische Abwassermenge kann nach Gleichung 5.54 berechnet werden:

$$q_E = AW_{KA} / EW_{KA} \quad (5.54)$$

q_E einwohnerspezifische tägliche Abwasserspende [l/(E*d)]
AW_{KA} der Kläranlage zugeführte Abwassermenge [l/d]

Der Abschätzung der Nährstoffeinträge über Regenentlastungen der Mischkanalisation liegen die Vorstellungen von MOHAUPT et al. (1998) zu Grunde. Danach kann davon ausgegangen werden, dass der gesamte nach Gleichung 5.53 ermittelte abflusswirksame Niederschlag von urbanen Flächen lediglich an den Starkregentagen des Jahres realisiert wird. Die Zahl der Starkregentage wird je nach Bilanzgebiet mit 45 bis 65 angenommen. Die gesamte dem Mischsystem des Untersuchungsgebiets zugeführte Wassermenge kann dann nach Gleichung 5.55 berechnet werden:

$$Q_{URBM} = [q_{URBV} * A_{URBV} + Z_{NT} * (EW_{KA} * q_E + a_{GEW} * q_{GEW} * A_{URB})] / 1000 \quad (5.55)$$

Q_{URBM} an Starkregentagen realisierter Abfluss im Mischsystem [m³/a]
Z_{NT} Zahl der effektiv wirksamen Starkregentage
a_{GEW} Anteil der gewerblichen an der gesamten urbanen Fläche [%]
q_{GEW} spezifische Abflussspende von gewerblichen Flächen [l/(ha*d)]

Für die Berechnung der Menge des gewerblichen Abwassers wurde der Anteil der Landnutzungsklasse „großflächig versiegelten Bereiche“ an der gesamten urbanen Fläche (a_{GEW}) und die von MOHAUPT et al. (1998) angesetzte gewerbliche Abflussspende (q_{GEW}) von 432000 l/(ha*d) eingesetzt.

Die Entlastungsrate einer Mischkanalisation schwankt in Abhängigkeit vom Speichervolumen, das einen Teil des bei Starkregen anfallenden Schmutzwassers zurückhält und dann verzögert der Kläranlage zuführt. MEIßNER (1991) und BROMBACH & MICHELBACH (1998) gehen davon aus, dass das Speichervolumen bei 100 % Ausbaugrad unabhängig von der Größe der Anlage 23,3 m³/ha beträgt. Bei Abwassersystemen, für die keine Daten des Ausbaugrades vorhanden waren, wurde ein Ausbaugrad von 80 % angenommen. Das Speichervolumen der Abwassersysteme und die Entlastungsraten werden nach den folgenden Gleichungen berechnet:

$$V_S = (AB / 100) * 23{,}3 \quad (5.56)$$

$$RE = \frac{[(4000 + 25*q_R) / (0{,}551 + q_R)]}{V_S + [(36{,}8 + 13{,}5*q_R) / (0{,}5 + q_R)]} - 6 + [(N_J - 800) / 40] \quad (5.57)$$

V_S Speichervolumen des Abwassersystems [m³]
AB Ausbaugrad des Abwassersystems [%]
RE Entlastungsrate des Abwassersystems [%]
q_R Regenabflussspende [l/(ha*s)]

Für die Regenabflussspende wird in Anlehnung an BROMBACH & MICHELBACH (1998) ein mittlerer Wert von 1 l/(ha*s) angenommen. Die Stoffkonzentrationen im Mischwasser werden aufgrund eines empirischen Ansatzes berechnet (BROMBACH & MICHELBACH 1998):

$$C_{M\,N} = 6{,}37 * e^{(-0{,}019)*AB} + 4{,}44 \quad (5.58)$$

$$C_{M\,P} = 0{,}0805 * e^{(-0{,}019)*AB} + 1{,}165 \quad (5.59)$$

$C_{M\,N}$ Stickstoffkonzentration im Mischwasser im Entlastungsfall [mg/l]
$C_{M\,P}$ Phosphorkonzentration im Mischwasser im Entlastungsfall [mg/l]

Die gesamten über die Mischkanalisation eingetragenen Nährstoffmengen werden danach bezogen auf die Kläranlagenstandorte wie folgt berechnet:

$$EUM_{N,P} = C_{M\,N,P} * RE * Q_{URBM} \quad (5.60)$$

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

Ein Teil der Regenentlastungen befindet sich nicht an den Kläranlagenstandorten, sondern ist dezentral an das Gewässernetz angeschlossen. Für die Flussgebietsbilanzierung ist eine genaue Ortsangabe nur dann von Bedeutung, wenn das Abwassersystem über die Grenzen des Bilanzgebiets hinaus geht. Im Bilanzgebiet Riegel/Addition ist die Mehrheit der Einwohner an das Abwassersystem des Abwasserzweckverbands Breisgauer Bucht (Zusammenschluss der Gemeinden in Freiburg und Umgebung) angeschlossen. Die zugehörige Kläranlage in Forchheim liegt außerhalb des Bilanzgebiets während die Regenentlastungen des Abwassersystems innerhalb des Bilanzgebiets an die Vorfluter angeschlossen sind. Aus diesem Grunde werden in diesem Testeinzugsgebiet die für das Abwassersystem berechneten Frachten aus der Regenentlastung in die Bilanz eingerechnet, während die Frachten aus dem Ablauf der Kläranlage Forchheim nicht enthalten sind.

5.1.1.3 Nährstoffbilanz der Flussgebiete

5.1.1.3.1 Berechnung des Nährstoffrückhalts im Gewässersystem

In den Gewässersystemen (insbesondere im Interstitial) können erhebliche Anteile der in die Gewässer eingetragenen Nährstoffe zurückgehalten werden (FISCHER & BORCHARDT 2000). Die Nährstoffverluste in den Flusssystemen können in Abhängigkeit der hydraulischen Belastung im Flussgebiet abgeschätzt werden (BEHRENDT et al. 1999). Die hyd-

raulische Belastung eines Flusssystems wird aus dem Quotient der mittleren Jahresabflussmenge und der Fläche des Gewässernetzes des Einzugsgebiets berechnet.

$$HL = MQ_{Jahr} / A_{GW} \quad (5.61)$$

HL hydraulische Belastung [m]
MQ_{Jahr} mittlerer Jahresabfluss [m³]
A_{GW} Fläche des Gewässernetzes [m²]

Auf der Basis der hydraulischen Belastung kann aufgrund einer empirisch hergeleiteten Potenzfunktion die frachtgewichtete Nährstoffretention berechnet werden.

$$R_{F\,N,P} = a * HL^{b} \quad (5.62)$$

$R_{F\,N,P}$ frachtgewichtete Nährstoffretention [-]
a 3,3 (N), 57,6 (P) (Gebiete ≤ 1000 km²); 4,4 (N), 9,3 (P) (Gebiete > 1000 km²)
b -0,65 (N), -1,26 (P) (Gebiete ≤ 1000 km²); -0,62 (N), -0,81 (P) (Gebiete > 1000 km²)

5.1.1.3.2 Gesamtbilanz

Die Zielgröße der Nährstoffbilanzierung ist die in einem Zeitraum über ein oder mehrere Jahre am Pegel des jeweiligen Einzugsgebiets beobachtete gelöste Nährstofffracht. Sie wird aus der Bilanz der Summe aller Einträge von punktförmigen und diffusen Emissionen und der Summe aller Retentions- und Verlustprozesse gebildet.

$$F_{ges\,OG\,N,Pgel} = \frac{1}{1 + R_{F\,N,P}} * \left(\sum F_{dif\,OG\,N,Pgel} + \sum F_{punkt\,N,P}\right) \quad (5.63)$$

$F_{ges\,OG\,N,Pgel}$ Gesamtfracht der gelösten Nährstoffe in den Oberflächengewässern [kg/(ha*a)]

$\sum F_{dif\,OG\,N,Pgel}$ Gesamtfracht der diffus in die Oberflächengewässer eingetragenen gelösten Nährstoffe [kg/(ha*a)]

$\sum F_{punkt\,N,P}$ Gesamtfracht der Nährstoffe aus Punktquellen ($F_{punkt\ N,P} = EUM_{N,P} + EUKA_{N,P}$) [kg/(ha*a)]

Im Falle von bekannten Verlusten wie den Versinkungen der Donau werden die Frachten entsprechend korrigiert. Zur Überprüfung der aufgestellten Nährstoffbilanz werden die simulierten Konzentrationen an den Pegeln den berechneten langjährigen Mittelwerten gemessener Konzentrationen von Stickstoff und Phosphor gegenüber gestellt.

5.1.1.4 Nährstoffbilanz der Flussgebiete für den „Potentiell Natürlichen Zustand“

Zur Quantifizierung der Referenzgröße für die Parameter des *Stoffhaushalts* muss eine Nährstoffbilanzierung für das Szenario des Potentiell Natürlichen Zustands (PNZ, siehe Kap. 2.2.3) durchgeführt werden. Für dieses Szenario wird angenommen, dass die „Potentiell Natürliche Vegetation“ aus Wald besteht. Als Grundlage der Bilanzierung muss zunächst die Veränderung der Wasserbilanz unter Wald quantifiziert werden. Hierfür werden die in der Karte der aktuellen Evapotranspiration enthaltenen Werte so erhöht, dass unter Bercksichtigung der regionalen klimatischen Unterschiede generell die Werte von

vollständig bewaldeten Rasterzellen erreicht werden. Der Gesamtabfluss des PNZ wird aus der Differenz von Niederschlag und Verdunstung des PNZ berechnet. Um Abflusswerte nahe null oder kleiner zu vermeiden, wird als kleinstmöglicher Abflussbeiwert ein Wert von 0.05 festgelegt. Eine Karte des Gesamtabflusses in den Bilanzgebieten für den PNZ ist in Abb. 5.8 dargestellt.

Die atmosphärische Deposition ist heute besonders im Fall von Stickstoff gegenüber dem Naturzustand erhöht. Da diese anthropogene Belastung nicht im Einzugsgebiet beeinflusst werden kann, wird bei der Berechnung der Nährstoffüberschüsse der Landflächen die atmosphärische Deposition nicht verändert. Die Nährstoffüberschüsse aller Landnutzungsklassen mit Ausnahme der Wasserflächen werden auf die Werte der Landnutzungsklasse Wald gesetzt. Mit entsprechend dem PNZ veränderten Eingangsgrößen wird dann eine Nährstoffbilanzierung entsprechend der in Kap. 5.1.1.1 und Kap. 5.1.1.3 beschriebenen Methodik durchgeführt. Dabei werden die Parameter zur Beschreibung der Mobilisierbarkeit und der Rückhalte der Nährstoffe unverändert beibehalten.

Prognosen, die auf der Grundlage von konzeptionellen Modellansätzen berechnet werden, sind in der Regel mit großen Unsicherheiten verbunden. Die Nährstoffbilanzierung für den PNZ kann deshalb nur als grobe Abschätzung betrachtet werden. Durch die Wahl von breiten Klassen bei der Klassifizierung der Abweichung von Ist-Zustand und PNZ wird diesen Unsicherheiten Rechnung getragen.

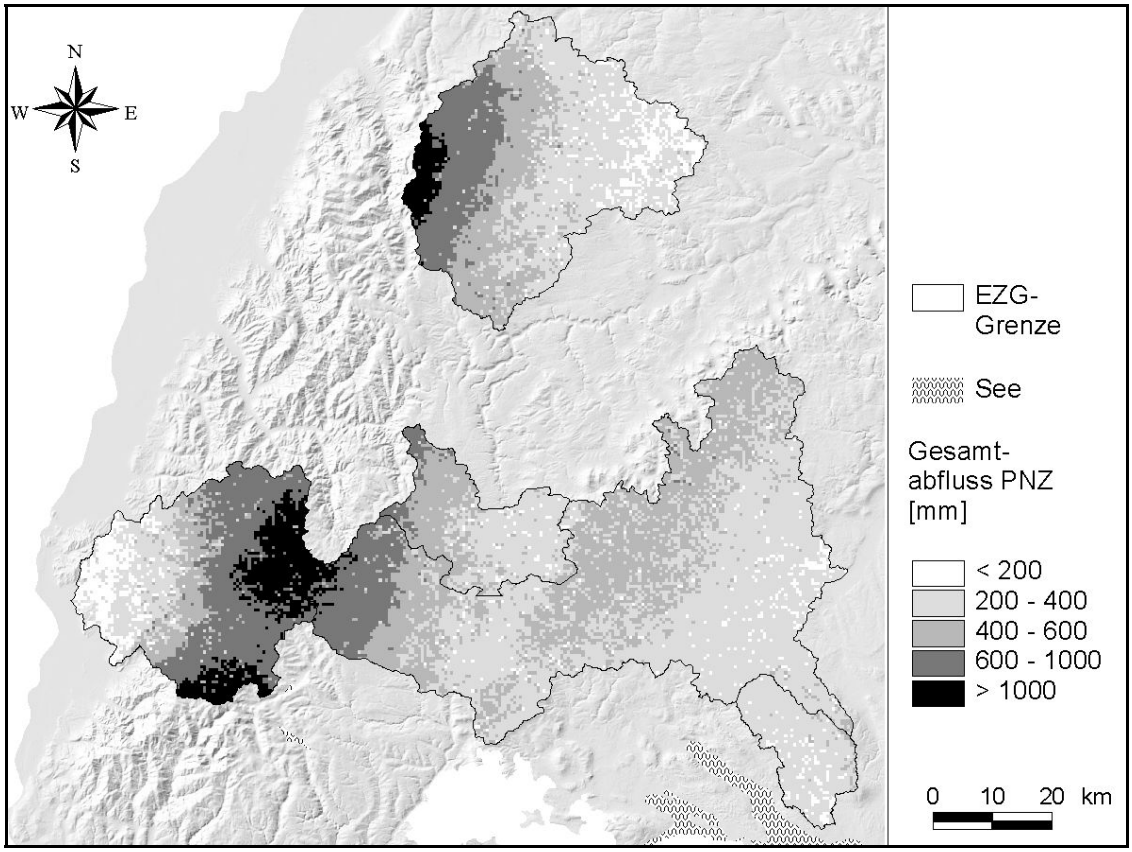


Abb. 5.8 Berechneter Gesamtabfluss für den Potentiell Natürlichen Zustand

5.1.1.5 Bewertung der Parameter des Stoffhaushalts

Als Parameter zur Bewertung des *Stoffhaushalts* werden die in die Oberflächengewässer und das Grundwasser emittierten Frachten von Stickstoff und Phosphor herangezogen. Zusätzlich wird der prozentuale Anteil der diffusen und der punktförmigen Quellen an der Belastung angegeben. Die Parameter berechnen sich wie folgt:

$$F_{ges\ N} = \sum F_{dif\ OG\ N} + \sum F_{Qbgw\ N} + \sum F_{punkt\ N} \qquad (5.64)$$

$$F_{ges\ P} = \sum F_{dif\ OG\ Pgel} + \sum F_{dif\ Ppt} + \sum F_{Qbgw\ P} + \sum F_{punkt\ P} \qquad (5.65)$$

$F_{ges\ N}$ gesamte emittierte Stickstofffracht [kg/(ha*a)]
$F_{ges\ P}$ gesamte emittierte Phosphorfracht [kg/(ha*a)]

Die Bewertung des *Stoffhaushalts* wird anhand der prozentualen Überschreitung der Parameterwerte des PNZ durch die Parameterwerte des Ist-Zustands vorgenommen. Diese Überschreitung beschreibt das zu bewertende Defizit:

$$Def_{SH\ N,P} = \left(\frac{F_{ges\ IST\ N,P} - F_{ges\ PNZ\ N,P}}{F_{ges\ PNZ\ N,P}} \right) * 100 \qquad (5.66)$$

$Def_{SH\ N,P}$ Defizit (prozentuale Überschreitung des PNZ) bei Stickstoff bzw. Phosphor [%]
$F_{ges\ IST\ N,P}$ Gesamte emittierte Nährstofffracht für den Ist-Zustand [kg/(ha*a)]
$F_{ges\ PNZ\ N,P}$ Gesamte emittierte Nährstofffracht für den PNZ [kg/(ha*a)]

Bei der Klassifizierung der prozentualen Überschreitung des PNZ und deren Zuordnung zu den Natürlichkeitsklassen werden breite Klassen gewählt, um den vorhandenen Unsicherheiten Rechnung zu tragen (Tab. 5.2). Es wird eine sich nach oben verbreiternde Klasseneinteilung gewählt, so dass nur Einzugsgebiete mit einer naturnahen Landnutzung und geringer Einwohnerdichte die Klasse 1 erreichen. In diesen Einzugsgebieten entspricht die Wasserbeschaffenheit noch weitgehend dem geogenen Hintergrund. Die prozentuale Überschreitung beträgt bei Stickstoff in der Regel nur ein Tausendstel der Werte für Phosphor. Dies ist vorwiegend durch die im Vergleich zu Phosphor sehr viel höhere atmosphärische Deposition von Stickstoff bedingt, und wird durch die Wahl von entsprechend kleineren Klassengrenzen berücksichtigt.

Tab. 5.2 Natürlichkeitsklassen des Stoffhaushalts

$Def_{SH\ N}$	0-25	>25 -50	>50 - 100	>100-200	>200 -400	>400 - 800	>800
$Def_{SH\ P}$	0 - 5000	>5000 - 1000	>10000 - 20000	>20000 - 50000	>50000 - 100000	>100000 – 150000	> 150000
Natürlichkeits-klasse	1	2	3	4	5	6	7

Die Parameter $Def_{SH\ N}$ und $Def_{SH\ P}$ bilden die Parametergruppe *Stoffhaushalt* im Bewertungsblock *Stoffhaushalt und Stoffdynamik*. Ausschlaggebend ist jeweils der naturferner bewertete Parameter. Mit der Bewertung des Stoffhaushalts eines Einzugsgebiets wird eine Bewertung der Emissionen vorgenommen. Diese Bewertung wird getrennt von der

letztendlich im Gewässer auftretenden Belastung vorgenommen. Sie quantifiziert vielmehr die Höhe der anthropogenen Belastung unabhängig von ihrer Wirkung und legt damit den Emissionsansatz als Maßstab der Bewertung zugrunde. Aus der Höhe der Defizite kann unter Berücksichtigung der Ursachen (Anteile der diffusen und punktförmigen Quellen am Defizit) auf Möglichkeiten zu deren Reduzierung geschlossen werden.

5.1.2 Ergebnisse

5.1.2.1 Nährstoffbilanzierung

Als Resultate der Nährstoffbilanzierung werden für alle untersuchten Einzugsgebiete die einzelnen Frachtkomponenten berechnet. Die Berechnungsergebnisse sind in Tab. A.7 und A8 (Anhang) dargestellt. Um die Aussagekraft der Parameter des *Stoffhaushalts* zu überprüfen, wird zunächst eine Validierung der Ergebnisse der Nährstoffbilanzierung anhand gemessener Daten angestrebt. Für einige Testeinzugsgebiete liegen langjährige Messreihen der Wasserqualität vor. Für diese Testeinzugsgebiete werden aus der berechneten Gesamtfracht der in die Oberflächengewässer eingetragenen Nährstoffe und dem gemessenen langjährigen mittleren Abfluss am Pegel mittlere Konzentrationen der gelösten Nährstoffe berechnet und mit den Mittelwerten der gemessenen Konzentrationen verglichen (Abb. 5.9).

Zur Validierung der Konzentrationen von gelöstem Phosphor stehen nur Daten zu Konzentrationen von Phosphat-Phosphor (PO_4-P) zur Verfügung. In der Fraktion des gelösten Phosphors (P_{gel}) sind jedoch neben Phosphat-Phosphor auch andere gelöste Phosphorverbindungen (größtenteils gelöster organischer Phosphor, $P_{gel\ org}$) enthalten (SCHWOERBEL 1993, WALTHER 1999). Die berechneten Konzentrationen sind deshalb nicht direkt mit den gemessenen Konzentrationen von Phosphat-Phosphor vergleichbar.

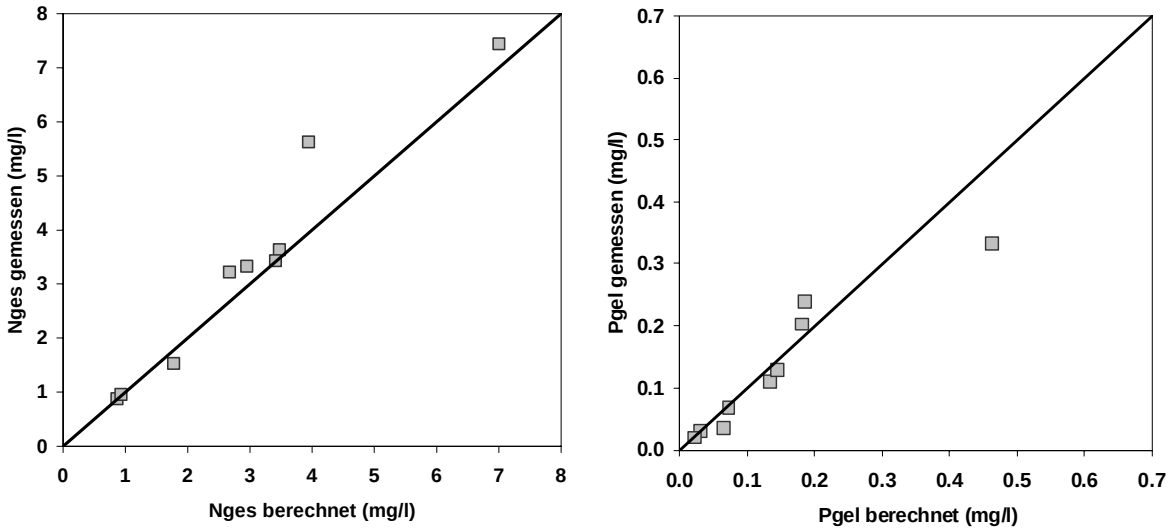


Abb. 5.9 Vergleich der berechneten Konzentration von mineralischem Gesamtstickstoff und gelöstem Phosphor mit Mittelwerten gemessener Konzentrationen

Aus Literaturangaben kann ein mittleres Verhältnis von Phosphat-Phosphor und gelöstem organischen Phosphor am gesamten gelösten Phosphor abgeleitet werden (WALTHER 1999). Über dieses Verhältnis werden nachfolgend die gemessenen Konzentrationen von PO_4-P umgerechnet.
Der Vergleich der berechneten und gemessenen Konzentrationsmittelwerte ergibt für mineralischen Gesamtstickstoff und Phosphor mittlere prozentuale Abweichungen von – 6 % bzw. 14 % und Bestimmtheitsmaße von $r^2 = 0{,}94$ bzw. $r^2 = 0{,}88$. Die höhere Abweichung bei Phosphor ist auf die Überschätzung der Phosphatkonzentrationen im Einzugsgebiet der Würm zurückzuführen. Die Ursache für diesen Bilanzierungsfehler ist eine Überschätzung der Fracht aus Punktquellen. Mit dem verwendeten Berechnungsansatz werden für die große Kläranlage in Sindelfingen sehr hohe Regenentlastungsmengen berechnet. Zur Überprüfung der Berechnungsergebnisse ist eine genauere Untersuchung dieses Abwassersystems unter Verwendung detaillierter Daten zum Ausbaugrad des Systems notwendig, die im Rahmen dieser Arbeit nicht durchgeführt werden konnte. Als zusätzliche Fehlerquelle bei der Phosphorbilanzierung kommen die vereinfachten Verfahren zur Berechnung des partikulären Anteils an der Phosphorfracht sowie die Umrechnung der gemessenen Phosphatkonzentrationen aus Literaturdaten in Betracht. Die Abweichung bei Stickstoff ist im Wesentlichen durch die Unterschätzung der Konzentration am Pegel Rottweil/ Neckar bedingt. Die Ursachen für diesen Fehler müssen zukünftig durch detailliertere Recherchen im Einzuggebiet noch geklärt werden.

Neben der Berechnung von Gebietsmittelwerten werden als Ergebnisse der Nährstoffbilanzierung die flächendifferenzierten Werte der diffusen Einträge und punktförmigen Einträge von Stickstoff und Phosphor kartographisch dargestellt. In den Abb. 5.10 und 5.11 sind Karten der flächendifferenzierten Einträge von mineralischem Stickstoff und gelöstem Phosphor für den Ist-Zustand dargestellt. In Abb. 5.12 werden die mit der Erosion mobilisierten Frachten des partikulären Phosphors für den Ist-Zustand dargestellt. Die partikulären Phosphoreinträge ergeben sich aus der Multiplikation mit den Eintrags-Abtrags-Verhältnissen ($V_{E/A}$), deren Werte für die größeren Einzugsgebiete in der Karte angegeben werden.

Die in den Karten dargestellten Nährstoffeinträge des Ist-Zustands geben vorwiegend die Verteilung der Landnutzung wieder. Die Ergebnisse der Bilanzierung zeigen daher deutlich den Einfluss der hohen Nährstoffüberschüsse auf der landwirtschaftlichen Nutzfläche und insbesondere auf der Ackerfläche. Die herausragende Bedeutung der Nährstoffüberschüsse für die Wasserqualität wird von zahlreichen Autoren beschrieben (HEATHWAITE et al. 1989, WENDLAND et al. 1993, CEPUDER & MITTERMAYER 1998, KOLBE 2000).

Aufgrund der aus den erhöhten Nährstoffüberschüssen resultierenden hohen Stoffeinträge tritt der Einfluss natürlicher Standortfaktoren wie Niederschlagshöhen, Bodeneigenschaften, Topographie und Geologie weitgehend zurück. Auf den inselartig verbreiteten landwirtschaftlichen Flächen im Schwarzwald zeigt sich jedoch auch der Einfluss hoher Niederschläge und Gesamtabflüsse auf die Stoffmobilisierung. Die vergleichsweise hohen Nährstofffrachten, die auf diesen Flächen mobilisiert werden, führen jedoch wegen der sehr hohen Abflüsse nicht zu hohen Konzentrationen in den Oberflächengewässern und im Grundwasser. Eine Karte der Stickstoffkonzentrationen im Grundwasser ist in Abb. 5.13 dargestellt.

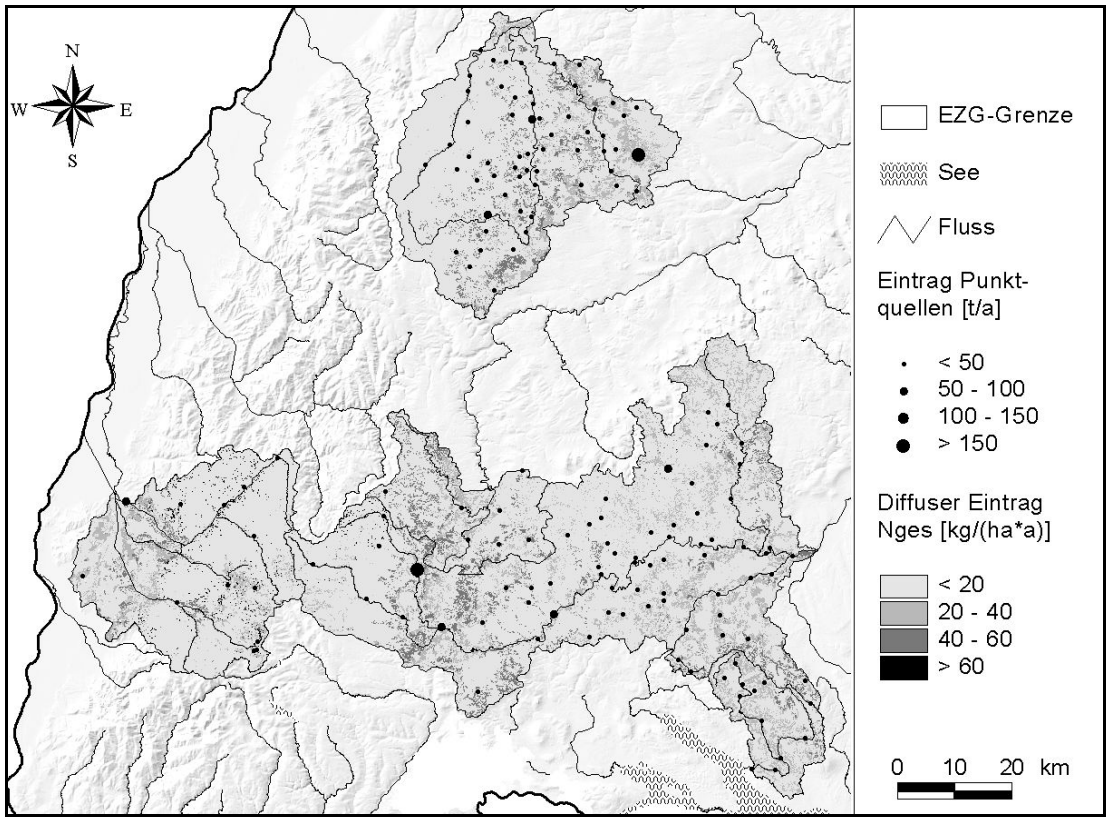


Abb. 5.10 Karte der Stickstoffeinträge für den Ist-Zustand

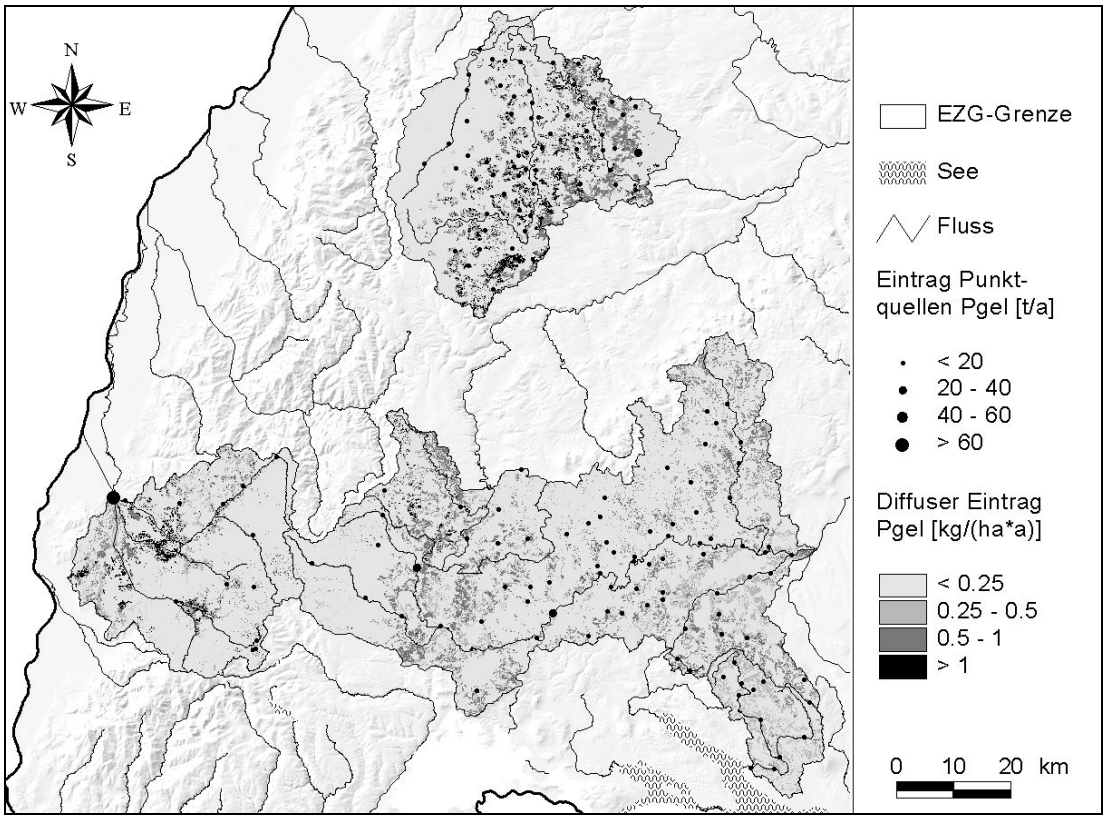


Abb. 5.11 Karte der gelösten Phosphoreinträge für den Ist-Zustand

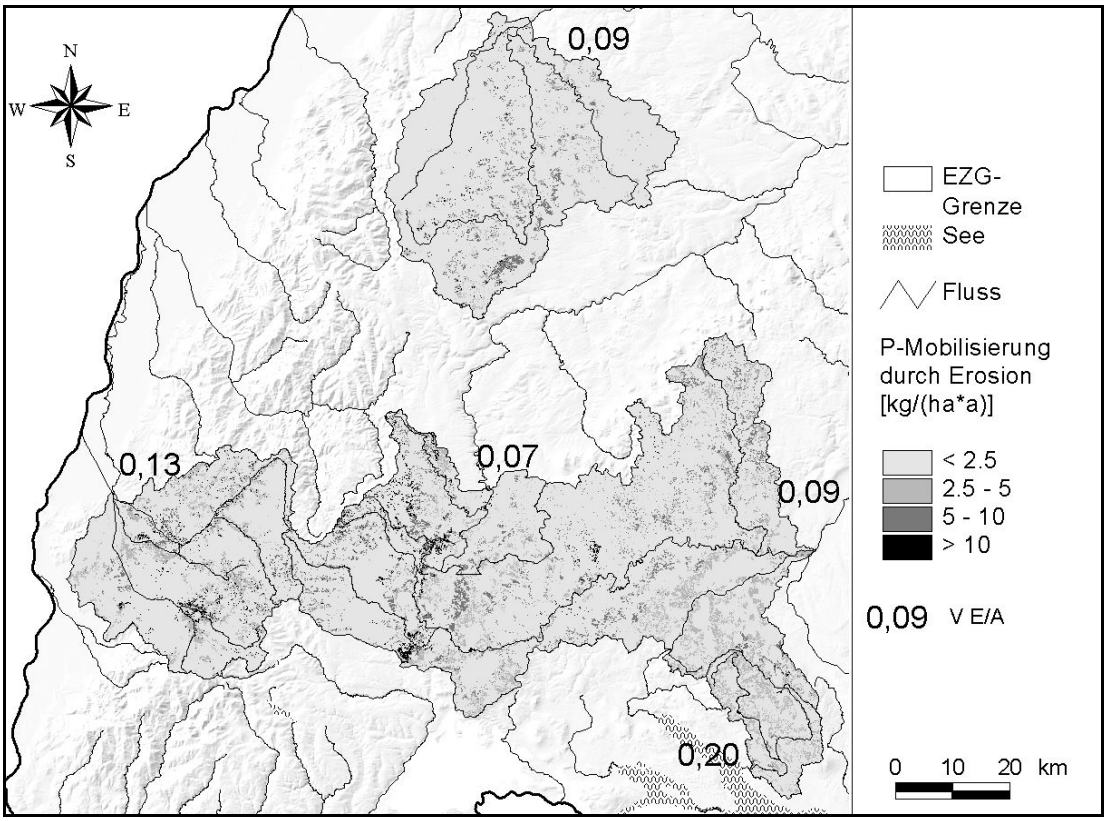


Abb. 5.12 Karte der partikulären Phosphoreinträge für den Ist-Zustand

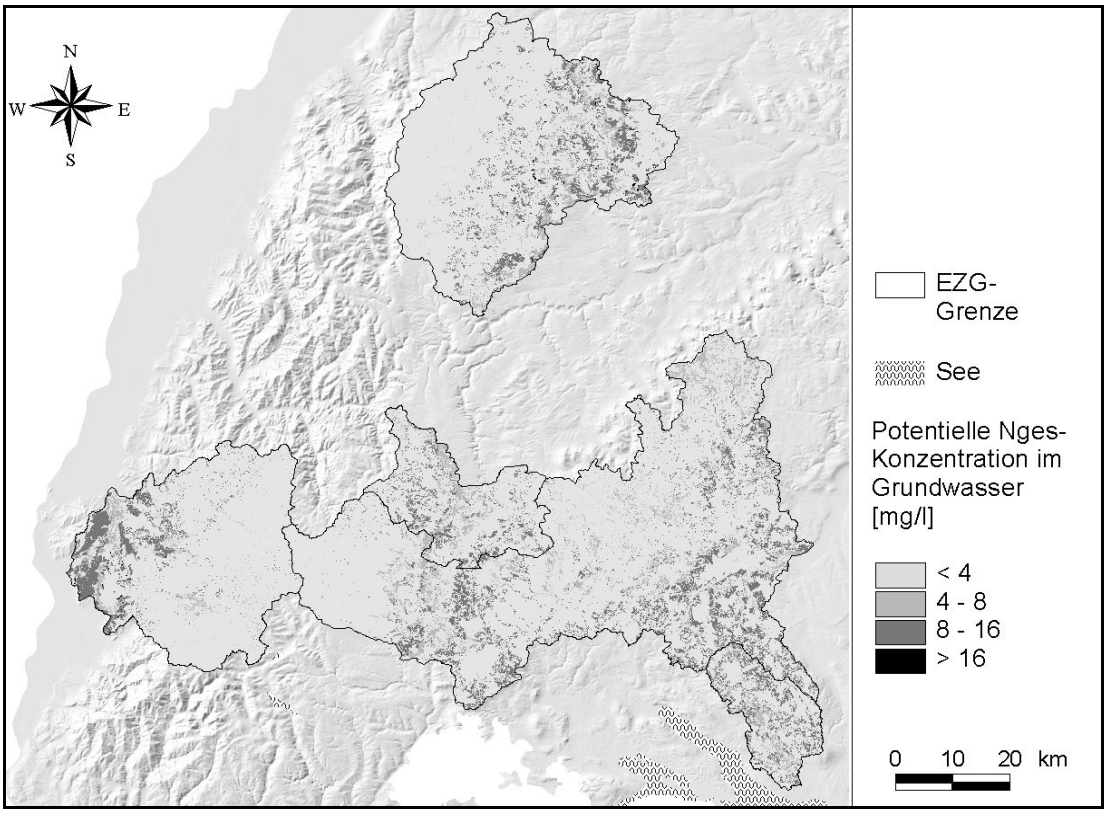


Abb. 5.13 Berechnete Stickstoffkonzentration im Grundwasser

Im Bereich der vergleichsweise intensiv landwirtschaftlich genutzten oberen Gäue und im Voralpengebiet (s.a. Kap. 3.2.1) ist infolge der geringeren Niederschlagshöhen und der meist höheren Wasserspeicherkapazität der Böden der Anteil der ausgewaschenen oder abgespülten Nährstoffe am Gesamtüberschuss vergleichsweise gering. Dennoch ergeben sich in diesen Gebieten aufgrund des hohen Landwirtschaftsanteils an der Gesamtfläche und der hoher Nährstoffüberschüsse hohe absolute Werte der Nährstofffrachten. Bei gleichzeitig niedrigen spezifischen Abflüssen (vgl. Tab. 3.2 und Abb. 5.4) ergeben sich dadurch hohe Konzentrationen in den Oberflächengewässern und im Grundwasser. Die stellenweise sehr hohen Nitratkonzentrationen im Oberrheingebiet werden durch die intensive landwirtschaftliche Nutzung in Verbindung mit hohen Wasserdurchlässigkeiten der Lockergesteinsböden verursacht.

Bei der Berechnung der Nährstoffbilanz des PNZ werden die Landnutzungsunterschiede eliminiert. Deshalb tritt bei der flächendifferenzierten Darstellung der Nährstoffeinträge für dieses Szenario der Einfluss der natürlichen Standortfaktoren stärker hervor. Die entsprechenden Karten der flächendifferenzierten Einträge von Stickstoff, gelöstem und partikulärem Phosphor für den PNZ sind in den Abb. 5.14 – 5.16 dargestellt. Für Stickstoff und gelösten Phosphor wird anhand der Kartendarstellungen deutlich, dass das Mobilisierungspotential vorwiegend durch die Wasseraustauschraten im Boden bedingt wird. Die räumliche Varianz spiegelt daher die Bodeneigenschaften, sowie die Höhe der Niederschläge und Abflüsse wider (s.a. Abb. 3.3 und Abb. 5.8).

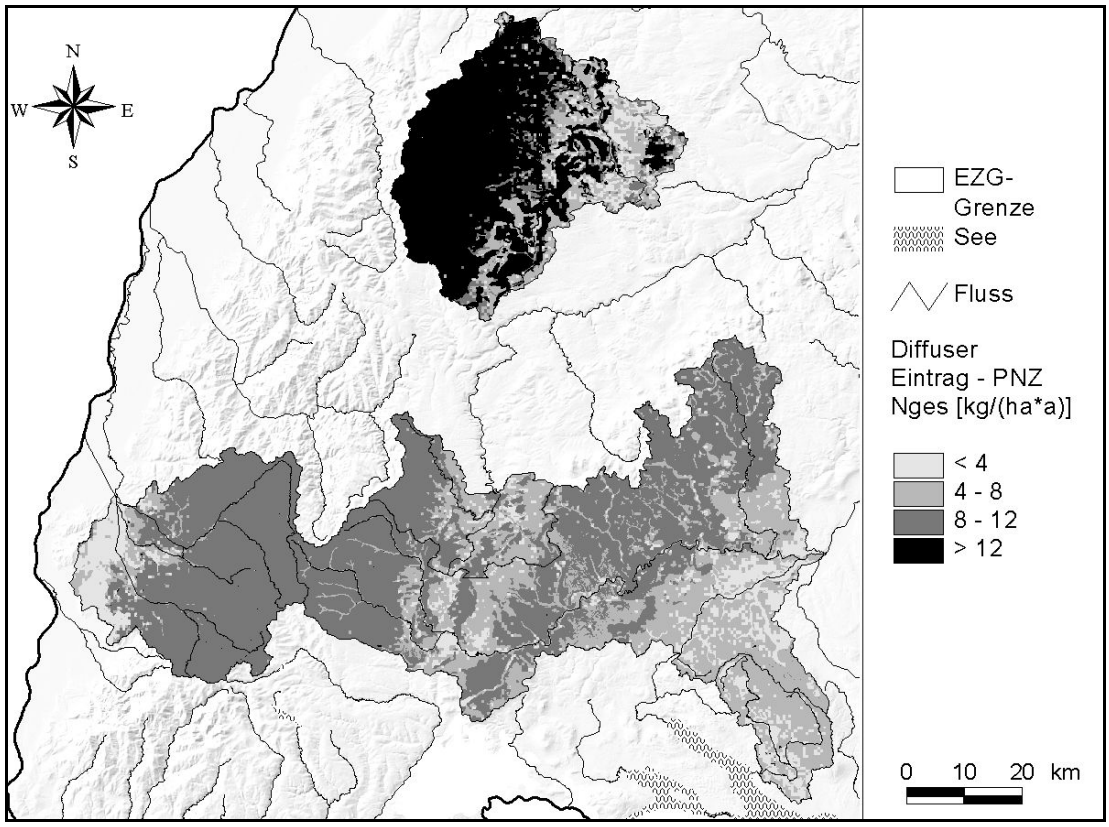


Abb. 5.14 Karte der Stickstoffeinträge für den PNZ

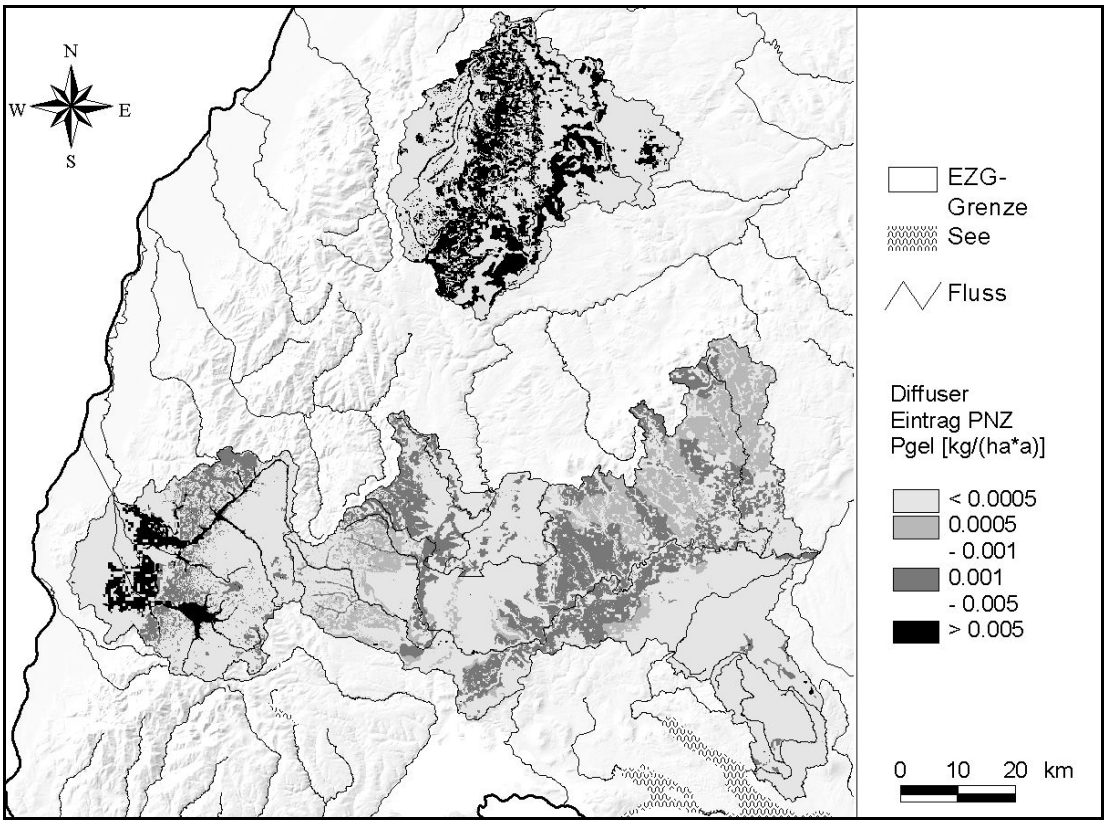


Abb. 5.15 Karte der gelösten Phosphoreinträge für den PNZ

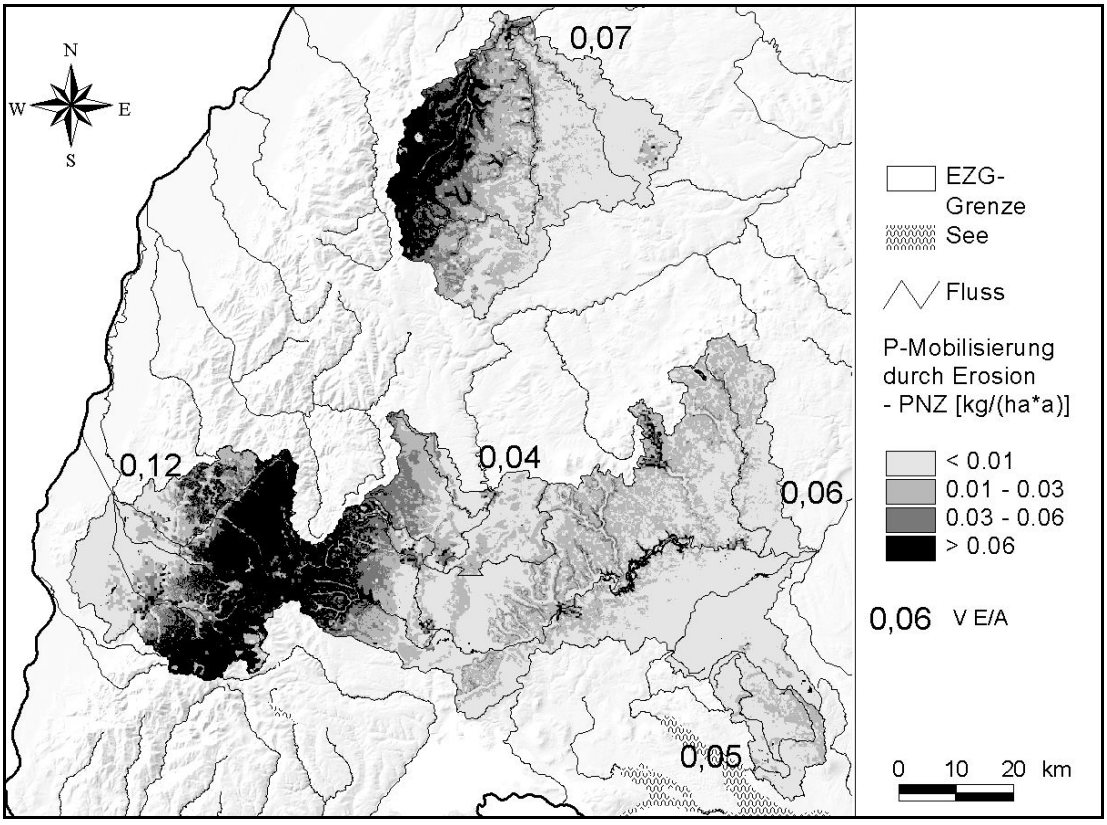


Abb. 5.16 Karte der partikulären Phosphoreinträge für den PNZ

Zusätzliche räumliche Differenzen sind auf die unterschiedlichen Rückhaltekoeffizienten in den Testeinzugsgebieten zurückzuführen. Da für den Ist-Zustand im Bilanzgebiet Pforzheim/Enz der Unterschied zwischen den berechneten Konzentrationen im Sickerwasser im Verhältnis zu den Gebietsmitteln der Messwerte im Grundwasser geringer ausfällt als in den restlichen Bilanzgebieten, wird für dieses Gebiet auch bei der Berechung des PNZ ein geringerer Stoffrückhalt angesetzt.Dies wird beispielsweise an den vergleichsweise hohen Frachten für gelösten Phosphor deutlich. In den Lockergesteinsbereichen des Oberrheingebiets sind die höheren Frachten von gelöstem Phosphor durch die meist hohen Wasserdurchlässigkeiten der Böden bedingt. Die Berechnung des PNZ für den Abtrag von partikulärem Phosphor liefert als Ergebnis dagegen Werte, die im wesentlichen von den Niederschlagshöhen und den topographischen Verhältnissen bestimmt werden.

Die Überprägung der natürlichen Standortfaktoren durch die Landnutzungsunterschiede wirkt sich vor allem in räumlicher Hinsicht aus. In der auf diese räumlichen Unterschiede abzielenden Parametrisierung und Bewertung des *Stoffhaushalts* ist deshalb die Landnutzungsverteilung neben dem Einfluss von Punktquellen die bedeutendste Einflussgröße. Der Einfluss der natürlichen Standortfaktoren wirkt sich dagegen stärker bei den in den Gewässern auftretenden Belastungen aus und tritt deshalb bei der Bewertung von *Wasserqualität und Stoffdynamik* stärker hervor.

5.1.2.2 Abschätzung der Prognoseunsicherheit

Bei der Quantifizierung und Bewertung der Parameter des *Stoffhaushalts* müssen generell der konzeptionelle Charakter der Berechnungsansätze und die bestehenden Unsicherheiten der Modellergebnisse berücksichtigt werden. Mit dem beschriebenen Modellansatz werden der Wasserhaushalt sowie der potentielle Stoffeintrag flächendifferenziert im 50 m x 50 m Raster beschrieben. Aufgrund der gröberen Auflösung vieler Eingangsdaten (bspw. Niederschlag, Verdunstung auf 500 m x 500 m Raster, Grunddaten zur Berechnung der Nährstoffüberschüsse auf Gemeinde- bzw. Kreisebene) muss bei dieser Berechnung mit einer gewissen Unschärfe gerechnet werden. Die Prozesse der Stoffverzögerung und der Stoffrückhalte in den unterirdischen Transportpfaden werden aufgrund der Datenlage als „Black-Box“ betrachtet. Bei der Berechnung des Ist-Zustands werden die Verzögerungskoeffizienten und der Eichparameter z an Grundwasserkonzentrationen bzw. an Schwebstofffrachten kalibriert. Die Parameter zur Beschreibung der Stoffmobilisierung (MFs_{P}, MFa_{P}, MFs_{N}, MFa_{N}) wurden dagegen basierend auf Annahmen zum stoffspezifischen Verhalten abgeschätzt. Mögliche Fehler bei dieser Parameterschätzung werden aufgrund der Kalibrierung bei der Berechnung des Ist-Zustands teilweise korrigiert.

Bei den Szenarienberechnungen des PNZ können aufgrund dieser Unsicherheiten Prognosefehler entstehen, da die für den IST-Zustand kalibrierten Parameterwerte unter den veränderten Randbedingungen möglicherweise nicht mehr gültig sind. Bei der Berechnung des hydrologischen Defizits kann der Prognosefehler im Extremfall zu Fehlklassifikationen führen. Der zu erwartende Fehlerbereich in den Prognosen kann durch Unsicherheitsanalysen ansatzweise abgeschätzt werden. Hierfür müssen zunächst für den Ist-Zustand Parametersätze und/oder Eingangsdatensätze extrahiert werden, welche bei der Validierung der Zielgrößen zu ähnlich guten Ergebnisse führen. Die Unsicherheit kann nachfolgend aus der Spannweite der Ergebnisse, die sich bei der Anwendung dieser Parameter- oder Datensätze auf das Szenario ergeben, quantifiziert werden (BEVEN 2001).

Für das Einzugsgebiet der Seefelder Aach wurde beispielhaft der Prognosefehler aufgrund der Schätzung der Parameter zu Stoffmobilisierung untersucht. Die bezüglich der Stickstoff- und Phosphormobilisierung am stärksten sensitiven Parameter (MFs_P und MFa_N) wurden dabei um 20 % niedriger und 11 % (maximal möglicher Wert für MFs_P) bzw. 20 % höher angesetzt. In Tab. 5.3 sind für die Variation der Parameterwerte jeweils die resultierende Veränderung der Rückhaltekoeffizienten $Rk_{z\,N,P}$ und $Rk_{b\,N,P}$, des Eichparameters *z*, des Eintrags/Abtrags-Verhältnisses für partikulären Phosphor $V_{E/A}$ und die Änderung des Gesamtergebnisses für den Ist-Zustand und den PNZ dargestellt. In den letzten beiden Zeilen werden die Auswirkung auf die Quantifizierung des hydrologischen Defizits und die Einordnung in Güteklassen quantifiziert.

Tab. 5.3 Prozentuale Änderungen von Parameterwerten, Prognoseergebnissen und Bewertung bei Veränderung der Parameter MFs_P und MFa_N

Parameter	MFs_P – 20 %	MFs_P + 11 %	MFa_N – 20 %	MFa_N + 20 %
Änderung $Rk_{z\,NP}$ und $Rk_{b\,NP}$	-5,5	1,7	26,2	-11,6
Änderung *z*	-30,0	18,4		
Änderung $V_{E/A}$ Ist-Zustand	10,6	-3,8		
Änderung $V_{E/A}$ PNZ	42,8	-15,6		
Abweichung Ergebnis Ist-Zustand	-8,6	3,9	2,3	0,9
Abweichung Ergebnis PNZ	26,5	-2,3	1,4	2,7
Änderung des hydrologischen Defizits	-25,7	5,1	1,1	-2,8
Änderung der Güteklasse	-1,0	0,0	0,0	-1,0

Anhand der in Tab. 5.3 dargestellten Sensitivitätsanalyse kann demonstriert werden, in welcher Weise sich die Ergebnisse der Nährstoffbilanzierung bei modifizierten Parametersätzen verändern.

Bei einer Absenkung des Mobilitätskoeffizienten MFs_P wird die Mobilisierung von Phosphor mit der schnellen Abflusskomponenten zu Gunsten des Transports mit den unterirdischen Komponenten verringert. Durch die Kalibrierung an den Grundwasserkonzentrationen werden für Phosphor automatisch die Rückhaltekonstanten $Rk_{z\,N,P}$ und $Rk_{b\,N,P}$ verringert. Das Verhältnis Eintrag/Abtrag von partikulärem Phosphor wird dagegen aufgrund der automatischen Absenkung des Kalibrierparameters z erhöht. Das Ergebnis (Eintrag von Phosphor in die Oberflächengewässer) verändert sich um – 8,6 %. Für den Fall der Erhöhung von MFs_P um 11 % tritt der gegenteilige Effekt ein. Bei der Simulation des PNZ wirken sich die dargestellten Verschiebungen der Rückhaltekoeffizienten besonders stark bei einer Verringerung des Mobilitätskoeffizienten aus. Das Endergebnis weicht um 26,5 % von den Ergebnisse der ursprünglichen Simulation ab und bewirkt damit auch eine Verringerung des hydrologischen Defizit und die Einordnung in eine naturnähere Güteklasse.

Eine Veränderung von MFa_N wirkt sich dagegen in vergleichsweise geringerem Maße auf die Simulationsergebnisse des Ist-Zustands und des PNZ aus. Es zeigt sich jedoch, dass bereits eine geringe Veränderung des hydrologischen Defizits eine Veränderung um eine

Güteklasse bewirken kann, wenn das hydrologische Defizit eines *Stoffhaushalts*parameters wie im Fall der Seefelder Aach nahe an einer Klassengrenze liegt.

Zusammenfassend können aufgrund der dargestellten Analyse folgende Aussagen zu Prognoseunsicherheiten bei der Bewertung des *Stoffhaushalts* gemacht werden: Aufgrund der Unsicherheit bei der Quantifizierung der Mobilitätskoeffizienten kann maximal ein Prognosefehler von ca. ± 26 % (Phosphor) und ± 5 % (Stickstoff) entstehen. Durch weitere schwer zu quantifizierende Fehler bei Berechnung der Nährstoffüberschüsse und der Wasserhaushaltsbilanz wird dieser Fehler möglicherweise noch erhöht.

Eine im Extremfall anzunehmende Veränderung des hydrologischen Defizits um 50 % führt zu einer Verschiebung um maximal eine Güteklasse (s.a. Tab. 5.2). Bei der Bewertung des *Stoffhaushalts* und der Interpretation der Ergebnisse sollte dieser Unschärfebereich stets mit angegeben werden.

5.1.2.3 Bewertung des Stoffhaushalts der Untersuchungsgebiete

Basierend auf den Ergebnissen der Nährstoffbilanzierung für Stickstoff und Phosphor wurde entsprechend Kap. 5.1.1.5 eine Bewertung des *Stoffhaushalts* vorgenommen. Diese wird Abb. 5.17 kartographisch dargestellt. Die einzelnen Parameterwerte, Anteile der diffusen und punktförmigen Quellen sowie die zugeordneten Natürlichkeitsklassen sind in der Bewertungsmatrix des *Stoffhaushalts* (Tab. 5.4) aufgeführt.

Tab. 5.4 Bewertungsmatrix Stoffhaushalt

Einzugsgebiet und Nährstoff	Ist-Zustand	diffus	punktförmig	PNZ	$Def_{SH\ NP}$	Natürlichkeitsklasse
	kg/(ha*a)	%	%	kg/(ha*a)	%	
Uhldingen / Seefelder Aach						
N	15,61	91,01	8,99	5,20	200,36	5
P	0,58	68,09	31,91	0,00	68937,28	5
Hammereisenbach / Breg						
N	17,36	79,13	20,87	8,73	98,85	3
P	0,665	16,58	83,42	0,009	7350,52	2
Kirchenhausen / Donau						
N	20,42	67,28	32,72	7,69	165,71	4
P	1,263	22,32	77,68	0,002	51719,26	5
Beuron / Donau						
N	16,73	62,15	37,85	7,69	117,69	4
P	1,208	18,63	81,37	0,002	49511,97	4
Hundersingen / Donau						
N	16,75	70,37	29,63	7,35	127,94	4
P	0,971	21,90	78,10	0,002	56715,87	5
St. Wilhelm / Talbach						
N	12,32	94,66	5,34	11,04	11,56	1
P	0,515	23,45	76,55	0,018	2718,54	1

Tab. 5.4 Fortsetzung

Einzugsgebiet	Ist-Zustand	Diffus	punktförmig	PNZ	$Def_{SH\ NP}$	Natürlichkeitsklasse
	kg/(ha*a)	%	%	kg/(ha*a)	%	
Oberried / Brugga						
N	12,08	95,87	4,13	11,01	9,67	1
P	0,375	33,47	66,53	0,016	2180,30	1
Ebnet / Dreisam						
N	17,43	82,94	17,06	10,74	62,22	3
P	0,971	39,34	60,66	0,013	7476,70	2
Gutach / Elz						
N	15,84	86,26	13,74	10,87	45,74	2
P	0,611	41,20	58,80	0,013	4554,41	1
Riegel / Addition						
N	19,29	75,42	24,58	9,25	108,58	4
P	1,235	23,80	76,20	0,008	15734,64	3
Rottweil / Neckar						
N	19,58	81,07	18,93	8,14	140,62	4
P	0,938	28,94	71,06	0,002	51782,95	5
Rotenbach / Eyach						
N	13,47	100	0,00	13,01	3,58	1
P	0,02	100	0,00	0,01	56,56	1
Höfen / Enz						
N	15,18	91,01	8,99	12,99	16,85	1
P	0,375	10,33	89,67	0,010	3627,72	1
Unterreichenbach / Nagold						
N	22,55	77,31	22,69	11,46	96,73	3
P	1,039	30,53	69,47	0,005	20157,70	4
Pforzheim / Würm						
N	23,63	61,73	38,27	7,86	200,61	5
P	1,599	18,01	81,99	0,002	90013,77	5
Pforzheim / Enz						
N	21,23	74,41	25,59	10,78	96,94	3
P	1,041	23,99	76,01	0,005	22108,66	4

Bei der Ausweisung der Natürlichkeitsklassen des *Stoffhaushalts* kann festgestellt werden, dass der Parameter Phosphorhaushalt überwiegend schlechter bewertet wird, als der Parameter Stickstoffhaushalt. Der Grund ist in den unterschiedlichen Anteilen der diffusen und punktförmigen Anteile am Gesamteintrag zu sehen. Aufgrund des vergleichsweise höheren punktförmigen Anteils an der gesamten Phosphorfracht fällt die prozentuale Überschreitung des PNZ bei Phosphor in Einzugsgebieten mit Siedlungswassereinfluss in eine höhere Klasse als bei Stickstoff. Umgekehrt fällt in Einzugsgebieten mit geringem Siedlungswassereinfluss die Bewertung des Parameters Stickstoffhaushalt schlechter aus.

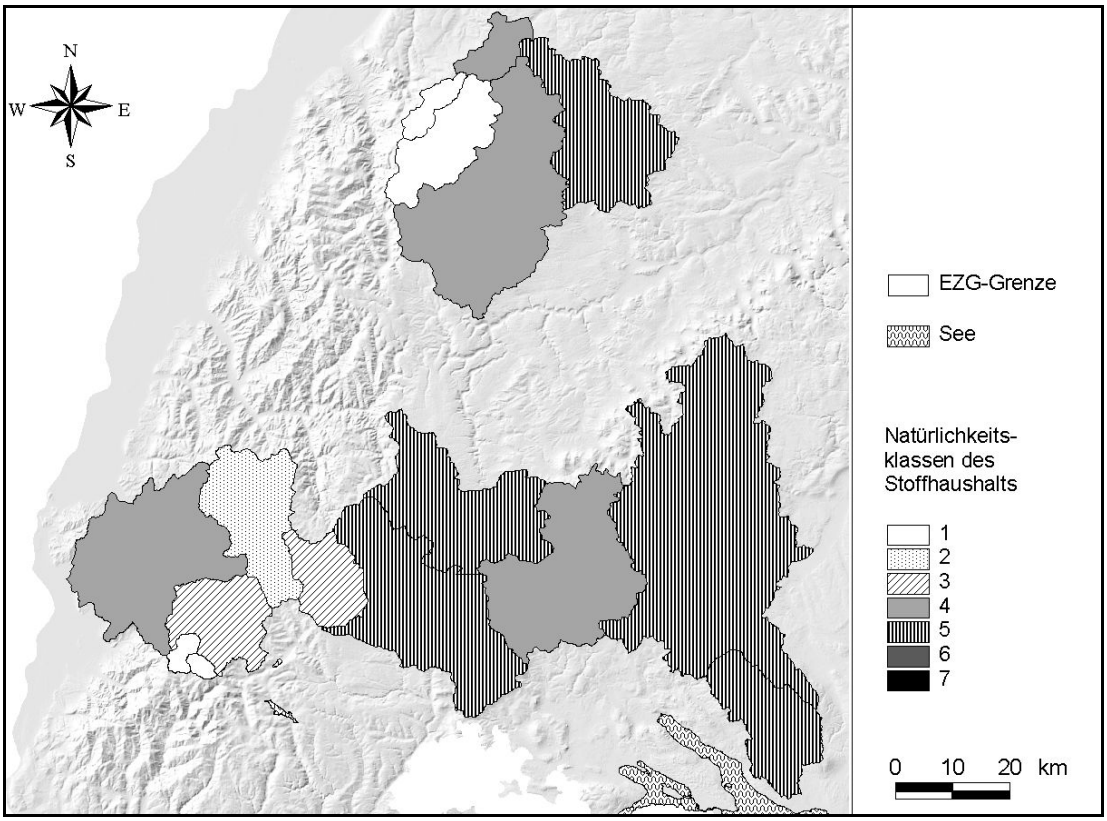


Abb. 5.17 Bewertung des Stoffhaushalts in den Untersuchungsgebieten

5.1.3 Fazit

Zur Bewertung des *Stoffhaushaltes* von Einzugsgebieten werden als Parameter die aus diffusen und punktförmigen Quellen stammenden Emissionen von Stickstoff und Phosphor herangezogen und gegenüber dem Potentiell Natürlichen Zustand bewertet. Zur Quantifizierung der Parameterwerte wurde eine Methodik zur flächendifferenzierten Wasserhaushalts- und Nährstoffbilanzierung auf der Grundlage von breitenverfügbaren Eingangsdaten entwickelt. Das beschriebene Modell lehnt sich eng an bereits vorhandene Modellansätze (BEHRENDT et al. 1999) an. Bei der Beschreibung der Stoffmobilisierung und der Transportpfade wurde versucht, den Prozessen der Abflussbildung so weit als möglich Rechnung zu tragen. Das Modellkonzept beschränkt sich auf nur wenige Kalibrierparameter und einfache konzeptionelle Modellvorstellungen. Es trägt somit dem Prinzip des „Minimum-Information-Requirement“ Rechnung. Das Bewertungsverfahren „Hydrologische Güte“ soll als Planungsinstrument operationell eingesetzt werden. Anhand der Anwendung in den Untersuchungsgebieten konnte gezeigt werden, dass der Modellansatz als Kernbaustein des Bewertungsblocks *Stoffhaushalt und Stoffdynamik* auch für größere Gebiete mit vernünftigen Aufwand anwendbar ist.

Durch die beispielhaft für ein Untersuchungsgebiet durchgeführte Unsicherheitsanalyse wurde deutlich, dass bei der Schätzung der Parameterwerte der Mobilitätskoeffizienten Unsicherheiten bestehen, die bei der Simulation des Potentiell Natürlichen Zustands Prognosefehler verursachen können. Diese durch die Parameterschätzung sowie durch Fehler bei der Berechnung des Stoffeintrags und der Abflussbildung entstandene Unsicherheit

sollte bei der Anwendung des Verfahrens implizit berücksichtigt werden. Als maximaler Fehler bei der Bewertung des *Stoffhaushalts* kann eine Abweichung des Defizits um ca. 50 % und damit um eine Güteklasse erwartet werden.

5.2 Bewertung von Wasserqualität und Stoffdynamik

5.2.1 Methodik

Das Ziel der Bewertung in der Parametergruppe *Wasserqualität und Stoffdynamik* ist die zeitlich differenzierte Bewertung der Wasserqualität in den Fließgewässern. Bei dieser Bewertung wird der Immissionsansatz als Maßstab zugrunde gelegt (vgl. Kap. 2.2.1). Als Leitbild zur Bewertung dient die Überschreitung von Umweltqualitätszielen für Fließgewässer. Als Umweltqualitätsziel für die chemische Beschaffenheit der Fließgewässer wurde in Deutschland die chemische Gewässergüteklassifikation der Länderarbeitsgemeinschaft Wasser (LAWA) eingeführt (DVWK 1998, ROCKER 1999). Diese siebenstufige Klassifikation soll zukünftig in Deutschland auch als ein Kriterium zur Ausweisung der in der Europäischen Wasserrahmenrichtlinie geforderten guten ökologischen Qualität der Oberflächengewässer verwendet werden (BARTH 1999).

Eine zeitlich differenzierte Bewertung kann für diejenigen Pegel durchgeführt werden, für die neben Abflusszeitreihen auch mehrjährige Messungen von Wasserinhaltsstoffen vorliegen. Um die Konzentrationsmesswerte in einen Zusammenhang mit der Abflussdynamik und dem *Stoffhaushalt* des Einzugsgebiets zu bringen, werden monatliche Stofffrachten berechnet, die auch als Bewertungsgröße dienen. Zur Berechnung der Stofffrachten muss jedem Tagesmittelwert des Abflusses ein Konzentrationswert zugeordnet werden. Als Methodik steht hierfür die Interpolation der Messwerte oder die Abschätzung der Konzentrationen aus Konzentrations-Abfluss-Beziehungen zur Verfügung. Da für die untersuchten Pegel ab dem Jahr 1993 nur noch Einzelbeprobungen in 14-tägigen Intervallen vorliegen, war eine Interpolation der Konzentrationswerte nicht sinnvoll. Es wurden daher aus den vorhandenen Wertepaaren von Abfluss und Konzentrationsmesswert je eine Schätzfunktion für die Stoffe NH_4-N, NO_2-N, NO_3-N sowie PO_4-P aufgestellt. Über die Beziehung kann in Abhängigkeit des Abflusswertes für jeden Tag ein Konzentrationswert berechnet werden (vgl. Kap. 4.1.1.2). Anhand der mittleren relativen Abweichung von berechneten und gemessenen Konzentrationen und des Bestimmtheitsmaßes wird die mit der Konzentrationsschätzung verbundene Fehlerwahrscheinlichkeit quantifiziert. Diese wird dann als Kriterium für die Unsicherheit der Frachtberechnung herangezogen.

Als Qualitätsziele werden in der chemischen Gewässergüteklassifikation der LAWA Konzentrationswerte für jede Klasse angegeben, die vom 90-Perzentil der Verteilung der Stoffkonzentration eines zu beurteilenden Gewässers nicht überschritten werden dürfen (Tab. A.9, Anhang). Um einen Vergleich dieser Werte mit den für die Pegel berechneten monatlichen Stofffrachten zu ermöglichen, werden die für das 90-Perzentil der Konzentration gültigen Grenzwerte der LAWA-Klassifikation in Grenzwerte für den Mittelwert der Konzentration umgerechnet. Für jeden Pegel wird dabei anhand der dort erhobenen Messdaten das Verhältnis von Mittelwert und 90-Perzentil ermittelt. Auf diese Weise geht

die Ausprägung der Variabilität der Stoffkonzentration am betrachteten Pegel in das Bewertungsverfahren ein. Ist die Spanne zwischen Mittelwert und 90-Perzentil am Pegel groß, fällt der aus dem Grenzwert für das 90-Perzentil der LAWA-Klassifikation abgeleitete Grenzwert für die mittlere Konzentration geringer aus als bei einer geringen Differenz zwischen Perzentil-90 und Mittelwert. Der Grenzwert liegt also für Gewässer mit einer hohen Variabilität der Stoffkonzentration niedriger als für Gewässer mit geringer Variabilität:

$$C_{am(ix)} = C_{LAWA\ (ix)} * (C_{90\text{-}P\ (x)} / C_{am\ (x)}) \qquad (5.67)$$

$C_{am(ix)}$ Arithmetisches Mittel der Konzentration des Stoffes x, welches zum Erreichen der Gewässergüteklasse i nicht überschritten werden darf [mg/l]

$C_{LAWA\ (ix)}$ LAWA-Grenzwert der Konzentration des Stoffes x (90-Perzentil) für die Gewässergüteklasse i [mg/l]

$C_{90\text{-}P\ (x)}$ 90-Perzentil-Wert der Konzentrationsmesswerte des Stoffes x [mg/l]

$C_{am\ (x)}$ Arithmetisches Mittel der Konzentrationsmesswerte des Stoffes x [mg/l]

Aus den auf diese Weise abgeleiteten Grenzwerten der Konzentrationsmittel werden über die mittleren monatlichen Abflusswerte (MQ_{mon}) Grenzwerte der Frachten (Sollfrachten) berechnet, die als Bewertungsmaßstab dienen. Zur Bewertung der Wasserqualität wird in jedem Monat die niedrigste Natürlichkeitsklasse, deren Sollfracht nicht überschritten wird, zugewiesen. Die Endbewertung ergibt sich aus dem Durchschnitt der Monatsbewertungen. Das Vorgehen kann visuell anhand der Abb. 5.18 und 5.19 nachvollzogen werden.

Durch die Umrechnung der Grenzwerte der LAWA-Klassifikation in abflussabhängige Stofffrachten wird eine individuelle Bewertung der Einzugsgebiete nach ihren hydrologischen Eigenschaften sowie ein direkter Bezug zu den in den Stoffbilanzierungen als Fracht berechneten Emissionen möglich. Gleichzeitig bleibt die Vergleichbarkeit zu der vorhandenen chemischen Güteklassifikation der LAWA bestehen. Weisen die Schätzfunktionen zur Berechnung der Konzentrationen zu hohe Fehlerwahrscheinlichkeiten auf, ist die Frachtberechnung als unsicher zu bewerten. Als Kriterium für eine tolerierbare Fehlerwahrscheinlichkeit wird eine mittlere relative Abweichung von ± 20 % und/oder ein Bestimmtheitsmaß von $r^2 \geq 0{,}1$ festgelegt. Bei Nichteinhaltung dieses Kriteriums wird die Bewertung auf der Basis der LAWA-Klassifikation direkt über das 90-Perzentil der Konzentrationen vorgenommen.

Nur in einem Teil der Untersuchungsgebiete liegen Gütemessungen vor. Da jedoch für alle Gebiete eine immissionsseitige Bewertung vorgenommen werden soll, wird in diesen Einzugsgebieten eine vereinfachte Bewertung der Wasserqualität vorgenommen. Dabei werden die aus der flächendifferenzierten Nährstoffbilanzierung berechneten Konzentrationsmittelwerte herangezogen und anhand der Grenzwerte der LAWA-Klassifikation bewertet. Als Schätzwert zur Berechnung des Verhältnisses 90-Perzentil/arithmetisches Mittel (s. Gleichung 5.67) wird der Wert des nächsten unterstrom gelegenen Gütepegels übernommen.

Die Eingrenzung der Phosphorimmission auf die Komponente des gelösten Phosphats ist methodisch bedingt. Es liegen an den Gütemessstellen in der Regel nur Datenreihen zu Phosphatkonzentrationen in ausreichender Länge vor, Datenreihen zu Konzentrationen von Gesamtphosphor oder anderen Phosphorkomponenten dagegen nicht (LFU 2000). Die

Beschränkung der Bewertung auf die Komponente des gelösten Phosphats ist jedoch gerechtfertigt, da diese aus ökologischer Sicht die wirkungsvollste Phosphorkomponente ist (HÜTTER 1994, DVWK 1998, LFU 1998a).

5.2.2 Ergebnisse

Eine zeitlich differenzierte Bewertung der Wasserqualität wurde an insgesamt 7 Pegeln in Baden-Württemberg vorgenommen. Für die restlichen Untersuchungsgebiete wurden die im Rahmen der Nährstoffbilanzierung berechneten mittleren Konzentrationen herangezogen. Die aufgrund der in Kap. 5.2.1 durchgeführte Zuordnung der berechneten Stofffrachten zu entsprechenden Natürlichkeitsklassen kann anhand der Abb. 5.18 und 5.19 beispielhaft für die Pegel Pforzheim/Enz und Rottweil/Neckar visuell nachvollzogen werden. In diesen Grafiken sind die Bereiche der Natürlichkeitsklassen, die sich aus der Obergrenze (Sollfracht) der jeweiligen Klasse und der Obergrenze der darunter liegenden Klasse ergeben, farblich gekennzeichnet.

Naturgemäß zeichnet der Verlauf der Klassengrenzen das Abflussverhalten nach. Die für den Pegel berechnete Zeitreihe der berechneten monatlichen Frachten schwankt innerhalb der dargestellten Bereiche und über- bzw. unterschreitet diese zeitweise. Dadurch ergeben sich in den einzelnen Monaten unterschiedliche Natürlichkeitsklassen. In der Regel kann jedoch auch schon visuell eine mittlere Natürlichkeitsklasse zugeordnet werden. Anhand der zeitlich differenzierten Zuordnung in die jeweiligen Güteklassen kann auf ursächliche Zusammenhänge mit den Prozessen der Abflussbildung und der Stoffmobilisierung geschlossen werden. Durch eine Verschlechterung der Güteklasse während eines abflussreichen Monats wird eine verstärkte Auswaschung oder Abspülung der Nährstoffe angezeigt (s. Abb. 5.18). Umgekehrt sind Verschlechterung der Güteklassen während abflussarmen Monaten auf eine Verringerung des Verdünnungseffekts zurückzuführen (s. Abb. 5.19).

In Tab. 5.5 sind die Mittelwerte der Monatsfrachten, die Fehlerwahrscheinlichkeit der Konzentrationsschätzung, die berechneten Mittelwerte und 90-Pezentile der Konzentrationen sowie die zugeordneten Natürlichkeitsklassen für die Bewertungsparameter *Wasserqualität und Stoffdynamik* aufgeführt. Zum Vergleich wurden in den letzten beiden Spalten das 90-Perzentil der gemessene Konzentrationen sowie die darauf basierende Bewertung nach der LAWA-Klassifikation aufgeführt. Den Güteklassen der LAWA-Klassifikation werden in Klammern die Natürlichkeitsklassen zugeordnet.

Die mittleren relativen Abweichungen der geschätzten Konzentrationen von den gemessenen Konzentrationen liegen bei Stickstoff zwischen 0 % und 26 %, bei Phosphat zwischen 0,1 und 66 %. Aufgrund der hohen Fehlerwahrscheinlichkeiten ist an den Pegeln Pforzheim/Enz und Uhldingen/Seefelder Aach die Berechnung der monatlichen Stickstoff- und Phosphatfrachten sowie am Pegel Hundersingen die Berechnung der monatlichen Phosphatfrachten insbesondere in den Hochwassermonaten als unsicher zu bewerten. In diesen Fällen wird als Wert für den Bewertungsparameter die aufgrund der LAWA-Klassifikation ausgewiesene Güteklasse eingesetzt.

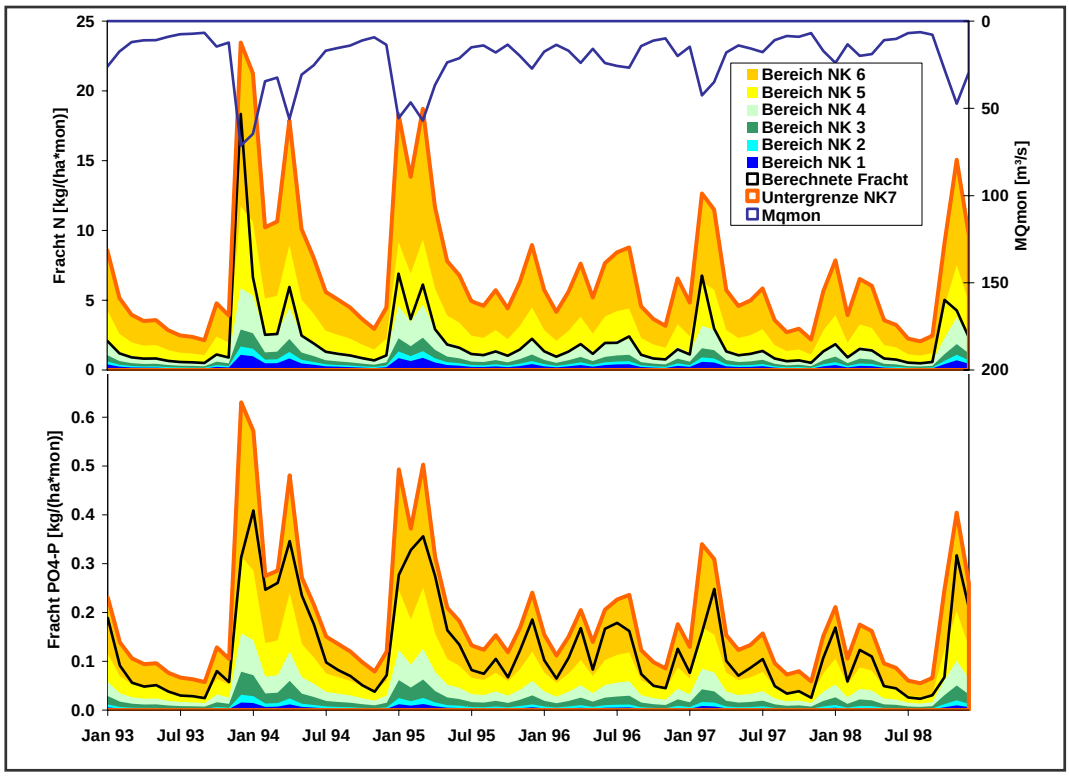


Abb. 5.18 Zeitlich differenzierte Bewertung der Wasserqualität am Beispiel des Pegels Pforzheim/Enz

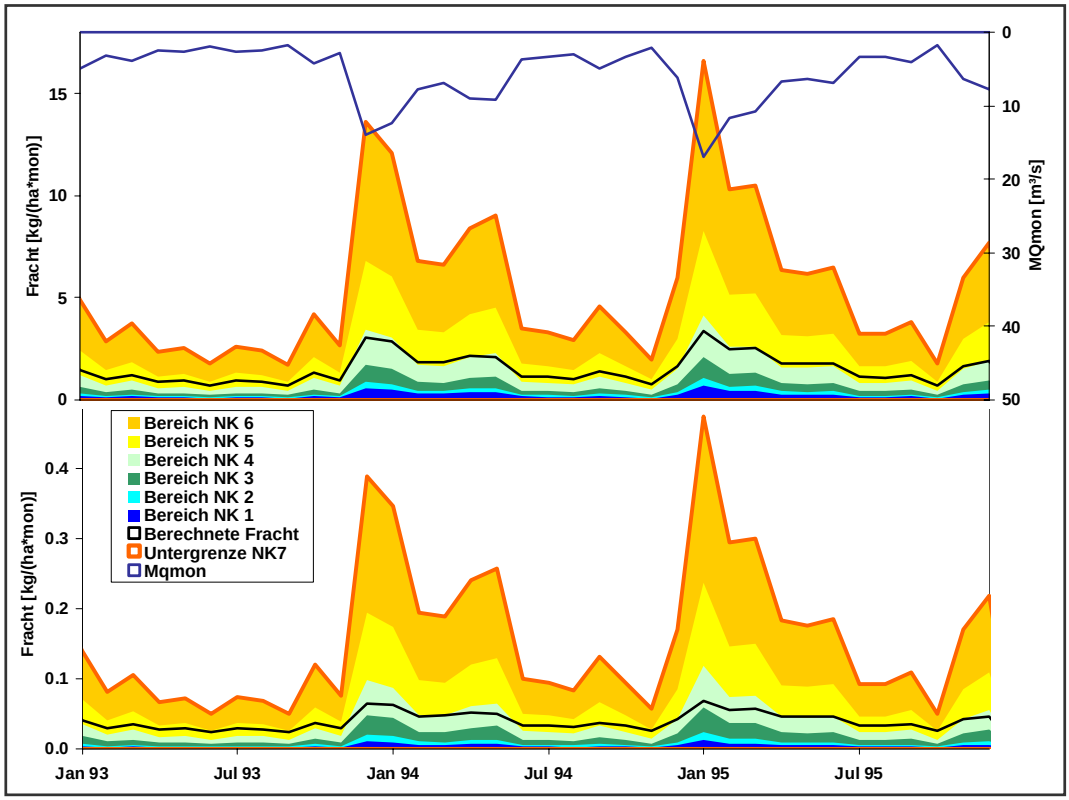


Abb. 5.19 Zeitlich differenzierte Bewertung der Wasserqualität am Beispiel des Rottweil/Neckar

Tab. 5.5 Bewertungsmatrix Wasserqualität und Stoffdynamik

Einzugsgebiet und Nährstoff	Mittelwert der berechneten Frachten	Fehlerwahrscheinlichkeit der Konzentrationsschätzung		Mittelwert der Konzentrationen	90-Perzentil der Konzentrationen	Natürlichkeitsklasse	LAWA-Klassifikation (aufgrund 90-Perz.)
	kg/(ha*mon)	%	r^2	mg/l	mg/l		
Uhldingen / Seefelder Aach							
N	1,11	24,26	0,22	3,43	3,84	4	II-III (4)
P	0,01	41,19	0,07	0,03	0,05	2	I-II (2)
Hammereisbach / Breg [1]							
N				1,62	1,84	3	II (3)
P				0,04	0,06	3	II (3)
Kirchenhausen / Donau [1]							
N				2,93	3,34	4	II-III (4)
P				0,10	0,16	4	II-III (4)
Beuron / Donau [1]							
N				3,10	3,53	4	II-III (4)
P				0,15	0,23	5	III (5)
Hundersingen / Donau							
N	0,88	5,41	0,90	3,22	4,34	4	II-III (4)
P	0,02	9,84	0,07	0,08	0,11	4 [2]	II-III (4)
St. Wilhelm / Talbach [1]							
N				0,86	1,06	2	I-II (2)
P				0,02	0,03	2	I-II (2)
Oberried / Brugga							
N	1,01	0,10	0,47	0,95	1,21	1	I-II (2)
P	0,02	1,23	0,21	0,02	0,05	2	II (3)
Ebnet / Dreisam							
N	1,12	1,67	0,16	1,53	1,81	3	II (3)
P	0,03	0,55	0,61	0,05	0,08	3	II (3)
Gutach / Elz [1]							
N				1,48	1,82	3	II (3)
P				0,03	0,04	3	II (3)
Riegel / Addition [1]							
N				2,06	2,54	3	II (3)
P				0,09	0,13	4	II-III (4)
Rottweil / Neckar							
N	1,50	2,61	0,56	5,63	8,21	5	III (5)
P	0,04	12,24	0,48	0,17	0,29	5	III (5)
Rotenbach / Eyach [1]							
N				1,59	1,97	2	I-II (2)
P				0,00	0,00	1	I (1)

Tab. 5.5 Fortsetzung

Pegel / Gewässer	Mittelwert der berechneten Frachten	Fehlerwahrscheinlichkeit der Konzentrationsschätzung		Mittelwert der Konzentrationen	90-Perzentil der Konzentrationen	Natürlichkeitsklasse	LAWA-Klassifikation (aufgrund 90-Perz.)
	kg/(ha*mon)	%	r²	mg/l	mg/l		
Höfen / Enz [1]							
N				1,77	2,19	3	II (3)
P				0,04	0,06	3	II (3)
Unterreichenbach / Nagold [1]							
N				4,20	5,20	4	III (5)
P				0,14	0,23	5	III (5)
Pforzheim / Würm							
N	1,62	2,00	0,13	7,44	9,13	5 [2]	III (5)
P	0,05	2,18	0,44	0,24	0,36	5 [2]	III (5)
Pforzheim / Enz							
N	2,01	26,31	0,04	3,64	4,56	4 [2]	II-III (4)
P	0,12	66,39	0,06	0,15	0,24	5 [2]	III (5)

[1] Nicht zeitlich differenziert bewertet, [2] Bewertung nach LAWA-Klassifikation

In den Untersuchungsgebieten, in denen die Wasserqualität nur stationär basierend auf den simulierten Konzentrationsmittelwerten bewertet wurde, entsprechen die Güteklassen dem LAWA-Index. Auch die zeitlich differenzierte Bewertung entspricht überwiegend den Güteklassen des LAWA-Index. Abweichungen treten nur am Pegel Oberried/ Brugga auf und sind durch eine hohe zeitliche Dynamik bedingt.

In Abb. 5.20 ist die Bewertung der Parametergruppe *Wasserqualität und Stoffdynamik* für die Untersuchungsgebiete kartographisch dargestellt. Da bei der Bewertung der Wasserqualität das Immissionsprinzip zugrunde gelegt wird, ergeben sich in einigen Einzugsgebieten Unterschiede zu den Natürlichkeitsklassen des *Stoffhaushalts*.

Die Unterschiede sind größtenteils durch die Bewertung von Phosphor bedingt. Bei der Bewertung des *Stoffhaushalts* werden alle in die Gewässer eingetragenen Phosphorkomponenten berücksichtigt. Dagegen geht bei der Bewertung der Wasserqualität nur die Komponente des gelösten Phosphats ein. Aufgrund des hohen diffusen Anteils der Phosphorfracht wird im Einzugsgebiet der Seefelder Aach ein bedeutender Anteil der Phosphorfracht partikulär eingetragen. Der entsprechend niedrigere Anteil des gelösten Phosphats führt zu einer Einordnung in eine naturnähere Klasse. Am Pegel Pforzheim/ Würm ist der Parameterwert des *Stoffhaushalts* aufgrund des Fehlers bei der Phosphor-Bilanzierung als unsicher zu bewerten.

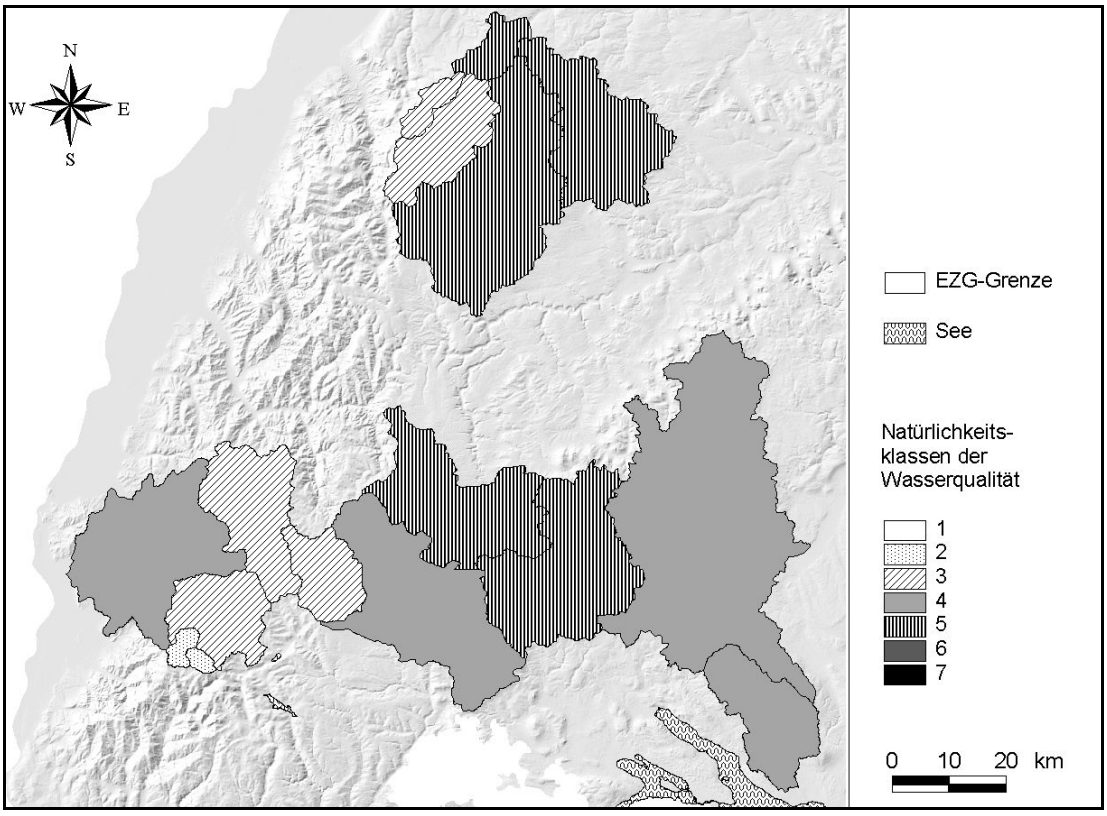


Abb. 5.20 Bewertung von Wasserqualität und Stoffdynamik in den Untersuchungsgebieten

Für die naturnahen Schwarzwaldeinzugsgebiete Oberried/Brugga, St.Wilhelm/Talbach, Gutach/Elz, Rotenbach/Eyach und Höfen/Enz ergeben sich bezüglich der Bewertung von Stickstoff Unterschiede zur Parametergruppe *Stoffhaushalt*. Obwohl in diesen Gebieten sind keine nennenswerten Stickstoffemissionen vorhanden sind, führt der atmosphärische Stickstoffeintrag zur einer Einordnung in die Natürlichkeitsklassen 2 und 3.

5.2.3 Fazit

Die Quantifizierung der Parameter der *Wasserqualität und Stoffdynamik* stützt sich weitgehend auf Konzentrationsmessungen an Gütepegeln. Durch die zeitlich differenzierte Bewertung lässt sich ableiten, in welcher Weise die Wasserqualität von den Prozessen der Abflussbildung und Stoffmobilisierung beeinflusst wird. Aufgrund der dieser zeitlich differenzierten Betrachtung zugrundliegenden Berechnung von monatlichen Frachten muss jedoch mit Fehlern gerechnet werden. Diese können im Extremfall zur Verschiebung um eine Güteklasse gegenüber der Bewertung nach der LAWA-Klassifikation führen. Anhand der vereinfachten stationären Bewertung von simulierten Konzentrationen lässt sich auch in den nicht mit Gütemessungen ausgestatteten Gebieten eine Bewertung der Wasserqualität vornehmen.

In der Parametergruppe *Wasserqualität und Stoffdynamik* wird der emissionsseitigen Bewertung in der Parametergruppe *Stoffhaushalt* eine immissionsseitige Bewertung gegenübergestellt. Damit wird der in der EU-WRRL geforderten Kombination von Emissions-

prinzip und Immissionsprinzip Rechnung getragen. Während aus der Bewertung des *Stoffhaushalts* beispielsweise der Handlungsspielraum bei der Begrenzung der Emissionen abgeleitet werden kann, zeigt die Bewertung von *Wasserqualität und Stoffdynamik* den Handlungsbedarf an. Der laut EU-WRRL für die Oberflächengewässer geforderte gute ökologische Zustand entspricht bezüglich der Nährstoffbelastung der Klasse 3 der vorliegenden Bewertung bzw. der Klasse II der LAWA-Klassifikation. Für die Untersuchungsgebiete mit einer naturferneren Bewertung (vgl. Abb. 5.20) kann deshalb ein Handlungsbedarf postuliert werden. Anhand der Bewertungsmatrix wird deutlich, welcher Parameter die naturferne Bewertung verursacht hat. Die Ursachen der Belastungen können dann wiederum anhand der Bewertung des *Stoffhaushalts* abgeleitet werden.

6 Simulation der Stoffdynamik

Aus den bei der Anwendung des Bewertungsblocks *Stoffhaushalt und Stoffdynamik* festgestellten Defiziten sollen Maßnahmen abgeleitet werden, die zu einer Verbesserung der „Hydrologischen Güte“ führen. Die Wirksamkeit von Maßnahmen zur Verbesserung der Wasserqualität kann dabei durch geeignete Einzugsgebietsmodelle zur räumlich und zeitlich differenzierten Simulation des Stofftransports bewertet werden. In Kapitel 4.2 wurde bereits die Testanwendung eines existierenden Modells behandelt. Um den Anforderungen einer zukünftigen operationellen Anwendung zu genügen, muss der gewählte Modellansatz mit flächenhaft verfügbaren Eingangsdaten und einer möglichst geringen Anzahl von Kalibrierparametern auskommen. Im Rahmen dieser Arbeit wird am Beispiel des Testeinzugsgebiets der Seefelder Aach ein Modellansatz zur Simulation der Stickstoffdynamik entwickelt, der auf einer vorhandenen Wasserhaushaltsmodellierung basiert. Bei der Modellentwicklung wird versucht, dem Prinzip des Minimum-Information-Requirement (QUINN et al. 1999, s.a. Kap. 2.3.2) so weit wie möglich Rechnung zu tragen. Bei der Kalibrierung des Wasserhaushaltsmodells und des Stickstofftransportmodells wird die bestehende Parameterunsicherheit aufgrund von Sensitivitätsanalysen untersucht. Um die ebenfalls zu berücksichtigende Modellunsicherheit zu reduzieren, werden zusätzliche unabhängige Daten herangezogen. Die bestehende Prognoseunsicherheit wird nachfolgend anhand von Unsicherheitsanalysen abgeschätzt.

6.1 Methodik

6.1.1 Wasserhaushaltsmodell

Die Simulation des Wasserhaushalts erfolgte mit dem Wasserhaushaltsmodell LARSIM, BREMICKER 2000). Das Modell wurde aufgrund seiner Anwendbarkeit mit allgemein verfügbaren Eingangsdaten sowie seiner geringen Anzahl an Kalibrierparametern ausgewählt. LARSIM ist eine Weiterentwicklung des Niederschlags-Abfluss-Modells FGMOD (Fluss-Gebiets-Modell, LUDWIG 1982) und wurde bereits in verschiedenen meso- und makroskaligen Einzugsgebieten (bspw. Weser, Neckar, Rhein) erfolgreich angewendet (EBEL et al. 2000, BREMICKER 2000). Für das Einzugsgebiet der Seefelder Aach wurde das LARSIM-Modell im Rahmen einer Diplomarbeit (SCHEUER 1999) aufgebaut. Eine ausführliche Darstellung des Modellkonzepts ist in BREMICKER (2000) enthalten. Die Simulation des Wasserhaushalts wurde für die Zeit von Januar 1987 bis Dezember 1996 auf Tagesschritt durchgeführt. Als räumliche Auflösung wurde ein Raster mit der Zellengröße von 1 km² gewählt. Die Topologie der Rasterzellen und das Gewässernetz wurden basierend auf dem DGM nachgebildet. Innerhalb der Rasterzellen wurden unterschiedliche Bodeneigenschaften (nutzbare Feldkapazität) und Landnutzungsarten als Verteilungsfunktion berücksichtigt. Die Herkunft, Auflösung und Eigenschaften der verwendeten flächenhaften Eingangsdaten sind in Tab. 3.1 (Kap. 3.1) enthalten.

Die hydrometeorologischen Eingangsdaten wurden basierend auf 20 Niederschlagsstationen und sieben Klimastationen in der Umgebung des Einzugsgebiets berechnet (s.a. Tab. 3.1, Kap. 3.1). Die Übertragung auf die Rasterzellen erfolgte modellintern mittels des Inverse-Distanz-Verfahrens. Zur Kalibrierung und Validierung der Wasserhaushaltssimulation standen die täglichen Abflusswerte der Pegel Neufrach/Deggenhausener Aach und Uhldingen/Seefelder Aach für den oben genannten Zeitraum zur Verfügung. Als Maß zur Bewertung der Güte der Simulation wurde die Modelleffizienz (R_{eff}) und die logarithmierte Modelleffizienz ($logR_{eff}$) herangezogen (NASH & SUTCLIFFE, 1970). Die Kalibrierung erfolgte mittels eines halb-automatischen Verfahrens. Dabei wurden zunächst die Werte der einzelnen Kalibrierparameter manuell anhand der visuellen Analyse der simulierten und gemessenen Abflussganglinien abgeschätzt. Nachfolgend wurden die Parameterwerte systematisch im Rahmen von 20 % nach oben und unten verändert, und die Sensitivität anhand der Veränderung der Gütemaße bewertet. Nachfolgend wurde für verschiedene Kombinationen von jeweils zwei der sensitiven Parameter die Veränderung der Gütemaße im zweidimensionalen Raum dargestellt. Anhand der Auswertung der interpolierten Linien gleicher Modelleffizienz wurde schließlich die optimale Parameterkombination ausgewählt.

Die simulierten Abflusskomponenten und Gesamtabflüsse wurden nachfolgend auf Monatswerte aggregiert. Im Rahmen der Entwicklung des Modellkonzeptes wurden zusätzlich noch die folgenden Anpassungen der Abflusskomponenten vorgenommen:

In LARSIM wird die Generierung von Direktabfluss mittels einer Bodenfeuchte-Sättigungs-Funktion beschrieben (BREMICKER 2000). Im Einzugsgebiet der Seefelder Aach beträgt der simulierte Anteil des Direktabflusses am Gesamtabfluss 31,9 %. Die Beschreibung des Direktabflusses wird bei der Kalibrierung der Parameter so angepasst, dass die zeitliche Dynamik von Hochwasserereignissen optimal nachgebildet wird. Bei der Entstehung von Hochwasserereignissen sind in der Regel auch unterirdische, die Bodenmatrix passierende Abflusskomponenten beteiligt (UHLENBROOK & LEIBUNDGUT 1999). Die Aufteilung in Direktabfluss und indirekter Abfluss ist deshalb zur Beschreibung des Stickstofftransports nicht ausreichend (s.a. Kap. 4.1.1.2). Im Rahmen der Aufstellung der stationären Wasserbilanz wurde bereits eine Methodik zur räumlich differenzierten Quantifizierung des Anteils der schnellen Abflusskomponente entwickelt (vgl. Kap. 5.1.1.1.3). Als Eingangsgröße zur Simulation der Stickstoffmobilisierung wird die zeitliche Variation der Direktabflusskomponente mit den mittleren Anteilen der nach Gleichung 5.27 berechneten schnellen Abflusskomponente verbunden. Ausgehend von einem mittleren Anteil am Gesamtabfluss von 6,6 % beträgt der Anteil der schnellen Abflusskomponente am Direktabfluss 20,7 %. Die monatlichen Werte der schnellen Abflusskomponente werden nachfolgend basierend auf diesem Verhältnis und den monatlichen Werten des simulierten Direktabflusses berechnet. Der verbleibende Anteil wird der Komponente des Zwischenabflusses zugeschlagen.

Für den Stickstoffhaushalt spielt der laterale unterirdische Transport mit der langsamen Grundwasserkomponente eine bedeutende Rolle. Das Modellkonzept von LARSIM sieht jedoch keine lateralen Grundwasserströme zwischen den Rasterzellen vor, sondern transferiert alle Abflusskomponenten in die Gerinne der jeweiligen Rasterzelle. Um die im Einzugsgebiet der Seefelder Aach zu erwartenden lateralen Grundwasserströme zu berücksichtigen, wird die in LARSIM vorgegebene Abflusskonzentration in Abhängigkeit

von den geologischen Verhältnissen (s.a. Kap. 3.2.1.3) variiert. In den mit glazialen Ablagerungen bedeckten Höhenlagen wird die Basisabflusskomponente der in der Topologie des Rasternetzes vorgegebenen Rasterzelle lateral zugeleitet. Der auf diese Weise gesammelte Basisabfluss tritt dann in den Übergangsbereichen zur Molasse in Hangquellen hervor. Im Bereich der gut durchlässigen alluvialen Schotteraquifere werden die lateralen Grundwasserströme aus den Grundwasserflurabständen (s. Tab. 3.1, Kap. 3.1) abgeleitet. Im Modellkonzept des Stickstofftransports wird der Basisabfluss im Bereich des Salemer Beckens lateral geführt und tritt erst nach dem Zusammenfluss von Salemer Aach und Deggenhausener Aach wieder in das Gerinne ein. In dem sich anschließenden Tal der Seefelder Aach werden die Basisabflüsse stellenweise ebenfalls lateral geführt. Aus der Wasserbilanz der Seefelder Aach ergibt sich eine geringfügige Abweichung zwischen dem aus der Differenz von Niederschlag und Verdunstung abgeleiteten Gebietsabfluss und dem gemessenen Pegelabfluss. Dieser Fehler, der durchschnittlich 0.3 m³/s beträgt, ist möglicherweise auf Grundwasserabströme zurückzuführen. Da sich diese aufgrund der gegebenen Datengrundlage nicht belegen lassen, wurden bei der Beschreibung des Stickstofftransports zwei Modellvarianten (mit und ohne Grundwasserabstrom) geprüft.

6.1.2 Stickstofftransportmodell

Die nach Kap. 6.1.1. berechneten Monatswerte der Abflusskomponenten stellen die Eingangsgrößen zur Simulation der Stickstoffmobilisierung und des Stickstofftransports dar. Das Konzept der Verknüpfung von Wasserhaushalt und Stickstofftransport ist in Abb. 6.1 dargestellt.

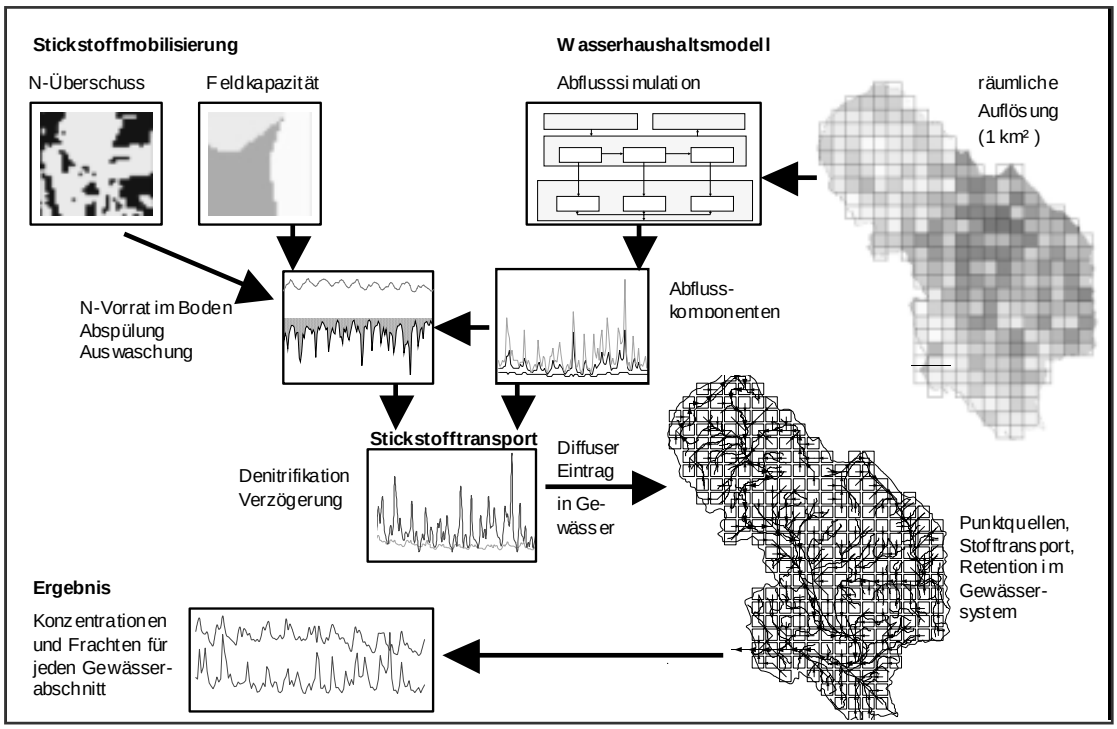


Abb. 6.1 Modellkonzept für die Simulation des Stickstofftransports auf Monatsbasis

Basierend auf den nach Kap. 5.1.1.1.1 und Kap. 5.1.1.1.2 berechneten Nährstoffbilanzgrößen wird eine monatliche Bilanz der Nährstoffe im Boden aufgestellt:

$$N_{stor(ti)} = N_{stor(ti-1)} + N_{in\ (ti)} - N_{pu(ti)} - N_{dn\ (ti)} - N_{out(ti)} \quad (6.1)$$

ti	Zeitschritt [mon],
N_{stor}	mobilisierbare Stickstoffmenge im Boden [kg/ha]
N_{in}	Stickstoffzufuhr (Organische- und mineralische Düngung, atmosphärische Deposition, [kg/ha]
N_{pu}	Stickstoffentzug durch Pflanzen [kg/ha]
N_{dn}	Stickstoffentzug durch Denitrifikation [kg/ha]
N_{out}	Stickstoffverlust durch Abspülung und Auswaschung (s. Gleichung 6.6 [kg/ha])

Zur Vereinfachung der Bilanz wird angenommen, dass ein Gleichgewicht zwischen der Mineralisierung aus dem Vorrat an schwer abbaubarem, langfristig festgelegten Stickstoff einerseits und der Immobilisierung von Stickstoff andererseits besteht. Als Pool zur Beschreibung der im Boden vorhandenen mobilisierbaren Stickstoffmenge wird die Bilanzgröße N_{stor} eingeführt. Als Startwert für N_{stor} wurden 30 % der in der Nährstoffbilanzierung (s. Kap. 5.1.1.1.1 und Kap. 5.1.1.1.2) berechneten Stickstoffüberschüsse angenommen. Die monatlichen Werte der Bilanzglieder N_{in} und N_{pu} werden basierend auf den Jahresmittelwerten der Nährstoffbilanzierung und auf der in der Literatur beschriebenen Saisonalität der landwirtschaftlichen Praxis bzw. der Vegetationsentwicklung quantifiziert (FREDE & DABBERT 1998, LANG 1999). In Tab. A.10 (Anhang) wird die monatliche Aufteilung der jährlichen Bilanzgrößen N_{zuf} und N_{ent} für verschiedene Landnutzungstypen angegeben. WENDLAND (1992) gibt für den Denitrifikationsverlust für den Bodentyp Parabraunerde und Ackernutzung einen Wert von 30 kg/(ha*a) an. Als Schätzwert für den Denitrifikationsverlust werden 0,7 % des zum jeweiligen Zeitpunkt berechneten Werts von N_{stor} angesetzt und mittels einer temperaturabhängigen Potenzfunktion zeitlich variiert. Dieser Ansatz führt in Abhängigkeit von der jeweiligen Landnutzung zu jährlichen Denitrifikationsverlusten von 10 bis 35 kg/(ha*a).

Die Mobilisierung von Stickstoff durch die verschiedenen Abflusskomponenten wird über die folgenden Gleichungen berechnet:

$$N_{schnell(ti)} = N_{stor(ti)} * Frac_{schnell(ti)} \quad (6.2)$$

$$Frac_{schnell(ti)} = (Q_{schnell(ti)} / FK_{2,5dm}) * MC_{schnell} \quad (6.3)$$

$$N_{swh(ti)} = N_{stor(ti)} * Frac_{swh(ti)} \quad (6.4)$$

$$Frac_{swh(ti)} = (Q_{swh(ti)} / FK_{10dm}) * MC_{swh} \quad (6.5)$$

$$N_{out\ (ti)} = N_{schnell(ti)} + N_{swh(ti)} \quad (6.6)$$

$N_{schnell}$:	Stickstofffracht in der schnellen Abflusskomponente [kg/(ha)]
$Frac_{schnell}$	Anteil der mit der schnellen Abflusskomponente mobilisierten Fracht an N_{stor}:[-]
$Q_{schnell}$	Höhe der schnellen Abflusskomponente (Monatswert) [mm]
FK_{10dm}	Feldkapazität bezogen auf 10 dm Bodentiefe [mm]
$MC_{schnell}$	Mobilitätsfaktor für die schnelle Abflusskomponente [-] (Kalibrierparameter)
N_{swh}	Stickstofffracht im Sickerwasser [kg/(ha)]

$Frac_{swh}$	Anteil der mit dem Sickerwasser mobilisierten Fracht an $N_{stor:}$ [-]
Q_{swh}	Sickerwasserhöhe (Monatswert) [mm]
MC_{swh}	Mobilitätsfaktor für Sickerwasser [-] (Kalibrierparameter)

In den Gleichungen 6.3 und 6.5 wird der Prozess der Stickstoffmobilisierung in Abhängigkeit von den hydrologischen Bedingungen und von der Speicherkapazität des Bodens beschrieben. Die Terme $Q_{schnell(ti)} / FK_{2,5dm}$ und $Q_{sws(ti)} / FK_{10dm}$ können als Ausdruck der Bodenfeuchte interpretiert werden. Deshalb ist der verwendete Ansatz mit jenen Ansätzen vergleichbar, in welchen die Stickstoffmobilisierung als Funktion des Sättigungsdefizits beschrieben wird (bspw. CREED et al. 1996, VAN HERPE et al. 1999).

Aus der ausgewaschenen Stickstofffracht und der Sickerwasserhöhe wird die Sickerwasserkonzentration C_{Swh} berechnet. Entsprechend der Höhe der verzögerten Abflusskomponente und der Basisabflusskomponente wird die mit dem Sickerwasser ausgewaschene Stickstofffracht weiter aufgeteilt und für die jeweilige Komponente der entsprechende Konzentrationswert berechnet. Der Rückhaltekoeffizient für die verzögerte Abflusskomponente wird basierend auf der Topographie (Topographischer Index nach BEVEN & KIRKBY 1979) räumlich differenziert und über das Abflussregime zeitlich variiert:

$$I_{topo} = \ln (A / \tan slp) \qquad (6.7)$$

$$DL_{z\,(ti)} = 1-(I_{t\text{-}norm} * (Denit * TF_{\,(ti)} * QF_{\,(ti)}) \qquad [DL_{z\,(ti)} >= 0] \qquad (6.8)$$

$$N_{z\,em\,(ti)} = N_{z\,(ti)} * (1- DL_{z\,(ti)}) \qquad (6.9)$$

I_{topo}	Topographischer Index [-]
A	Einzugsgebiet der 50 m x 50 m Rasterzelle [m²] (maximal 1.000.000 m², entspricht Größe der LARSIM- Modellraster)
slp	Hangneigung der 50 m x 50 m Rasterzelle [°]
DL_z	Anteil des Denitrifikationsverlusts in der verzögerten Komponente [-]
$I_{t\text{-}norm}$	Mittelwert von I_{topo} in der LARSIM-Rasterzelle, normiert durch das Gebietsmittel [-]
$Denit$	Denitrifikationsfaktor (verzögerte Abflusskomponente, Kalibrierparameter) [-]
TF	Monatlicher Temperaturregimefaktor (berechnet aus dem Temperaturregime im Einzugsgebiet [-]
QF	Monatlicher Abflussregimefaktor (berechnet aus dem Abflussregime im Einzugs-gebiet [-]
$N_{z\,em}$	mit der verzögerten Abflusskomponente in die Gewässer eingetragene Stickstofffracht [kg/ha]
N_z	mit der verzögerten Abflusskomponente ausgewaschene Stickstofffracht [kg/ha]

Der normierte Wert des topographischen Index $I_{t\text{-}norm}$ dient in Gleichung 6.8 als Indikator für das Vorhandensein gesättigter Böden, in welchen Denitrifikationsprozesse stattfinden können. Durch *TF* und *RF* wird die Abhängigkeit der Denitrifikation von der Temperatur und der Abflusshöhe beschrieben.

Der Nährstoffrückhalt in der Basisabflusskomponente wird mittels des Kalibrierparameters DL_b beschrieben. Dieser wird aufgrund der unzureichenden Informationen über die geologischen Verhältnisse nicht weiter räumlich und zeitlich differenziert. Für die Basisabflusskomponente wird, basierend auf einem Dispersions-Translations-Ansatz, eine zeitliche Verzögerung berechnet (MEHLHORN 1999). Aus Isotopenuntersuchungen in Grundwassermessstellen (s. Tab. 3.1, Kap. 3.1) kann eine mittlere Verweilzeit von neun Jahren

bezogen auf eine Fließstrecke von 2 km abgeschätzt werden. Der Dispersionskoeffizient *D* wird kalibriert. Die Stickstofffracht der Basisabflusskomponente berechnet sich dann wie folgt:

$$N_{b\,em(ti)} = (1 - DL_b)\ 10^{-2}\ Q_{b(ti)} \quad \sum_{ti}^{ti-T} \quad (C_{swhN}\ f(DTM)_{D,x}) \qquad (6.10)$$

$N_{b\,em}$	Mit der Basisabflusskomponente in die Gewässer eingetragene Stickstofffracht [kg/ha]
DL_b	Anteil der Denitrifikationsverluste in der Basisabflusskomponente[-]
Q_b	Langsame Abflusskomponente oder Basisabfluss (Monatswert) [mm]
T	Mittlere Verweilzeit [mon]
$C_{swh\,N,}$	Stickstoffkonzentration im Sickerwasser (Monatswert) [mg/l]
$f(DTM)_{D,x}$	Faltungsfunktion der Dispersions-Translations-Gleichung in Abhängigkeit des Dispersionskoeffizienten *D* und der Fließstrecke *x* [-]
D	Dispersionskoeffizient (Kalibrierparameter [-]
X	Fließstrecke [m]

Aus der Summe der Frachten der verschiedenen Abflusskomponenten und der aus Punktquellen emittierten Fracht in den stromaufwärts gelegenen Rasterzellen können dann der Stickstoffeintrag in die Oberflächengewässer, die Stickstofffracht und die Stickstoffkonzentration für jeden Flussabschnitt berechnet werden. Der Rückhalt im Gewässersystem wird basierend auf der hydraulischen Belastung und Gleichung 5.62 (s. Kap. 5.1.1.3.1) kombiniert mit dem monatlichen Abflussregimefaktor beschrieben:

$$R_{F\,N\,mon\,(ti)} = R_{F\,N} * QF_{(ti)} \qquad (6.11)$$

$$F_{N\,(ti)} = (E_{d\,N(ti)} + E_{p\,N(ti)}) * (1 + (1 / (1 + R_{F\,N\,mon\,(ti)}) \qquad (6.12)$$

$$C_{Nges\,(ti)} = (F_{N\,(ti)} * 100) / Mq_{mon\,(ti)} \qquad (6.13)$$

F_N	Stickstofffracht im Gewässer (Immission) [kg/ha]
$E_{d\,N}$	Stickstoffeintrag aus diffusen Quellen [kg/ha]
$E_{p\,N}$	Stickstoffeintrag aus Punktquellen [kg/ha]
C_{Nges}	Konzentration von N_{ges} im Gewässer [mg/l]
Mq_{mon}	Monatsmittel des spezifischen Abflusses [mm]
$R_{F\,N\,mon}$	Monatswert des Nährstoffrückhalts für Stickstoff[-]

Das Stickstofftransportmodell wird an gemessenen Konzentrationen des Gesamtstickstoffs am Pegel Uhldingen kalibriert. Die Auswahl eines optimalen Parametersatzes erfolgt wie bei der Wasserhaushaltssimulation mit Hilfe einer Sensitivitätsanalyse. Die Simulationsgüte wird mit der Modelleffizienz R_{eff}, der logarithmierten Modelleffizienz $logR_{eff}$ sowie dem Bestimmtheitsmaß r^2 bewertet.

6.1.3 Abschätzung der Prognoseunsicherheit und Überprüfung des Modellkonzepts

Das im vorangegangenen Kapitel beschriebene Modellkonzept soll zur Überprüfung der Wirksamkeit von Maßnahmen eingesetzt werden. Aus diesem Grund muss der Quantifizierung der Prognoseunsicherheit besondere Beachtung geschenkt werden. Um die Auswirkungen der mit der Wasserhaushaltssimulation verbundenen Unsicherheiten zu überprüfen, werden zunächst Ergebnisse der Simulation des Stickstofftransports für den Ist-Zustand bei verschiedenen Modellvarianten des Wasserhaushalts untersucht. Nachfolgend werden die Parameterkombinationen auf die zu berechneten Szenarien angewendet. Die Differenz der Ergebnisse dient dann als Maß für die Prognoseunsicherheit.

Bei der Simulation des Stickstofftransports bestehen neben dem Wasserhaushalt weitere Unsicherheiten, die in möglichen Fehlern bei der Berechnung des Stickstoffbilanz (s.a. Kap. 5.1.1.1.1 und 5.1.1.1.2), der groben räumlichen Auflösung der Eingangsdaten sowie der konzeptionellen Beschreibung des Stofftransports begründet liegen. Insbesondere bei der Quantifizierung des Nährstoffeintrags aufgrund von landwirtschaftlichen Daten bestehen sehr große Unsicherheit (BACH et al. 1998, QUINN et al. 1999). Um die Auswirkungen dieser Unsicherheit auf die Simulation des Ist-Zustands und der Szenarien zu quantifizieren, werden die Nährstoffüberschüsse auf allen Landnutzungseinheiten um jeweils 20 % nach oben und unten verschoben. Anschließend werden die Parameterwerte des Stickstofftransportmodells mit diesen veränderten Eingangsdatensätzen für den Ist-Zustand kalibriert. Nachfolgend werden mit den alternativen Parametersätzen die Szenarien erneut berechnet und die Abweichung von der ursprünglichen Modellversion quantifiziert.

Um zu überprüfen, ob der entwickelte konzeptionelle Modellansatz geeignet ist, die innerhalb des Einzugsgebiets ablaufenden Prozesse des Stickstofftransports und dessen räumliche Variabilität realistisch nachzubilden, werden interne Variablen mit zusätzlichen unabhängigen Datensätzen verglichen. Anhand des Vergleichs der Werte der Variable N_{stor} für März mit den regionalen Mittelwerten von N_{min}-Untersuchungen in Böden wird eine qualitative Bewertung der Simulation der Stickstoffmobilisierung vorgenommen. Die Simulation der Stickstoffeinträge entlang des Gewässernetzes wird anhand von Ergebnissen einer Beprobungskampagne entlang des Gewässernetzes der Seefelder Aach im Zeitraum 1998 bis 1999 (s.a. Tab. 3.1, Kap. 3.1) überprüft. Da die Stickstoffkonzentrationen am Gebietsauslass keinen signifikanten Trend aufweisen, wird angenommen, dass die aus dem oben genannten Zeitraum berechneten Mittelwerte auch für den Simulationszeitraum repräsentativ sind. Anhand des Vergleichs dieser Mittelwerte an den jeweiligen Beprobungsstellen und den Mittelwerten der simulierten Konzentrationen im Gewässer wird eine qualitative Bewertung der Nachbildung der räumlichen Variabilität vorgenommen. Zur Überprüfung des Stickstofftransports mit der langsamen Grundwasserkomponente werden gemessene Stickstoffkonzentrationen aus Grundwassermessstellen und Quellfassungen (s. Tab. 3.1 Kap. 3.1) herangezogen.

6.2 Ergebnisse

6.2.1 Wasserhaushalt

Die Kalibrierung des Wasserhaushaltsmodells wurde für den Zeitraum von Januar 1987 bis Dezember 1991 basierend auf einer Sensitivitätsanalyse mit ca. 250 Simulationsläufen durchgeführt. Dabei wurden der Parameter *ß* (Drainageindex des tiefen Bodenspeichers) und *Dmin* (Untergrenze des Abflusses zum Interflowspeicher) sowie *EQD* und *EQI* (Kalibrierparameter des Direktabfluss- bzw. Interflowspeichers) als hoch sensitiv identifiziert (Tab. 6.1). Der Kalibrierparameter des Basisabflussspeichers *EQB* erwies sich dagegen über weite Bereiche als nur gering sensitiv und wurde schließlich als Mittelwert des gering sensitiven Bereichs festgelegt. Für den Parameter *b(bsf)* konnte ein optimaler Wert gefunden werden.

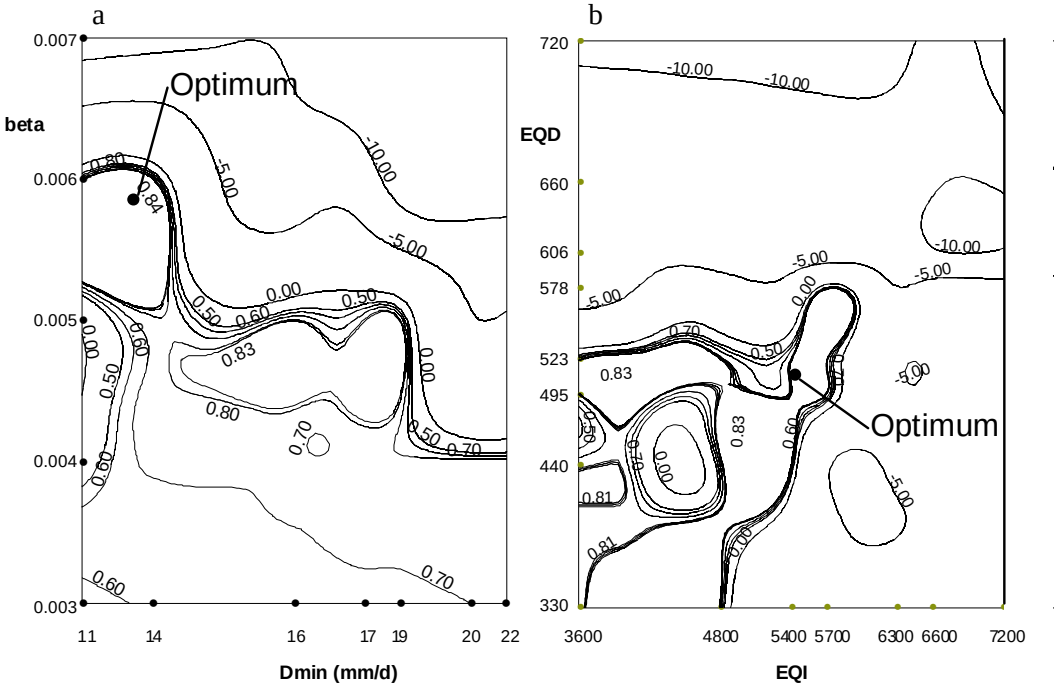


Abb. 6.2 Interpolierte Linien der Modelleffizienz R_{eff} im Parameterraum ß - Dmin (a) und EQD - EQI (b)

In Abb. 6.2 sind die Werte der Modelleffizienz R_{eff} im Parameterraum *Dmin* und *ß* (a) bzw. *EQD* und *EQI* (b) dargestellt. Da in beiden Parameterräumen weite Bereiche über 0,84 bzw. 0,83 auftreten, wurde zusätzlich die logarithmierte Modelleffizienz (nicht dargestellt) analysiert. Aus der Kombination der jeweils effizientesten Parameterwerte wurde nachfolgend der endgültige Parametersatz (Modellversion M I, Tab. 6.1) ermittelt. Alternativ wurden drei weitere gleichwertige Parametersätze (Modellversionen M II bis M IV, Tab. A.11, Anhang) gefunden.

Tab. 6.1 Kalibrierte Parameterwerte des Wasserhaushaltsmodells LARSIM im Einzugsgebiet der Seefelder Aach (Modellversion M I)

Parameter	Funktion	Einheit	Wert	Sensitivität
D_{min}	Untergrenze des Abflusses zum Interflowspeicher	mm/d	13	Hoch
D_{max}	Obergrenze des Abflusses zum Interflowspeicher	mm/d	15	Mittel
B(bsf)	Formparameter Bodenfeuchte-Sättigungs-Funktion	1/d	20	Hoch
ß	Drainageindex Tiefer Bodenspeicher	1/d	0,006	Hoch
EQD	Kalibrierparameter des Direktabflussspeichers	-	523	Hoch
EQI	Kalibrierparameter des Interflowspeichers	-	5550	Hoch
EQB	Kalibrierparameter des Grundwasserspeichers	-	130000	Niedrig

In Abb. 6.3 sind die mit der Modellversion M I simulierten und die gemessenen täglichen Abflusswerte am Pegel Uhldingen dargestellt. Für die Kalibrierungsperiode wurde mit allen Parametersätzen eine Modelleffizienz von R_{eff} = 0.84 und $logR_{eff}$ = 0.85 erreicht. In der Validierungsperiode (Januar 1992 bis Dezember 1996) sinken die Werte der Modelleffizienz auf R_{eff} = 0.62 und $logR_{eff}$ = 0.72. Die geringere Modellgüte der Validierungsperiode ist auf eine generelle Überschätzung des Abflusses und auf Fehler in den Hochwasserspitzen zurückzuführen.

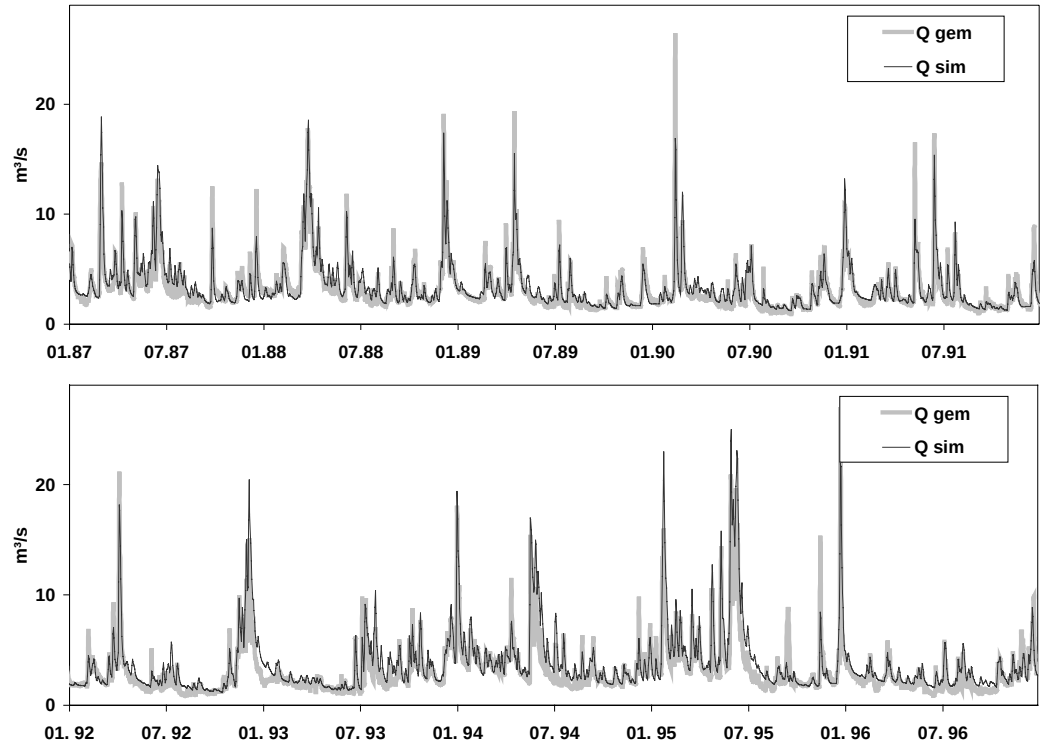


Abb. 6.3 Simulierte und gemessene Tagesmittel des Abflusses am Pegel Uhldingen/Seefelder Aach (Modellversion M I)

Als Ursache kommt eine ungenügende räumliche Auflösung der Niederschlagsdaten in Betracht. Da nur zwei der verwendeten Niederschlagsstationen innerhalb des Einzugsgebiets liegen, werden insbesondere konvektive Niederschlagsereignisse durch das Interpolationsverfahren nicht ausreichend erfasst. Die generelle Überschätzung des Abflusses lässt zudem das Vorhandensein eines Grundwasserabstroms vermuten. Als fünfte Modellvariante (M V) wurde deshalb der Parametersatz von M I verbunden mit einem Grundwasserabstrom von 0,3 m³/s getestet. Mit dieser Modellversion wurden Modelleffizienzen von R_{eff} = 0,85 und $logR_{eff}$ = 0,85 (Kalibrierung) und R_{eff} = 0,78 und $logR_{eff}$ = 0,80 (Validierung) erreicht.

6.2.2 Stickstofftransport

Als Eingangsdatensatz für den Stickstofftransport wurden zunächst nur die Ergebnisse der Modellversion M I des Wasserhaushaltsmodells verwendet. Die Simulation des Stickstofftransports wurde für die in Kap. 6.2.1 genannten Zeiträume kalibriert und validiert. Zur Kalibrierung und Validierung standen Einzelproben der Konzentrationen von *NO_3-N*, *NH_4-N* und *NO_2-N* zur Verfügung. Die einzelnen Tageswerte wurden zu Monatsmitteln der Konzentration von mineralischem Gesamtstickstoff (N_{ges}) aggregiert. Zur Kalibrierung des Stickstofftransportmodells wurde wiederum eine Sensitivitätsanalyse mit ca. 150 Modell-Läufen durchgeführt. Dabei erwiesen sich die Parameter MC_{swh}, *Denit* und DL_b als mittel bis hoch sensitiv.

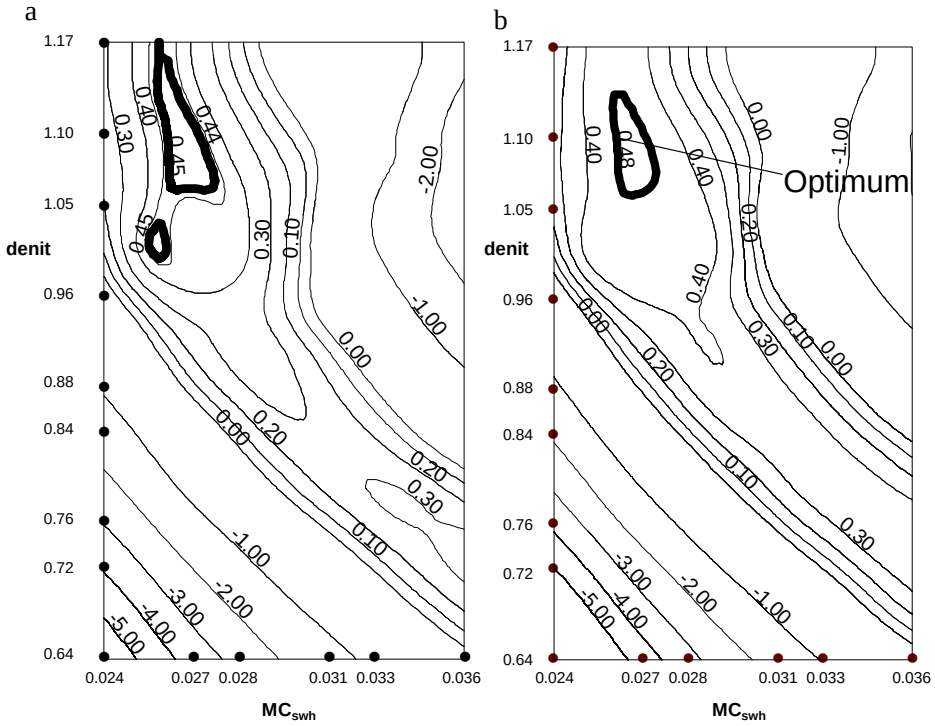


Abb. 6.4 Interpolierte Linien der Modelleffizienz R_{eff} (a) und der logarithmierten Modelleffizienz $logR_{eff}$ (b) im Parameterraum Denit-MC_{swh}

In Abb. 6.4 sind die Werte der Gütekriterien R_{eff} und $logR_{eff}$ im Parameterraum von MC_{swh} und *Denit* bei einem grob festgelegten Wert von DL_b = 0,81 abgebildet. In beiden Grafiken ist ein eindeutig festgelegtes Optimum erkennbar. Für den Dispersionskoeffizienten *D* wurde als Optimum ein Wert von 0,005 gefunden. Nachfolgend wurde der Parameter zur Beschreibung des Stickstoffverlusts in der Basisabflusskomponente DL_b an den Konzentrationsmittelwerten der überwiegend durch Basisabfluss geprägten Monate September und Oktober kalibriert. Die Werte des endgültigen Parametersatzes sind in Tab. 6.2 enthalten.

Tab. 6.2 Kalibrierte Parameterwerte des Stickstofftransportmodells im Einzugsgebiet der Seefelder Aach (Modellversion M I)

Parameter	Funktion	Einheit	Wert	Sensitivität
$MC_{schnell}$	Mobiltätsfaktor für die schnelle Abflusskomponente	-	0,001	Niedrig
MC_{swh}	Mobiltätsfaktor für Sickerwasser	-	0,026	Hoch
Denit	Denitrifikationsparameter (verzögerte Komponente)	-	1,1	Hoch
D	Dispersionsparameter des DTM	-	0,005	Hoch
DL_b	Faktor zur Beschreibung der Denitrifikationsverluste in der Basisabflusskomponente	-	0,88	Mittel

Mit dem extrahierten Parametersatz wurde eine Simulationsgüte von *Reff* = 0.45, *logReff* = 0.48 (Kalibrierungsperiode) und *Reff* = 0.28, *logReff* = 0.33 and r^2 = 0.5 (Validierungsperiode) erreicht. In Abb. 6.5 sind die simulierten und gemessenen Konzentrationen am Pegel Uhldingen dargestellt. Trotz der vorhandenen Abweichungen kann die Güte der Simulation als zufriedenstellend angesehen werden, da das saisonale Verhalten der Stickstoffdynamik mit erhöhten Konzentrationen im Winterhalbjahr und einem Konzentrationsrückgang im Sommerhalbjahr, gut wiedergegeben wird.

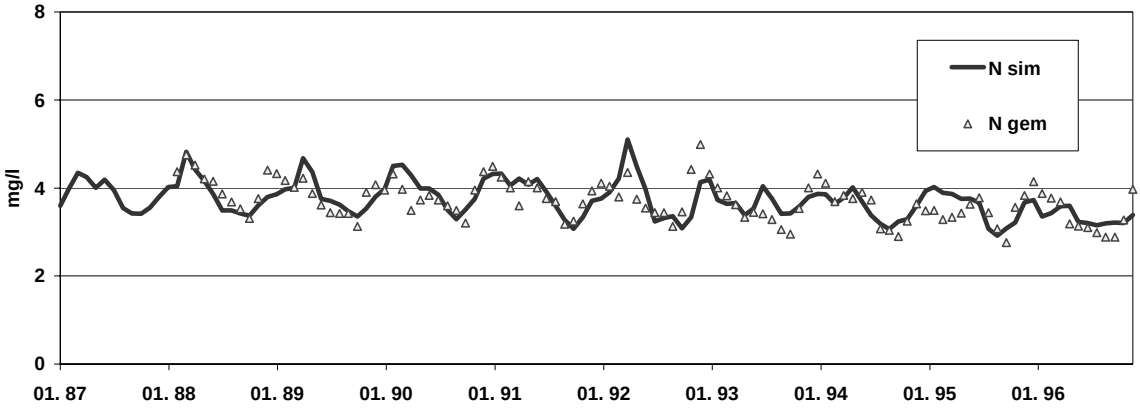


Abb. 6.5 Simulierte und gemessene Stickstoffkonzentrationen am Pegel Uhldingen/ Seefelder Aach

6.2.3 Abschätzung der Prognoseunsicherheit

In den Kapiteln 6.1.2.1 bis 6.1.2.3 wurde die Anwendung des Stickstofftransportmodells für den aktuellen Zustand beschrieben. Bei der Kalibrierung des Wasserhaushaltsmodells LARSIM zeigte sich, dass mehrere gültige Parametersätze und eine zusätzliche Modellversion (mit Grundwasserabstrom) möglich sind.

Um die Auswirkungen der Modellversionen auf den Stickstofftransport zu analysieren, wurde die Simulation des Stickstofftransports mit den vier alternativen Modellversionen des Wasserhaushalts (M II bis M V, siehe Tab. A.11, Anhang) durchgeführt. Dabei wurden neben dem Ist-Zustand auch zwei Szenarien (Szenario 1: Reduktion der Stickstoffüberschüsse auf der Ackerfläche um 50 %, Szenario 2: PNZ) analysiert. Die Simulation des Wasserhaushalts des PNZ wurde mit einer entsprechend veränderten Landnutzung durchgeführt (SCHEUER 1999). In Tab. 6.3 sind die mittleren relativen Abweichungen der Modellversionen M II bis M V von der Modellversion M I dargestellt.

In den alternativen Modellversionen M VI und M VII (Tab. A.11) wurden als Schätzwert für den maximal möglichen Fehler bei der Berechnung des Stoffeintrags die als Eingangsdaten für den Stickstofftransport verwendeten Nährstoffüberschüsse um 20 % erhöht bzw. erniedrigt und die Parameter neu kalibriert. Die mittleren prozentualen Abweichungen der Modellversionen M VI und M VII von der Modellversion M I für den Ist-Zustand sowie für die Szenarien 1 und 2 sind ebenfalls in Tab. 6.3 dargestellt.

Die dargestellten Abweichungen zwischen den Modellversionen erweisen sich überwiegend als gering. Höhere Abweichungen entstehen bei der Simulation des Ist-Zustands in der Modellversion mit Grundwasserabstrom (M V) aufgrund des geringeren Basisabflussanteils. Bei der Simulation der Szenarien 1 und 2 entstehen bei der Modellversion mit 20 % erhöhten Nährstoffüberschüssen (M VI) Abweichungen von ca. 7,5 % bzw. – 4,5 %.

Tab. 6.3 Mittlere relative Abweichung der Modellversionen M II bis M VII von der Modellversion M I

Modellversion	M II	M III	M IV	M V	MVI	M VII
Ist-Zustand	1,46	-0,13	0,09	1,79	0,43	-0,37
Szenario 1	1,27	-0,14	0,09	1,58	7,37	-0,36
Szenario 2	1,35	0,07	-0,09	1,77	-4,56	1,28

Aus dieser Analyse kann gefolgert werden, dass durch die unterschiedlichen Versionen der Wasserhaushaltssimulation, zumindest bei Szenarien mit verringertem Stoffeintrag, keine erhöhte Prognoseunsicherheit entsteht. Da die Abweichungen der Szenarien bei den Modellversionen M VI und M VII unter ± 10 % bleiben, kann davon ausgegangen werden, dass die aufgrund von möglichen Fehlern in den als Eingangsdaten verwendeten Nährstoffüberschüssen entstehende Unsicherheitsspanne in diesem Bereich bleibt. Um die Unsicherheitsspanne zu visualisieren, werden bei der graphischen Darstellung der Ergebnisse von Szenarienberechnungen (s. Abb. 7.2 in Kap. 7.3) zusätzlich die Ergebnisse der alternativen Modellversionen M VI und M VII abgebildet.

6.2.4 Überprüfung des Modellkonzepts

Anhand des Vergleichs der simulierten Werte des Bodenstickstoffspeichers N_{stor} bei der Landnutzung Acker (Einzugsgebietsmittel) mit regionalen Mittelwerten der N_{min}-Untersuchungen landwirtschaftlicher Böden wird die Simulation der Stickstoffmobilisierung im Boden bewertet. Beide Größen liegen im Bereich von 30 bis 80 kg/(ha*a). Der mittlere Anteil der mobilisierten Stickstoffmenge am Stickstoffüberschuss beträgt zwischen 40 % und 70 % und liegt damit im Wertebereich, der auch von anderen Autoren (bspw. WENDLAND et al. 1993, KOLBE 2000) angegeben wird.

In Abb. 6.6 sind die Mittelwerte der Stickstoffkonzentrationen und die Mittelwerte der Stickstoffkonzentrationen aus der Messkampagne (vgl. Tab. 3.1, Kap. 3.1) für die Messstellen entlang des Gewässernetzes dargestellt. Zusätzlich sind die berechneten flächenspezifischen Stickstoffeinträge, die im Gewässer transportierten flächenspezifischen Frachten sowie die mittleren Abflussspenden entlang des Gewässernetzes aufgetragen.

Der Vergleich der simulierten und gemessen Konzentrationen zeigt, von einer Messstelle abgesehen, eine gute Übereinstimmung. Im Quellgebiet der Deggenhausener Aach sind sowohl die gemessenen als auch die simulierten Konzentrationen erhöht. Dieses Phänomen ist vermutlich auf erhöhte Düngeeinträge infolge der in diesem Bereich laut Gemeindestatistik ausgewiesenen hohen Viehdichte zurückzuführen.

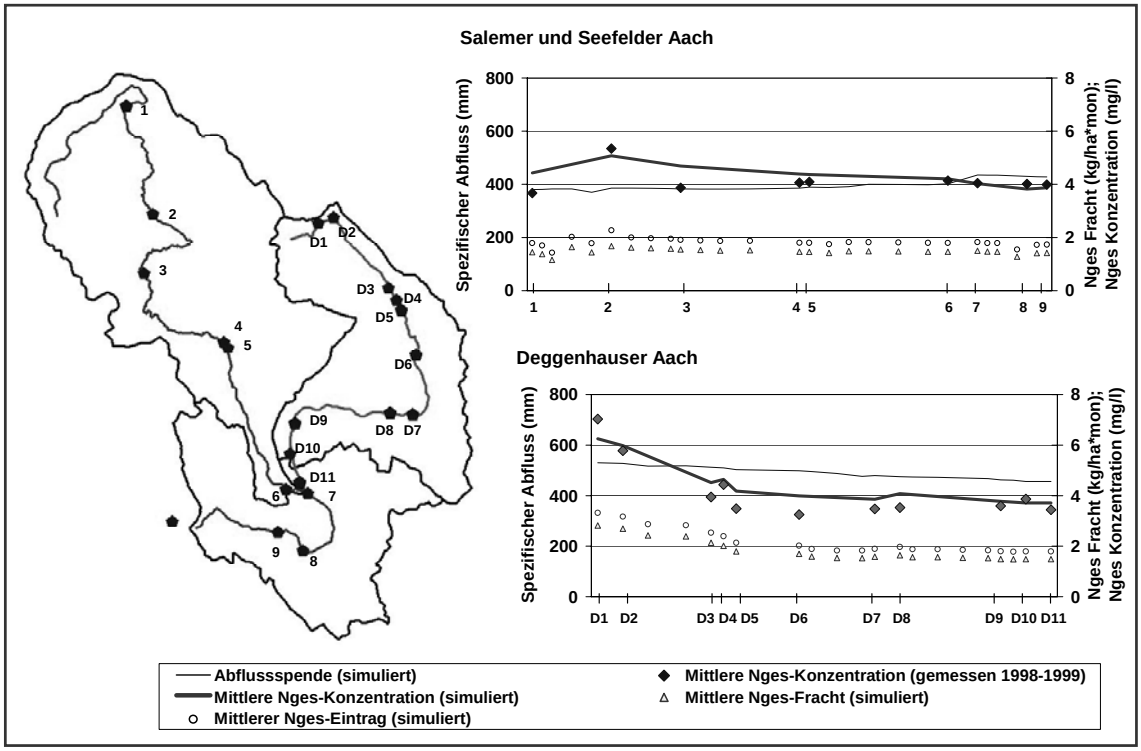


Abb. 6.6 Mittlere simulierte und gemessene Konzentrationen von mineralischem Gesamtstickstoff (N_{ges}), simulierten flächenspezifischen Stickstoffeinträgen und –frachten sowie der simulierten Abflussspenden im Längsverlauf der Salemer Aach, Seefelder Aach und Deggenhausener Aach

Aufgrund der im Längsverlauf der Deggenhausener Aach abnehmenden Stickstoffeintrage gehen auch die Konzentrationen zurück. Dagegen bleiben die Stickstoffeinträge im Längsverlauf der Salemer und Seefelder Aach auf gleichbleibendem Niveau. Das Verhältnis zwischen den Stickstoffeinträgen und den Frachten im Gewässer lässt auf einen gleichbleibenden Anteil an Stickstoffretention bzw. -eliminierung schließen. Dabei nimmt die absolute Menge des im Gewässer zurückgehaltenen Stickstoff flussabwärts zu. Die Funktion der Selbstreinigung der Gewässer wird mit dem verwendeten Modellansatz nur sehr grob beschrieben. Um zukünftig eine verbesserte Beschreibung der Eliminierung bzw. des Rückhalts von Nährstoffen in den Fließgewässern innerhalb von Stofftransportmodellen zu verwirklichen, müssen die Funktionszusammenhänge zwischen Nährstoffumsetzungen im Gewässer, Beschaffenheit des Gewässerbetts und den hydrodynamischen Bedingungen noch besser untersucht werden (SOPHOCLEOUS 2002).

Zur Überprüfung der Simulation des Stickstofftransports in der Grundwasserkomponente wurden die im hydrologischen Jahr 1991 in einer Hangquelle (Abb. 6.7c) gemessenen *NO_3-N*-Konzentrationen herangezogen und mit den simulierten Stickstoffkonzentrationen in der langsamen und der verzögerten Abflusskomponente (Mischkonzentration) der entsprechenden Rasterzellen verglichen (Abb. 6.7a).

Im Bereich des Quellaustritts ist davon auszugehen, dass Stickstoff fast vollständig als Nitrat vorliegt und somit die gemessenen und simulierten Konzentrationen vergleichbar sind. Die simulierten Stickstoffkonzentrationen weichen nur geringfügig von den gemessenen *NO3-N*-Konzentrationen ab.

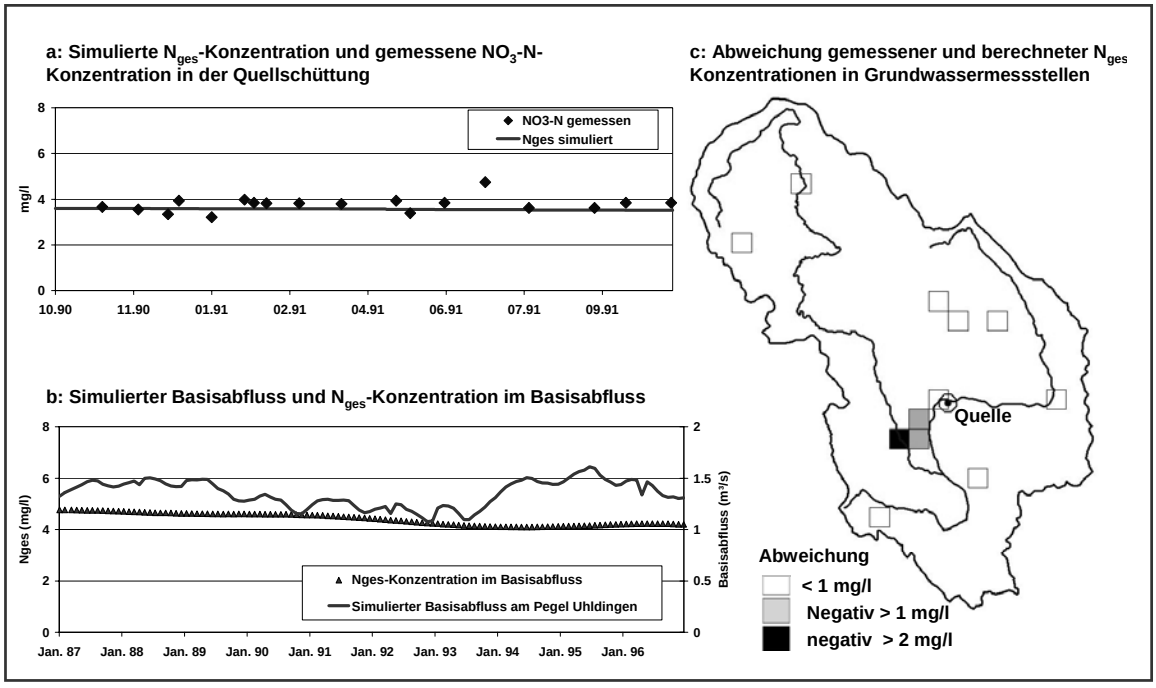


Abb. 6.7 Ergebnisse der Simulation des Stickstofftransports in der Basisabflusskomponente im Vergleich mit Messwerten aus Quellfassungen und Grundwassermessstellen

Aus diesem Vergleich lässt sich ableiten, dass die zeitliche Variabilität der Konzentrationen zumindest für den untersuchten Teilraum realistisch wiedergegeben wird. In Abb. 6.7b sind die N_{ges}-Konzentrationen im Basisabfluss für den gesamten Simulationszeitraum angegeben. Aufgrund der mit dem Dispersions-Translations-Modell simulierten Verzögerung weist diese Abflusskomponente nur noch geringfügige Konzentrationsschwankungen auf. Dies entspricht dem vielfach im Grundwasserabfluss beobachteten Verhalten (bspw. PIONKE et al. 1996, SOULSBY et al. 1997). Aufgrund der groben Abschätzung der mittleren Verweilzeiten ist jedoch unsicher, ob die räumliche Variabilität der Transportverzögerung richtig wiedergegeben wird.

Um die Nachbildung der räumlichen Variabilität des Stickstofftransports im Grundwasser zu überprüfen, wurden Beprobungen verschiedener Grundwassermessstellen aus dem Jahr 1995 (s. Tab. 3.1, Kap.3.1) herangezogen. Im Vergleich mit dem für das Jahr 1995 simulierten Konzentrationsniveau zeigt sich an den meisten Messstellen eine gute Übereinstimmung (Abb. 6.7c). Im Bereich des Lockergesteinsaquifers des Salemer Beckens wird jedoch das gemessene Konzentrationsniveau unterschätzt. Als Ursache für diese Unterschätzung kommt einerseits eine nicht ausreichende räumliche Auflösung des Stickstoffeintrags in Betracht. Eine Verbesserung dieser räumlichen Auflösung kann nur über eine detaillierte schlagbezogene Erfassung der Bewirtschaftungspraxis und der Bodeneigenschaften erreicht werden. Anderseits kann dieser Modellfehler auch durch die oben genannte Unsicherheit der Verweilzeiten oder durch die fehlerhafte räumliche Beschreibung der unterirdischen Transportpfade bedingt sein. Die grobe Abschätzung der lateralen Flüsse der Basisabflusskomponente (s. Kap. 6.1.1.) führt möglicherweise in diesem Bereich zu einer fehlerhaften Wiedergabe des Mischungsverhältnisses von unterschiedlichen Grundwasserströmen. Eine detailliertere Erfassung und Simulation der Grundwasserströme im Lockergesteinsaquifer kann jedoch nur auf der Basis von Daten zu Grundwasserspiegelschwankungen und hydrogeologischen Profildaten mit Hilfe von dreidimensionalen Grundwassermodellen erfolgen.

6.3 Fazit

In vorherigen Kapitel wurde die Entwicklung, Anwendung und Überprüfung eines Modells zur Simulation des Stickstofftransports dargestellt. Basierend auf der in Kap. 5.1 beschriebenen Nährstoffbilanzierung ist mit diesem Modellkonzept eine zeitlich differenzierte Simulation der Stickstoffdynamik möglich. Der Modellansatz wurde auf der Basis eines existierenden rasterbasierten Einzugsgebietsmodells entwickelt. Die Anwendung des Modellansatzes im Einzugsgebiet der Seefelder Aach führt zu zufriedenstellenden Ergebnissen. Eine Anwendung des vorgeschlagenen Ansatzes erscheint deshalb auch für andere Einzugsgebiete, in denen bereits Wasserhaushaltsmodelle aufgebaut wurden, möglich.

Bei der Beschreibung des Stickstofftransports wurde darauf geachtet, nur allgemein verfügbare Eingangsgrößen und eine geringe Anzahl von Kalibrierparametern zu verwenden und damit das Prinzip des Minimum-Information-Requirement (QUINN et. al. 1996) zu berücksichtigen. Durch den vereinfachten konzeptionellen Ansatz werden Probleme der Parameteridentifikation und der Datenanforderungen, wie sie vielfach bei Anwendungen

komplexerer Stofftransportmodelle auftreten (bspw. EISELE et al., 2001; ZEHE et al., 2001), umgangen. Das Modellkonzept kann als Kompromiss zwischen einfacheren Bilanzansätzen (bspw. N-Export-Koeffizient (JOHNES 1996), MONERIS (Modeling Nutrient Emissions in River Systems, BEHRENDT et al. 1999), Massenbilanzansatz (JAIN 2000)) und komplexeren konzeptionellen Ansätzen (bspw. SWAT (Soil & Water Assessment Tool, ARNOLD et al. 1993), HSPF (JOHANSON et al. 1996), INCA (Integrated Nitrogen Model for European Catchments, WHITEHEAD et al. 1999)) betrachtet werden. Mit der erreichten räumlichen und zeitlichen Auflösung ist es möglich, Teilgebiete und Zeiträume mit einem erhöhten Austragspotential von Stickstoff zu identifizieren. Die Beschränkung der Transportsimulation auf eine zeitliche Auflösung von Monatswerten ist aufgrund der Schwierigkeiten der zeitlich und räumlich differenzierten Erfassung der Bewirtschaftungspraxis gerechtfertigt. Eine weitere zeitliche Differenzierung der Stickstoffdynamik würde gemessen an der gegebenen Qualität der Eingangsdaten und der 14-tägigen Auflösung der Zeitreihen zur Kalibrierung und Validierung eine Scheingenauigkeit produzieren, welche im Regelfall nicht zu überprüfen ist.

Bei der Kalibrierung des Wasserhaushaltsmodells wurden mehrere gültige Parametersätze gefunden, welche zu einer geringfügigen Veränderung der Aufteilung der Abflusskomponenten führen. Aufgrund möglicher Fehler bei der Quantifizierung des Stoffeintrags entstehen auch bei der Identifizierung der Parameter des Stickstofftransports Unsicherheiten. Anhand der Anwendung unterschiedlicher Modellversionen auf den Ist-Zustand und die zu berechnenden Szenarien wurde die bei den Prognosen verbundene Fehlerwahrscheinlichkeit quantifiziert.

Das Modellkonzept wurde mit Hilfe unabhängiger Datensätze überprüft. Dabei wurden Unsicherheiten bei der Beschreibung der räumlichen Auflösung des Stofftransports wie auch der Verweilzeiten der unterirdischen Abflusskomponente offenbar. Diese Unsicherheiten lassen sich nur mit Hilfe von zusätzlichen Daten (schlagbezogene Daten zur Bewirtschaftung, Untersuchung der Abflussbildung, Verweilzeiten und Transportpfade) verringern (UHLENBROOK & LEIBUNDGUT 2002).

Innerhalb einer operationellen Anwendung sind die Möglichkeiten zusätzlicher Datenerhebungen beschränkt. Bei der Anwendung des Bewertungsverfahrens „Hydrologische Güte“ sollte deshalb folgendermaßen vorgegangen werden: Im Rahmen des Bewertungsblocks *Stoffhaushalt und Stoffdynamik* (s. Kap. 5) werden diejenigen Einzugsgebiete identifiziert, welche bezüglich der Nährstoffemissionen bzw. der Wasserqualität Defizite aufweisen. In diesen Einzugsgebieten werden dann die Ursache-Wirkungs-Zusammenhänge ausgewiesen und darauf aufbauend mögliche Sanierungsmaßnahmen vorgeschlagen (s. Kap. 7.2). Es ist dann zu entscheiden, ob zur Prognose der Wirkung der jeweiligen Maßnahme eine Stofftransportsimulation und gegebenenfalls zusätzliche Datenerhebungen benötigt werden.

7 Anwendung im Rahmen der Ausweisung der Hydrologischen Güte

In den bisherigen Kapiteln wurden der theoretische Hintergrund, die Methodik und die Ergebnisse des Bewertungsblocks *Stoffhaushalt und Stoffdynamik* sowie des Stickstofftransportmodells in ausführlicher Weise dargestellt. Im folgenden Kapitel werden die Bewertungsergebnisse in den größeren Zusammenhang des Bewertungsverfahrens „Hydrologische Güte“ gestellt. Detaillierte Ausführungen zur praktischen Umsetzung des Verfahrens sind in HILDEBRAND (in Vorb.) enthalten. Nachfolgend werden Möglichkeiten der Ausweisung und Bewertung von Maßnahmen zur Verbesserung der Wasserqualität aufgezeigt.

7.1 Integration des Bewertungsblocks Stoffhaushalt und Stoffdynamik in das Bewertungsverfahren Hydrologische Güte

Zur Ausweisung der Hydrologischen Güte in den jeweiligen Einzugsgebieten werden die Bewertungsblöcke *Beschaffenheit des Einzugsgebiets*, *Abflussdynamik* und *Stoffhaushalt und Stoffdynamik* in einer Bewertungsmatrix zusammengeführt. In Abb. 7.1 sind die Bewertungsergebnisse der drei Bewertungsblöcke für die Untersuchungsgebiete kartographisch dargestellt. Die Vorstellung und Diskussion von Ergebnissen der Anwendung des Bewertungsverfahrens *Hydrologische Güte* auch für nicht in dieser Arbeit behandelte Einzugsgebiete (vgl. Abb. 3.1, Kap. 3.1) ist in EISELE et. al. (2003) enthalten.

Der Vergleich der in den drei Blöcken ausgewiesenen Bewertungen zeigt einerseits die Wiederkehr räumlicher Muster, andererseits werden jedoch auch Unterschiede sichtbar. Auffallend ist, dass gegenüber den anderen Bewertungsblöcken der Block *Stoffhaushalt und Stoffdynamik* in vielen Gebieten eine naturfernere Güteklasse aufweist. Dies ist durch den in diesen Gebieten hohen Anteil der landwirtschaftlichen Nutzfläche bzw. durch ungünstige Standortbedingungen (bspw. geringe Feldkapazitäten oder Abflüsse) zu erklären. Diese wirken sich bei der Bewertung der Nährstoffemissionen und -immissionen am deutlichsten aus.

Bei der Bewertung der *Beschaffenheit des Einzugsgebiets* werden der landwirtschaftliche Nutzfläche die Klassen 2 und 3 zugewiesen. Dies führt in den ländlich geprägten Einzugsgebieten im Vergleich zum Bewertungsblock *Stoffhaushalt und Stoffdynamik* zu naturnäheren Güteklassen.

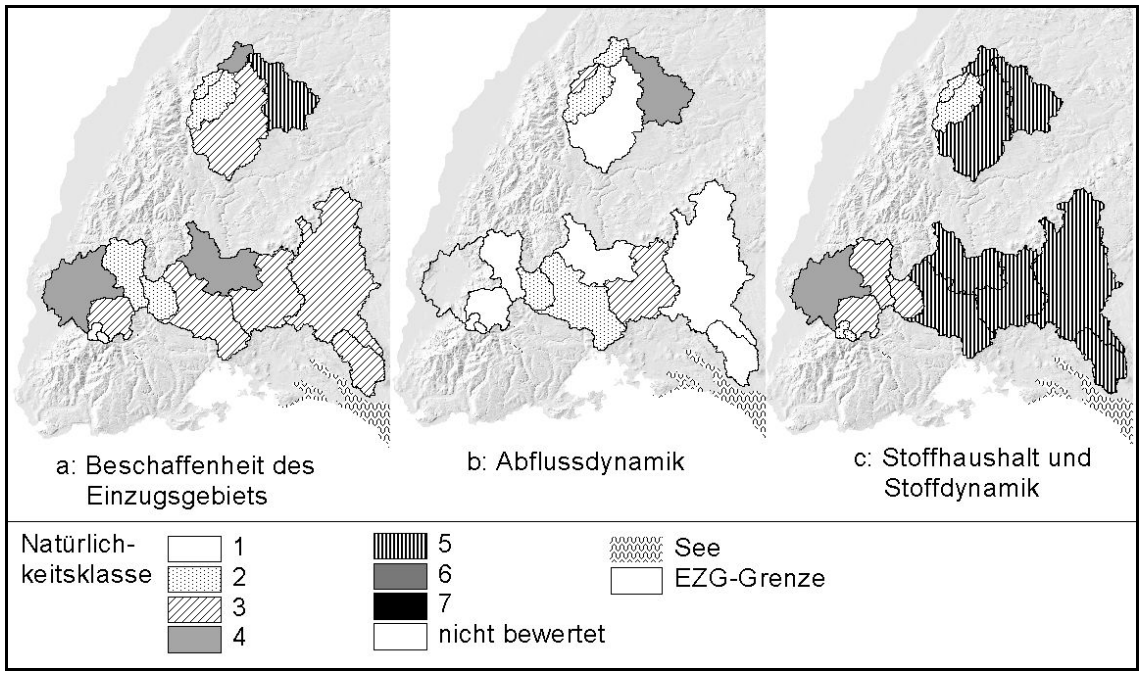


Abb. 7.1 Natürlichkeitsklassen der „Hydrologischen Güte“ in den Untersuchungsgebieten

Anthropogen bedingte Änderungen der *Abflussdynamik* zeigen sich vorwiegend in Einzugsgebieten mit hoher wasserwirtschaftlicher Beanspruchung (Neckar-Region) oder hohen Anteilen an landwirtschaftlichen Nutzflächen (Donau-Region). Das stark wasserwirtschaftlich und landwirtschaftlich beeinflusste Eizugsgebiet der Würm wird wie schon in den anderen Bewertungsblöcken mit der Klasse 4 am naturfernsten bewertet.

Die Unterschiede der Bewertungsergebnisse der *Abflussdynamik* zu den anderen Bewertungsblöcken sind vorwiegend auf die unterschiedlichen Wirkungszusammenhänge zurückzuführen. Beispielsweise werden im Einzugsgebiet Rotenbach/Eyach Veränderungen der *Abflussdynamik* durch Entnahmen von Grundwasser verursacht, wohingegen aufgrund der geringen Besiedlungsdichte und überwiegend forstwirtschaftlichen Nutzung eine gute Wasserqualität besteht und damit im Bewertungsblock *Stoffhaushalt und Stoffdynamik* eine naturnahe Klasse ausgewiesen wird. Darüber hinaus sind auch die methodischen Unterschiede in den Bewertungsblöcken von Bedeutung. Während die Bewertung stofflicher Emissionen aufgrund der Massenerhaltung skalenunabhängig ist, kann bei der Bewertung von Veränderungen der *Abflussdynamik* ein Skaleneffekt (bspw. durch zeitliche Überlagerung gegenläufiger Effekte) nicht ausgeschlossen werden.

7.2 Ableitung von Maßnahmen

Als Grundlage zur Ausweisung der Maßnahmen müssen zunächst Entwicklungsziele formuliert werden. Bei der Formulierung dieser Entwicklungsziele muss darauf geachtet werden, dass diese durch Maßnahmen erreicht werden können, denen keine Restriktionen entgegenstehen (s.a. Kap. 2.2.3). Bezogen auf den Bereich Nährstoffhaushalt und Wasserqualität können bezugnehmend auf die EU-WRRL bspw. folgende Ziele formuliert werden:

- Sicherung bzw. Entwicklung einer naturverträglichen Landbewirtschaftung
- Verminderung des Nährstoffaustrags aus der Fläche
- Reduzierung der Nährstoffbelastung im Gewässer (Erreichen des guten ökologischen Zustands)
- Reduzierung des Bodenabtrags
- Reduzierung des Sediment- und Phosphoreintrags
- Reduzierung des Nähr- und Schadstoffeintrags der Siedlungsbereiche
- Erhalt bzw. Wiederherstellung des natürlichen Selbstreinigungspotentials der Gewässer

Auf der Basis solcher Entwicklungsziele können hydrologische flächenbezogene Kriterien zukünftig in Gewässerentwicklungsplänen verankert werden. Für die Parameter des Bewertungsblocks *Stoffhaushalts und Stoffdynamik* werden auf der Basis der in den Untersuchungsgebieten durchgeführten Bewertungen zunächst für die jeweiligen Defizite mögliche Ursachen im Einzugsgebiet aufgelistet.

Basierend auf dieser Analyse von Ursache und Wirkung werden unter Berücksichtigung von hydrologischem und agrarökologischem Sachverstand Maßnahmen zur Verringerung von Defiziten vorgeschlagen. Eine „Regenerationszeit“, welche Planung, Umsetzung und vollständige Wirkung der Maßnahmen beinhaltet, wird ebenfalls abgeschätzt. Aus der Sicht des Gewässerschutzes wird von einer konservativ betrachteten langen Regenerationszeit ausgegangen.

7.2.1 Ursache-Wirkungs-Beziehungen

Um einen Überblick über die Ursache-Wirkungs-Beziehungen zwischen anthropogenen Nutzungen im Einzugsgebiet und den Parametern des Bewertungssystems zu erhalten, werden in Tab. 7.1 die Parameter und deren Ausprägung den in Frage kommenden Ursachenkomplexen gegenübergestellt.

Tab. 7.1 Übersicht über Ursache-Wirkungsbeziehungen zwischen Parametern des Bewertungsblocks Stoffhaushalt und Stoffdynamik und deren Ursachen

Zielgröße	Auswirkung auf den Diagnose-parameter	Wirkung auf die Zielgröße	Primärwirkung	Ursachenkomplex
Stickstoffhaushalt	Hohe Abweichung vom PNZ	Hoher diffuser Eintrag ins Gewässer	Hohe Stickstoff-auswaschungsraten	Ungünstige Stand-ortbedingungen: Geringe Speicher-kapazität der landwirtschaft-lichen Böden
Phosphorhaushalt	Hohe Abweichung vom PNZ	Hoher diffuser Eintrag ins Gewässer	Hohe Abspülungs- und Erosionsraten, hohe Eintragsraten	Ungünstige Stand-ortbedingungen: Fehlende Boden-bedeckung, starke Hangneigung, Drainierung der landwirtschaft-lichen Flächen
Stickstoff- und Phosphorhaushalt	Hohe Abweichung von PNZ	Hoher diffuser Eintrag ins Gewässer	Hohe Nährstoff-überschüsse	Intensive Landwirt-schaft: hohe Düngeraten oder hoher Viehbesatz
Stickstoff- und Phosphorhaushalt	Hohe Abweichung von PNZ	Hohe Einträge aus Punktquellen	Hohe Einträge aus Punktquellen	Hohe Siedlungs-dichte Regenent-lastungen
Wasserqualität und Stoffdynamik	Erhöhte Frachten und Konzen-trationen	Hohe Immission	Hohe diffuse Einträge	Intensive Landwirt-schaft und / oder ungünstige Gebietsausstattung
Wasserqualität und Stoffdynamik	Erhöhte Frachten und Konzen-trationen	Hohe Immission	Geringer Nährstoffrückhalt im Gewässer	Schädigung der Gewässerstruktur
Wasserqualität und Stoffdynamik	Erhöhte Frachten und Konzen-trationen	Hohe Immission	Hohe punkförmige Einträge bei gerin-gen Abflussmengen	Hohe Siedlungsdichte
Wasserqualität und Stoffdynamik (Phosphor)	Erhöhte Frachten und Konzentra-tionen, Zeitweilige Überschreitung der Klassen-grenzen	Hohe Immission bei Hochwasser-ereignisssen	Hohe Nährstoff-mobisierung bei Hochwasser-Ereignissen	Ungünstige Standortbedin-gungen: Fehlende Boden-bedeckung, Bodenverdichtung, starke Hangnei-gung, Drainierung der landwirtschaft-lichen Flächen Regenent-lastungen

7.2.2 Maßnahmen

Im Folgenden werden die möglichen Ursachen vorhandener Defizite aufgezählt und entsprechende Maßnahmen zu deren Reduzierung vorgeschlagen. Die jeweiligen Ursachen werden den in Tab. 7.1 aufgeführten Ursachenkomplexen zugeordnet. Der vorgestellte

Maßnahmenkatalog wurde aufgrund der bei der Anwendung des Bewertungsverfahrens erzielten Ergebnisse sowie aufgrund von allgemein bekannten hydrologischen System- und Prozessvorstellungen aus der Literatur erstellt. Er kann je nach Datenlage und Systemkenntnis ausgebaut werden.

Viele der vorgeschlagenen Maßnahmen zielen auf eine veränderte Bewirtschaftung in der Landwirtschaft ab, da deren Einfluss auf den Nährstoffhaushalt ländlicher Einzugsgebiete besonders hoch ist. Es besteht heute ein weitreichender gesellschaftlicher Konsens, dass eine dauerhafte Fortsetzung landwirtschaftlicher Nutzung unabdingbare Voraussetzung zum Erhalt und zur weiteren Entwicklung der vielgestaltigen Kulturlandschaften ist. Eine Umsetzung der vorgeschlagenen Maßnahmen kann deshalb nicht als alleinige Aufgabe der Landwirtschaft angesehen werden, sondern muss im Rahmen des Flussgebietsmanagements unter Einbeziehung aller betroffenen Teile der Gesellschaft sorgfältig diskutiert und geplant werden.

In der Aufstellung wird zunächst der jeweilige Ursachenkomplex genannt. Nachfolgend werden die Ursachen näher präzisiert, die zugehörige Wirkungsweise beschrieben, mögliche Maßnahmen vorgeschlagen und deren Wirkung auf die „Hydrologische Güte“ prognostiziert. Falls zu den Maßnahmen in der Literatur Angaben über die Regenerationszeit der Gewässer zufinden waren, werden diese ebenfalls aufgeführt:

Ursachenkomplex: Landwirtschaft auf Böden mit ungünstigen Standortbedingungen

Ursache (1): Intensive Landwirtschaft auf Böden mit geringer Feldkapazität in niederschlagsreichen Gebieten.

Wirkung (1) Aus dem im Boden vorhandenen Stickstoffvorrat werden bedeutende Anteile mit dem Sickerwasser als Nitrat ausgewaschen. Die zum Ausgleich erfolgenden Düngegaben unterliegen wiederum der Gefahr der Auswaschung. Der Stoffrückhalt in der ungesättigten Zone ist bei hohen Sickerraten gering.

Maßnahmen (1): Extensivierung austragsgefährdeter Flächen (BORCHARDT & GEFFERS 2001). Durch Grünlandbewirtschaftung vergrößert sich bspw. die Stickstoffbindung im Boden (KOLBE 2000). Anpassung der Düngemaßnahmen an die Witterungsbedingungen (z.B. nur während stabiler Hochdruckwetterlagen).

Wirkung für die „Hydrologische Güte“: Verringerung der Stickstoffemission aus diffusen Quellen

Ursache (2): Intensiv landwirtschaftliche Nutzung auf stark geneigten Flächen oder drainierten Flächen, fehlende Bodenbedeckung

Wirkung (2): Aufgrund auf diesen Flächen vermehrt gebildeter Oberflächenabflüsse und schneller Abflüsse über Drainagen wird insbesondere Phosphor in partikulärer und gelöster Form mobilisiert und in geringem Maße zurückgehalten.

Maßnahmen (2): Umwandlung oder Extensivierung austragsgefährdeter Flächen. Förderung von Ackerrandstreifen zur Erhöhung des Stoffrückhalts, Änderung von Kulturtechniken (z.B. Konturbearbeitung, Direktsaat, Mulchsaat-Technik) (BORCHARDT & GEFFERS 2001).

Wirkung für die „Hydrologische Güte“: Verringerung der Phosphoremission aus diffusen Quellen

Ursachenkomplex: Intensive Landnutzung

Ursache: Hohe Düngegaben auf landwirtschaftlich intensiv genutzten Flächen oder hoher Viehbesatz.

Wirkung: Hohe Nährstoffüberschüsse die teilweise der Auswaschung, Abspülung oder Erosion unterliegen. Hohe Nährstoffkonzentrationen im auf der Fläche gebildeten Abfluss.

Maßnahmen: Reduzierung der Nährstoffüberschüsse durch veränderte Bewirtschaftungsmaßnahmen. Durch angepasste Fruchtfolgen kann die pro Ertrag aufzuwendende Düngemenge reduziert werden (KOLBE 2000). Förderung von integriertem oder ökologischen Landbau. Beschränkung der Viehdichte.

Wirkung für die „Hydrologische Güte“: Verringerung der Nährstoffemission aus diffusen Quellen, Verringerung der Nährstofffrachten und –konzentrationen im Gewässer, Verbesserung des Wasserqualität

Ursachenkomplex: Schädigung der Gewässerstruktur

Ursache: Durch Begradigung, Kanalisierung, Verbauung oder Sohlpflasterung in Folge veränderter Abflussdynamik ist die natürliche Sohlstruktur geschädigt oder nicht mehr vorhanden. Der Wasseraustausch im Übergangsbereich zwischen Fließgewässer und den darunter liegenden Bereichen bis hin zum Grundwasser (hyporheisches Interstitial) wird verringert (DVWK 1996).

Wirkung: Aufgrund des geringeren Wasseraustauschs ist das hyporheische Interstitial in seiner Funktion als Stoffumsetzungsraum gestört. Damit wird der Nährstoffrückhalt im Gewässersystem eingeschränkt (FISCHER & BORCHARDT 2000).

Maßnahmen: Renaturierung der Fließgewässer: Beseitigung von Verbauungen, Reaktivierung von Auenbereichen, Sicherung der natürlichen Abfluss- und Morphodynamik.

Wirkung für die „Hydrologische Güte“: Verringerung der Nährstofffrachten und Nährstoffkonzentrationen im Gewässer, Verbesserung der Selbstreinigungskraft der Gewässer, Sicherung oder Wiederherstellung der ökologischen Funktion der Fließgewässer.

Ursachenkomplex: Hohe Siedlungsdichte

Ursache: In Einzugsgebieten mit dichter Besiedlung und geringen Gebietsabflüssen kann insbesondere in Niedrigwasserzeiten ein hoher Anteil des Abflusses aus über die Kläranlagen entsorgtem Siedlungswasser bestehen.

Wirkung: Auch bei hohen Wirkungsgraden der Abwasserreinigung werden im Fließgewässer aufgrund der geringeren Verdünnung hohe Nährstoffkonzentrationen erreicht. Dies macht sich vorwiegend beim Parameter Phosphat bemerkbar, da hier das Konzentrationsgefälle zwischen verdünnendem Basisabfluss und Kläranlagenablauf besonders hoch ist.

Maßnahmen: Weitergehende Reinigung in Kläranlagen. Eine weitere Erhöhung der Reinigungsleistung kann jedoch in vielen Fällen nicht mehr mit vertretbarem Aufwand erreicht werden (DWVK 1996). Mittel bis langfristig können Veränderungen in der Siedlungswasserwirtschaft (z.B. dezentrale Abwasserbeseitigung, alternative Sanitärkonzepte) angestrebt werden.

Wirkung für die „Hydrologische Güte“: Verringerung der Nährstofffrachten und Nährstoffkonzentrationen im Gewässer, Verbesserung der Wasserqualität.

Ursachenkomplex: Landwirtschaft auf Böden mit ungünstigen Standortbedingungen, hohe Siedlungsdichte

Ursache: Landwirtschaftliche Nutzung auf Böden geringer Feldkapazität, verschlämmtem oder verdichteten Böden, großen Hangneigungen, drainierten Flächen sowie Regenentlastungen der Abwassersysteme (Mischsystem) führen zu hohem Nährstofftransport bei Hochwasserereignissen.

Wirkung: Mit den schnellen Abflusskomponenten werden große Nährstoffmengen mobilisiert. Trotz der Verdünnung durch das Niederschlagswasser können die Nährstoffkonzentrationen ansteigen. Regenentlastungen im Mischsystem können im Extremfall zu hohen Konzentrationsspitzen gefährlicher Stoffkomponenten (bspw. NH_4) führen.

Maßnahmen: Umstellung oder Extensivierung austragsgefährdeter Flächen, Umstellung auf Mulchsaat-Technik, Rückbau von Drainagen im Zuge von Extensivierungsmaßnahmen, Anlage von Acker- und Gewässerrandstreifen zur Erhöhung des Stoffrückhalts. Zur Verringerung der Auswirkungen von Regenentlastungen sind siedlungswasserwirtschaftliche Maßnahmen notwendig. Beispielsweise kann durch eine Anlage und Vergrößerung von Zwischenspeichern im Entwässerungssystem die Entlastungsrate gesenkt werden. Die Nährstofffracht bestehender Entlastungsanlagen kann mittels Einbau von Bodenfiltern verringert werden (BORCHARDT & GEFFERS 2001).

Wirkung für die „Hydrologische Güte“: Verringerung der Nährstofffrachten und Nährstoffkonzentrationen im Gewässer, Verbesserung der Wasserqualität.

7.3 Bewertung von Maßnahmen

Die vorgeschlagenen Maßnahmen müssen im Rahmen des Flussgebietsmanagements für die jeweiligen Einzugsgebiete genauer untersucht werden. Zur Planung einer Maßnahme muss deren Auswirkung auf die Zielgröße quantifiziert und in ein Verhältnis zu ihrem finanziellen Aufwand gesetzt werden. Die Durchführung solcher Kosten-Nutzen-Analysen ist nicht Teil des Bewertungsverfahrens. Methoden zur Durchführung von Kosten-Nutzen-Analysen im Flussgebietsmanagement werden beispielsweise von MESSNER & GEYLER (2001) sowie BORCHARDT et al. (2000) beschrieben.

Im Folgenden wird beispielhaft für das Einzugsgebiet der Seefelder Aach die Auswirkung einer möglichen Maßnahme zur Verbesserung des Wasserqualität mit Hilfe des in Kap. 6 beschriebenen Stickstofftransportmodells quantifiziert. Stellvertretend für eine Vielzahl von Managementoptionen, die zur Reduzierung der Stickstoffbelastung in Frage kommen, wurde das Szenario einer Reduzierung der Stickstoffüberschüsse auf den Ackerflächen um 50 % (Szenario 1) ausgewählt. Zusätzlich wurde das Szenario des Potentiell Natürlichen Zustands (Szenario 2) simuliert. Die Ergebnisse der Szenarienberechnung sind in Abb. 7.2 dargestellt. Zum Vergleich ist der Grenzwert der Natürlichkeitsklasse 3 des Parameters *Wasserqualität und Stoffdynamik* angegeben. Dieser entspricht der Güteklasse II des

LAWA-Index und kann auch als eine Voraussetzung für das Erreichen des guten ökologischen Zustands nach der EU-WRRL angesehen werden.

Aufgrund der mit dem konzeptionellen Modellansatz verbundenen Unsicherheit müssen die dargestellten Prognosen als Größenordnungen innerhalb eines Unsicherheitsbereiches angesehen werden. In Kapitel 6.1.2.3 wurden für den Ist-Zustand sowie für die oben angegebenen Szenarien bereits Unsicherheitsbereiche quantifiziert. Als Folge der Unsicherheit bei der Quantifizierung der Nährstoffüberschüsse muss für das Szenario I maximal mit einer Unsicherheit von ± 10 % gerechnet werden.

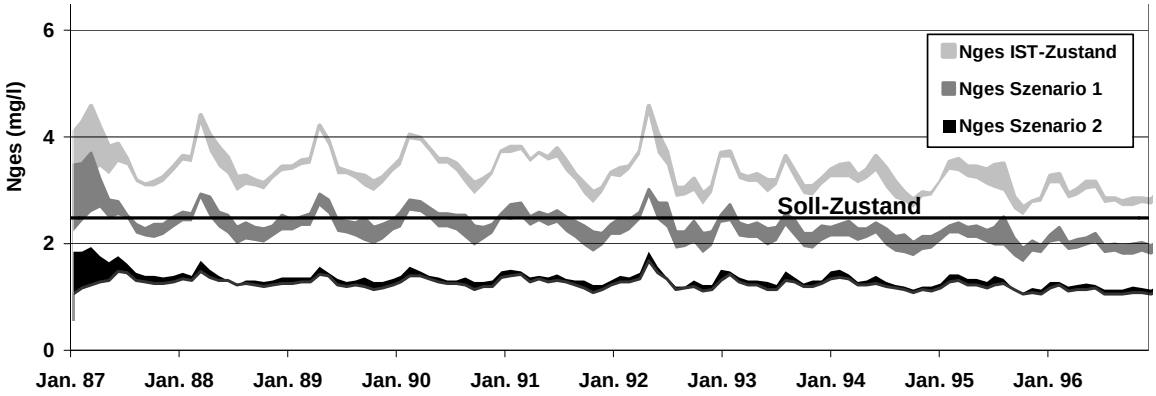


Abb. 7.2 Simulierte N_{ges}-Konzentrationen am Pegel Uhldingen/Seefelder Aach für den Ist-Zustand und die Szenarien 1 und 2 (Unsicherheitsbereiche ergeben sich aus Modellversionen I, VI und VII, vgl. Tab. A.11, Anhang)

Als weitere Voraussetzung der Gültigkeit des Szenarios ist die Annahme zu sehen, dass der simulierte Zeitraum die zukünftigen klimatischen Verhältnisse gut repräsentiert. Die für das Szenario prognostizierten Konzentrationen weisen neben der saisonalen Schwankung einen abnehmenden Trend auf, der durch den langfristigen Abbau des Stickstoffvorrats im Boden und den langsamen Rückgang der Konzentrationen im Grundwasser bedingt ist. Am Ende der zehnjährigen Simulationsperiode überschreiten die Konzentrationen kaum mehr die Obergrenze der Natürlichkeitsklasse 3.

Aufgrund des dargestellten Szenarios lässt sich unter Berücksichtigung der oben genannten Unsicherheit prognostizieren, dass mit der Reduzierung der Stickstoffüberschüsse um 50 % innerhalb von 10 bis 15 Jahren die Klasse 3 der *Wasserqualität und Stoffdynamik* erreicht und damit das Qualitätsziel für das Erreichen des guten ökologischen Zustands erfüllt werden kann. Nachdem mittels der Szenarienberechnung die Auswirkung der vorgeschlagenen Maßnahme auf die Zielgröße bewertet wurde, muss im weiteren Verfahren deren Umsetzbarkeit geprüft werden. Dabei sind neben den technischen Details und der Quantifizierung des finanziellen Aufwands auch deren gesamtgesellschaftliche Auswirkungen (bspw. Sozialverträglichkeit) zu berücksichtigen.

7.4 Fazit

Der Bewertungsblock *Stoffhaushalt und Stoffdynamik* wurde in den Untersuchungsgebieten als in Teil des Bewertungsverfahrens „Hydrologische Güte“ angewendet. In der Gesamtschau der in den drei Bewertungsblöcken ausgewiesenen Natürlichkeitsklassen kann eine gute Übersicht über die Beeinflussung der Gewässer durch anthropogene Nutzungen gewonnen werden. Dabei stellt die sich die Beeinflussung durch diffuse Nährstoffeinträge als wichtigste Einflussgröße heraus. Es sollte jedoch beachtet werden, dass in den meisten Gewässern auch deutliche Defizite in der Gewässerstruktur sowie in einigen Einzugsgebieten signifikante Veränderungen der Abflussdynamik bestehen, die im Rahmen einer ganzheitlichen Analyse zu beachten sind.

Aus in der Bewertung ausgewiesenen Defiziten können zunächst qualitativ Maßnahmen abgeleitet werden, die dann im Rahmen von Bewirtschaftungsplänen zu prüfen sind. Dabei kommt der quantitativen Beurteilung der Wirksamkeit von Maßnahmen durch geeignete Modellansätze neben der Analyse von Kosten und gesamtgesellschaftlichen Auswirkungen eine entscheidende Bedeutung zu.

8 Zusammenfassende Diskussion und Ausblick

Die Methodik und die Ergebnisse der im Rahmen dieser Arbeit entwickelten Verfahren zur Bewertung von *Stoffhaushalt und Stoffdynamik* und zur Simulation des Stickstofftransports wurden bereits in den einzelnen Kapiteln diskutiert. Im Folgenden werden die Resultate der bisherigen Anwendung des Verfahrens im Hinblick auf methodische Verbesserungen und einen operationellen Einsatz diskutiert.

Im Rahmen der experimentellen Untersuchungen in den Teileinzugsgebieten der Dreisam wird für verschiedene gelöste Stoffe das Transportverhalten, insbesondere in Bezug auf Hochwasserereignisse, analysiert. Dabei kann deutlich das unterschiedliche Verhalten der verschiedenen Stoffkomponenten in Abhängigkeit von stoffspezifischen Eigenschaften und dominierenden Transportpfaden demonstriert werden. Aus diesen Untersuchungen wird deutlich, dass für eine Parametrisierung des Stoffhaushalts und der Stoffdynamik in Einzugsgebieten Methoden zur Erfassung der Stoffquellen und der Beschreibung der stoffspezifischen Eigenschaften mit einer räumlich differenzierten Beschreibung der hydrologischen Prozesse verknüpft werden müssen. Die auf Messwerten basierende Beschreibung von *Wasserqualität und Stoffdynamik* ist in der Regel aufgrund einer nicht ausreichenden zeitlichen Auflösung oder Fehlern bei der Frachtberechnung mit Unsicherheiten verbunden, die bei einer Bewertung berücksichtigt werden müssen.

Im Bewertungsblock *Stoffhaushalt und Stoffdynamik* werden die für die Eutrophierung der Gewässer sowie im Hinblick auf die Qualität des Grundwassers bedeutsamen Nährstoffe Stickstoff und Phosphor betrachtet. Zukünftig wäre eine Ausdehnung der Bewertung auf weitere gewässergüterelevante Stoffe wünschenswert. Es sollte dafür jedoch geklärt werden, ob die hierfür benötigten Datengrundlagen flächendeckend verfügbar sind. Eine grobe Abschätzung der Schwermetalleinträge wurde beispielsweise bereits von FUCHS et al. (1999) für große Flussgebiete durchgeführt.

Mit der Zweiteilung des Bewertungsblocks in die Parametergruppen *Stoffhaushalt* und *Wasserqualität* und *Stoffdynamik* wird dem von der EU-WRRL vorgegebenen kombinierten Ansatz (vgl. Kap. 2.2.1) Rechnung getragen. Bei der Anwendung des Verfahrens zeigt sich bereits, dass sich je nach Beschaffenheit der Einzugsgebiete die Bewertung der Emissionen (Parametergruppe *Stoffhaushalt*) und der Immissionen (Parametergruppe *Wasserqualität und Stoffdynamik*) durchaus unterscheiden können. Während bei der Bewertung der Immission der Handlungsbedarf durch die Vorgaben der EU-WRRL klar vorgegeben ist, muss für die Bewertung der diffusen Einträge noch geklärt werden, welche Mindestanforderungen zukünftig zu stellen sind. Die für die Bewertung des Stoffhaushalts vorgeschlagene Klassifizierung sollte daher nur als Diskussionsgrundlage angesehen werden.

Der Bewertung des *Stoffhaushalts* liegt eine flächendifferenzierte stationäre Wasser- und Nährstoffbilanz zu Grunde. Es wurde ein Verfahren entwickelt, welches aufgrund seiner Datenanforderungen flächendeckend für Einzugsgebiete der Mesoskale und der unteren Makroskale (nach BECKER 1992) anwendbar ist und aussagekräftige und validierbare Parameterwerte liefert. Aufgrund der Datenlage in diesen Skalen müssen jedoch Einschränkungen hinsichtlich der räumlichen Genauigkeit der Aussagen hingenommen werden. Bei der Quantifizierung von Nährstoffeintrag und –transport wird im Wesentlichen die Me-

thodik des Nährstoffbilanzmodells MONERIS (BEHRENDT et al. 1999) übernommen. Zur Quantifizierung der dem Nährstofftransport zugrundeliegenden Abflusskomponenten wurde eine eigenständige Methodik entwickelt. Von Bedeutung sind dabei insbesondere die Unterscheidung in eine verzögerte und eine langsame Grundwasserkomponente (Zwischenabfluss und Basisabfluss), die Unterscheidung zwischen Festgesteins- und Lockergesteinsbereichen sowie die Berücksichtigung von Grundwasserabströmen.

Für die Flussgebiete der Bundesrepublik Deutschland wurde unter Verwendung von MONERIS bereits eine Nährstoffbilanzierung durchgeführt (BEHRENDT et al. 1999). Daher erscheint zukünftig auch eine flächendeckende Bewertung des Stoffhaushalts in den deutschen und europäischen Flussgebieten möglich. Als Eingangsdaten für eine flächendifferenzierte Wasserbilanz, wie sie in dieser Arbeit vorgeschlagen wurde, können für das Gebiet der Bundesrepublik Deutschland die digitalen Kartengrundlagen des Hydrologischen Atlas von Deutschland verwendet werden.

Die Berechnung der insbesondere für den Stickstoffhaushalt bedeutsamen Rückhaltekoeffizienten beruht auf den Messwerten von Konzentrationen in einzelnen Grundwassermessstellen, aus denen nachfolgend für das jeweilige Einzugsgebiet ein Mittelwert berechnet wird. Durch dieses Verfahren können bei der Berechnung der potentiellen Konzentrationen im Grundwasser Sprünge an den Einzugsgebietsgrenzen entstehen. Es sollten deshalb zukünftig bei der Kalibrierung der Rückhaltekoeffizienten statt Gebietsmitteln flächendifferenzierte Interpolationen der Konzentrationsmesswerte verwendet werden. Für die Fläche von Baden-Württemberg liegt eine solche Interpolation von Konzentrationsmessungen im Grundwasser bereits vor (LFU 2002). In der Abschätzung des Stoffrückhalts im Grundwasser wird die zeitliche Verzögerung der Grundwasserkomponenten nicht explizit berücksichtigt, da die hierfür benötigten Verweilzeiten im Grundwasser nicht ausreichend bekannt sind. Um zeitliche Verzögerungen im langsamen Grundwasserabfluss berücksichtigen zu können, sollte in die zukünftigen Monitoringprogramme die Analyse natürlicher Tracer (bspw. ^{18}O, ^{3}H) aufgenommen werden.

Bei der Quantifizierung der Mobilisierung von partikulärem Phosphor wird auf eine detaillierte Berechnung des Bodenabtrags verzichtet und stattdessen der Eintrag mittels eines vereinfachten Ansatzes basierend auf den Phosphorüberschüssen, dem Proportionalitätsfaktor $P_{schnell\ P}$ und dem Eintrags-Abtrags-Verhältnis $V_{E/A}$ berechnet. Für den Transport des gelösten Phosphors mit der schnellen Abflusskomponente wurden die von BEHRENDT et al. (1999) angegebenen Werte der mittleren Konzentrationen im Oberflächenabfluss übernommen. Bei einer zukünftigen Weiterentwicklung des Verfahrens sollte geprüft werden, ob sich durch die Einbeziehung des Bodenabtrags und einer Verbesserung der Eintragsberechnung eine Erhöhung der Genauigkeit erreichen lässt. Durch die Verknüpfung der Phosphorüberschüsse und der Phosphorlöslichkeit (in Abhängigkeit des Tongehalts der Böden) kann möglicherweise eine verbesserte Berechnung des gelösten Phosphortransports erreicht werden.

Die der Nährstoffbilanz zugrunde liegenden Modellparameter können für die Quantifizierung des Ist-Zustands kalibriert und die Bilanzergebnisse anhand gemessener Daten validiert werden. In den Modellrechnungen sind dennoch Unsicherheiten aufgrund von Fehlern in den Eingangsdaten, Fehlern in der Modellstruktur und Unsicherheiten bei der Abschätzung der Kalibrierparameter enthalten. Bei der für die Bewertung notwendigen Sze-

narienberechnung können diese Unsicherheiten zu Prognosefehlern führen, die nicht aufgrund von Daten überprüft werden können. Bei der Verwendung von Szenarienberechnungen als Bewertungsgrundlage sollte deshalb der zu erwartende Fehlerbereich abgeschätzt werden. Der Prognosefehler kann bei der Bewertung des *Stoffhaushaltes* maximal ± 50 % des Defizits betragen und damit zu einer Verschiebung um eine Natürlichkeitsklasse führen.

Die Bewertung von *Wasserqualität und Stoffdynamik* wird aufgrund von gemessenen oder simulierten Konzentrationen im Gewässer durchgeführt. Bei der Anwendung der Methodik zeigt sich, dass bei der Berechnung von Frachten aufgrund von Konzentrationen, die über Konzentrations-Abflussbeziehungen geschätzt wurden, insbesondere in Monaten mit hohen Abflüssen mit größeren Fehlern zu rechnen ist. Neben der zeitlich differenzierten Bewertung der Wasserqualität wird deshalb stets auch eine Bewertung nach der chemischen Gewässergüteklassifikation der LAWA vorgenommen.

Bei vorangegangenen Testanwendungen komplexer konzeptioneller Modelle zur Simulation der Stickstoffdynamik wurden Probleme der Datenverfügbarkeit, der Quantifizierung der Modellparameter sowie der praktischen Handhabbarkeit festgestellt, die einer operationellen Anwendung für größere Gebiete Grenzen setzen. Am Beispiel des Einzugsgebiets der Seefelder Aach wurde deshalb ein Modellkonzept zur zeitlich differenzierten Simulation der Sticktofftransports entwickelt, welches den oben genannten Schwierigkeiten Rechnung trägt. Das Modell wurde aufbauend auf ein ein vorhandenes rasterbasiertes Wasserhaushaltsmodell entwickelt und nutzt dessen Ausgaben als Eingangsdatensätze. Prinzipiell können somit auch die Simulationsergebnisse anderer Wasserhaushaltsmodelle genutzt werden. Dies hat den Vorteil, dass in vielen Einzugsgebieten auf bereits bestehende Wasserhaushaltsmodelle aufgebaut werden kann. Es muss allerdings darauf geachtet werden, dass eine realistische Anpassung der simulierten Abflusskomponenten erfolgt und die Unsicherheiten der Wasserhaushaltssimulation berücksichtigt werden. Da die Stickstofftransportsimulation als Werkzeug zur Beurteilung der Wirksamkeit von Maßnahmen eingesetzt wird, sollte auch hier eine Quantifizierung der Prognoseunsicherheit erfolgen.

In der vorliegenden Arbeit wurde ein Ansatz für den Stickstofftransport entwickelt. Zukünftig soll geprüft werden, wie der beschriebene Modellansatz auch für eine zeitlich differenzierte Simulation des Phosphortransports weiterentwickelt werden kann.

Aus den im Rahmen der Anwendung des Bewertungsblocks *Stoffhaushalt und Stoffdynamik* gewonnenen Erkenntnissen werden Maßnahmen zur Verbesserung der Wasserqualität abgeleitet, die nachfolgend im Rahmen des Flussgebietsmanagements geprüft werden müssen. Die Wirksamkeit der Maßnahmen auf die Zielgrößen kann mit Hilfe verschiedener Modellansätze quantifiziert werden. Entsprechend den Anforderungen an die Genauigkeit der Prognosen muss dafür der passende Modellansatz ausgewählt werden. Mit dem beschriebenen Stickstofftransportmodell kann bspw. die Frage beantwortet werden, in welchem Ausmaß und innerhalb welcher Zeit sich eine landwirtschaftliche Maßnahme beispielsweise auf die Stickstoffkonzentrationen in den Oberflächengewässern und im Grundwasser auswirkt.

Der Bewertungsblock *Stoffhaushalt und Stoffdynamik* ist ein Teil des Bewertungsverfahrens „Hydrologische Güte“. Mit der Anwendung des Bewertungsverfahrens in den be-

schriebenen Untersuchungsgebieten konnte gezeigt werden, dass die vorgeschlagene Methodik eine raumbezogene Bewertung der hydrologischen Beschaffenheit von mesoskaligen Einzugsgebieten ermöglicht. Damit wurde die Voraussetzung für eine operationelle Anwendung geschaffen und das im Projekt angestrebte Ziel weitgehend erreicht. Neben der Betrachtung der anthropogenen Beeinflussung der Wasserqualität mit dem in dieser Arbeit beschriebenen Bewertungsblock wird mit den Bewertungsblöcken *Beschaffenheit des Einzugsgebiets* und *Abflussdynamik* auch die anthropogene Beeinflussung des Wasserhaushalts und der Abflussverhältnisse in den Fließgewässern parametrisiert. Damit wird, wie in der EU-WRRL gefordert, das Einzugsgebiet ins Zentrum der Betrachtungen gerückt. Im Zusammenspiel mit anderen Bewertungsverfahren (wie der Strukturgüte und der biologischen Gewässergüte) ist es erstmals möglich, die hydrologische Einheit „Einzugsgebiet“ als Gesamtheit zu bewerten. Die im Rahmen des Bewertungsverfahrens entwickelten Methoden können zukünftig auch als hilfreiche Werkzeuge zur Erfassung der anthropogenen Beeinflussung des Gewässerzustands für die nach der EU-WRRL zu erstellenden Flussgebietspläne eingesetzt werden.

Literatur

AG Bodenkunde (Arbeitsgruppe Bodenkunde der geologischen Landesämter und der Bundesanstalt für Geowissenschaften und Rohstoffe in der Bundesrepublik Deutschland) (1982): Bodenkundliche Kartieranleitung. Schweizerbart'sche Verlagsbuchhandlung. Hannover.

Albers, H. (1998): Berechnung der Grundwasserneubildung aus Niederschlag für die Wasserwerke Ebnet und Hausen. Diplomarbeit, Institut für Hydrologie, Universität Freiburg (unveröffentlicht).

Anderson, M.G. & Burt, T.P. (Ed.) (1990): Process studies in hillslope hydrology. John Wiley & Sons.

Anthony, S., Quinn, P. & Lord, E. (1996): Catchment scale modeling of nitrate leaching. Aspects Appl. Biol. Modelling in Appl. Biol.: Spatial Aspects, 46, 23-32.

Armbruster, V. (2002): Grundwasserneubildung in Baden-Württemberg. Freiburger Schriften zur Hydrologie,17. Universität Freiburg.

Arnold, J.G., Allen, P.M. & Bernhardt, G. (1993): A comprehensive surface-groundwater flow model. J. Hydrol., 142, 47-69.

ATV-DVWK (Deutsche Vereinigung für Wasserwirtschaft, Abwasser und Abfall i.G., Landesgruppe Baden-Württemberg) (2000): Kläranlagen- und Kanalnachbarschaften Baden-Württemberg 2000. Stuttgart.

Barth, F. (1999): Guter ökologischer Zustand oberirdischer Gewässer – Anforderungen, Stand und Perspektiven. In: Dohmann, M. (Hrsg.): 32. Essener Tagung für Wasser- und Abfallwirtschaft vom 17.3.-19.3.1999 in Aachen. Gewässerschutz – Wasser – Abwasser, 172, 7/1-7/11. Aachen.

Barth, F. (1997): Die neue Wasserrahmenrichtlinie der Europäischen Union – Chance oder bürokratisches Hemmnis für die Europäische Wasserpolitik? Wasser & Boden, 49, 5, 7-9.

Bach, M. (1987): Die potenzielle Nitratbelastung des Sickerwassers durch die Landwirtschaft in der Bundesrepublik Deutschland. – Eine regional differenzierte Abschätzung – Mit 23 Übersichtskarten der Bundesrepublik Deutschland. Göttinger Bodenkundliche Berichte 93. Göttingen.

Bach, M., Frede, H.G., Schweikart, U. & Huber, A. (1998): Abschlussbericht zum Teilbeitrag „Regional differenzierte Bilanzierung der Stickstoff- und Phosphorüberschüsse der Landwirtschaft in den Gemeinden/Kreisen in Deutschland". Forschungs- und Entwicklungsvorhaben 10204515 des Umweltbundesamtes „Nährstoffbilanzierung der Flussgebiete Deutschlands", Berlin.

Baur, W. (1998): Gewässergüte bestimmen und beurteilen. Parey, Berlin.

Becker, A. (1992): Methodische Aspekte der Regionalisierung. In: DFG: Regionalisierung in der Hydrologie. Mitteilung Nr. XI der Senatskommission für Wasserforschung. Deutsche Forschungsgemeinschaft, 16-32.

Behrendt, H. (1993): Point and diffuse load of selected pollutants in the River Rhine and its main tributaries. Research report, RR-1-93, IIASA, Laxenburg, Österreich.

Behrendt, H., Huber, P., Opitz, D., Schmoll, O., Scholz, G. & Uebe, R. (1999): Nährstoffbilanzierung in den Flussgebieten Deutschlands. Umweltforschungsplan des Bundesministeriums für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit. Forschungsbericht 29625515, UBA-FB 99-087, Umweltbundesamt. Berlin.

Behrendt, H. & Opitz, D. (1999): Retention of nutrients in river systems: dependance on specific runoff and hydrologic load. Hydrobiologica. 410, 121-133.

Bende, U., Flügel, W. & Kern, T. (1995): Using GIS to delineate Chemical Hydrological Response Units (CHRUs) for hydrochemical modelling in a mesoscale catchment in Germany. In: Osterkamp, W. (Ed.): Effects of Scale on Interpretation and Management of Sediment and Water Quality. IAHS-Publication, 226, 133-139.

Bende-Michl, U. (1999): Modelling spatial and time dependent nutrient flow dynamics by delineation of variable chemical hydrological response units (VCHRUs) with a GIS. In: Heathwaite, L. (Ed.): Impact of Land-use Change on Nutrient Loads from Diffuse Sources. IAHS-Publication, 257, 245-263.

Beudert, G. & Hahn, H.H. (1997): Stofftransport und Bilanzierung von Nährstoffen unter besonderer Berücksichtigung der Abspülung von befestigten landwirtschaftlichen Flächen. Schlussbericht, BMFT-Verbundvorhaben „Prognosemodell für die Gewässerbelastung durch Stofftransport in kleinen Einzugsgebieten - Weiherbachprojekt“. Institut für Siedlungswasserwirtschaft der Universität Karlsruhe.

Beven, K.J (2001): How far can we go in distributed hydrological modeling? Dalton Lecture. Hydrology and Earth System Sciences, 5(1), 1-12.

Beven, K.J. (1989): Changing ideas in hydrology: The case of physically based models. J. Hydrol. 105, 157-172.

Beven, K.J. & Binley, A. (1992): The future of distributed models: model calibration and uncertainty prediction. Hydrol. Processes 6, 279-298.

Beven, K.J. & Kirkby, M.J. (1979): A physically based, variable contributing area model of basin hydrology. Hydrological Sciences Bulletin, 24(1), 43-70.

BfG (Bundesanstalt für Gewässerkunde, Hrsg.) (1999): Darstellung und Bewertung von mesoskaligen Stickstoffmodellen. Studie für den Forschungsverbund Elbe-Ökologie - BfG-Mitteilung: Ökologische Forschung in der Stromlandschaft Elbe – eine Fördermaßnahme des Bundesministeriums für Bildung und Forschung (BMBF), Nr.3, Projektgruppe Elbe-Ökologie in der BfG. Koblenz, Berlin.

BMU (Bundesministerium für Umweltschutz, Naturschutz und Reaktorsicherheit, Hrsg.) (2001): Hydrologischer Atlas von Deutschland. Erweiterte Ausgabe. Freiburg.

Bonell, M. (1993): Progress in understanding of runoff generation dynamics in forests. J. Hydrol. 150, 217-275.

Borchardt, D. (1998): Zielsetzung einer ökologisch orientierten Wasserwirtschaft. In: Integrierte ökologische Gewässerbewertung – Inhalte und Möglichkeiten. Bayerisches Landesamt für Wasserwirtschaft (Hrsg.), Münchener Beiträge zur Abwasser-, Fischerei- und Flussbiologie, 51. München, Wien, Oldenburg.

Borchardt, D., Frey, M. & Wett, M. (2000): Optimierung des Mitteleinsatzes zur Sanierung von Fließgewässern unter ökologischen und ökonomischen Gesichtspunkten. Arbeitsbericht: Phase I – Methoden zur Evaluierung der Kostenwirksamkeit von Maßnahmen. Institut für Gewässerforschung und Gewässerschutz (IAG) der Universität Gesamthochschule Kassel.

Borchardt, D. & Geffers, K. (2001): Minimierung von Stoffeinträgen am Beispiel der Seefelder Aach. ATV-DVWK Bundes- und Landesverbandstagung 2001 in Freiburg. Deutsche Vereinigung für Wasserwirtschaft, Abwasser und Abfall i.G. Landesgruppe Baden-Württemberg. Stuttgart.

Borchardt, D. & Geffers, K. (1999): Nähr- und Zehrstoffbilanz für Neckar und Lahn. In: Hahn, H.H. (Hrsg.): Das Projekt Niederschlag (Niederschlagsbedingte Schmutzbelastung der Gewässer). Abschlussbericht des BMBF-Verbundprojekts. Karlsruhe.

Brehm, J. & Meijering, M.P.D. (1996): Fließgewässerkunde – Einführung in die Ökologie der Quellen, Bäche und Flüsse. Biologische Arbeitsbücher. Quelle & Meyer. Wiesbaden.

Bremicker, M. (2000): Das Wasserhaushaltsmodells LARSIM: Modellgrundlagen und Anwendungsbeispiele. Freiburger Schriften zur Hydrologie, 11. Universität Freiburg.

Brombach, H. & Michelbach, S. (1998): Abschätzung des einwohnerbezogenen Nährstoffaustrages aus Regenentlastungen im Einzugsgebiet des Bodensees. Berichte der Internationale Gewässerschutzkommission Bodensee, 49. Reichenau.

Brunke, M. & Gonser, T. (1997): The ecological significance of exchange processes between rivers and groundwater. Freshwater Biology, 37, 1-33.

Cepuder, P. & Mittermayer, Ch. (1998): Landbewirtschaftung und Stickstoffaustrag: Feldstudie 1992 bis 1997 im Tullner Feld. Österreichische Wasser- und Abfallwirtschaft, 50, 9/10, 243-253.

Creed, I.F., Band, L.E., Foste, N.W., Morrison, I.K., Nicolson, J.A., Semkin, R.S., & Jeffries, D.S. (1996): Regulation of Nitrate-N relaese from temperate forests: a test of the N flushing hypothetsis. Wat. Resour. Res., 32, 3337-3354.

Demuth, S. (1993): Untersuchungen zum Niedrigwasser in West-Europa. Freiburger Schriften zur Hydrologie, 1. Universität Freiburg.

Donigian, A.S., Imhoff, J.C. & Ambrose Jr., R.B. (1995): Modeling watershed water quality. In: Singh, V.P., (Ed.): Environmental Hydrology. Kluwer Academic Publishers. Dordrecht, Bosten, London, 377-426.

Drewes, J.E. & Weigert, B. (1998): Sustainable Development – Das neue Denken in der Wasserwirtschaft. GWF Wasser Abwasser, 139, 11, 699-705.

Duynisveld, W. H. M. & Strebel, O. (1986): Ermittlung der Nitratverlagerung aus Ackerböden ins Grundwasser mit Hilfe von Simulationsmodellen. Umweltbundesamt. Berlin.

DVWK (Deutscher Verband für Wasserwirtschaft und Kulturbau e.V., Hrsg.) (1998): Einträge aus diffusen Quellen in die Fließgewässer.- Nähr- und Feststoffe. Arbeitskreis „Diffuse Stoffeinträge“ im DVWK-Fachausschuss „Einflüsse auf die Beschaffenheit der Fließgewässer“. DVWK-Materialien, 5. Wirtschafts- und Verl.-Ges. Gas und Wasser. Bonn.

DVWK (Deutscher Verband für Wasserwirtschaft und Kulturbau e.V., Hrsg.) (1996): Fluss und Landschaft - ökologische Entwicklungskonzepte: Ergebnisse des Verbundforschungsvorhabens „Modellhafte Erarbeitung ökologisch begründeter Sanierungskonzepte für kleine Fließgewässer“. Merkblätter zur Wasserwirtschaft, 240. Wirtschafts- und Verl.-Ges. Gas und Wasser. Bonn.

DVWK (Deutscher Verband für Wasserwirtschaft und Kulturbau e.V., Hrsg.) (1985): Bodennutzung und Nitrataustrag. – Schriftenreihe des DVWK, 73. Verlag Paul Parey. Hamburg/Berlin.

DWD (Deutscher Wetterdienst) (1999): Bereitstellung von langen Reihen interpolierter Gitterpunkte des Niederschlages (Tageswerte) mit Hilfe des Verfahrens BONIE für Baden-Württemberg. Bericht des KLIWA-Projektes (Klimaänderung und Konsequenzen für die Wasserwirtschaft), A1.1.1/BW.

Ebel, M., Ludwig, K & Richter, K.-G. (2000): Mesoskalige Modellierung des Wasserhaushaltes im Rheineinzugsgebiet mit LARSIM. Hydrologie und Wasserwirtschaft, 44, 308-312.

Eichinger, L. (1992): Ergebnisse von isotopenhydrologischen Untersuchungen am Grundwasser der Quellfassungen Weildorf, Viktoria, Malefikantenweg und Schapbuch der Gemeinde Salem, Landkreis Bodenseekreis. Projektbericht Hydroisotop GmbH, Laboratorium zur Bestimmung von Isotopen in Umwelt und Hydrologie, Schweitenkirchen.

Eisele, M., Kiese, R. , Krämer, A., & Leibundgut, Ch. (2001): Application of a Catchment Water Quality Model for Assessment and Prediction of Nitrogen Budgets. Physics and Chemistry of the Earth, 26., No. 7-8, 547-551.

Eisele, M. & Schorer, M. (1997): Schadstoffsorption an Biofilmen in Fließgewässern. Vom Wasser, 89, 139-151.

Eisele, M., Steinbrich, A. & Leibundgut, Ch. (2003): Hydrologische Güte – Ein neues einzugsgebietsbezogenes Bewertungsverfahren. Wasser & Boden, 55, 5, 22-27.

EPA (United States Environmental Protection Agency, Ed.) (1997): Index of watershed indicators. EPA 841-R-97-010. Washington D.C.

Esser, B. (1997): Methodik zur Entwicklung von Leitbildern für Fliessgewässer - Ein Beitrag zur wasserwirtschaftlichen Planung. Dissertation der Hohen Landwirtschaftlichen Fakultät der Rheinischen Friedrich-Wilhelms-Universität Bonn.

EU (Europäische Union) (2000): Richtlinie 2000/60/EG des Europäischen Parlaments und des Rates vom 23. Oktober 2000 zur Schaffung eines Ordnungsrahmens im Bereich der Wasserpolitik. Amtsblatt der Europäischen Gemeinschaften, L327.

Feger, K. H. (1992): Bedeutung von ökosysteminternen Umsätzen und Nutzungseingriffen für den Stoffhaushalt von Waldlandschaften. Freiburger Bodenkundliche Abhandlungen, 31.

Fehr, G.& Föhse, D. (1998): Bilanzierung der einzugsbedingten Nährstoffbelastung der Schunter. Braunschweiger Naturkundliche Schriften.

Fenz, R. (2001): Emissions- und Immissionsüberlegungen für Mischwasserentlastungen. Österreichische Wasser- und Abfallwirtschaft, 53, 66-78.

Fezer, F. (1979): Topographischer Atlas Baden-Württemberg: eine Landeskunde in 110 Karten. Landesvermessungsamt Baden-Württemberg. Karl Wachtholz Verlag Neumünster.

Fischer, J. & Borchardt, D. (2000): Wechselwirkungen zwischen Interstitial und Oberflächengewässern. Darmstädter Wasserwirtschaftliches Kolloqium: Fließ- und Austauschprozesse in aquatischen Grenzräumen. Mitteilungen des Instituts für Wasserbau und Wasserwirtschaft, 111. Darmstadt.

Florenz, K.H. (1999): Die Wasserpolitik der Europäischen Union. In: Dohmann, M. (Hrsg.): 32. Essener Tagung für Wasser- und Abfallwirtschaft vom 17.3.-19.3.1999 in Aachen. Gewässerschutz – Wasser – Abwasser, 172, 1/1-1/42. Aachen

Forstamt Kirchzarten (1999): Datenblätter zu Meliorationskalkungen in Waldgebieten des Dreisameinzugsgebiets.

Frede, H.-G. & Dabbert, S. (Hrsg.) (1998): Handbuch zum Gewässerschutz in der Landwirtschaft. Ecomed, Landsberg.

Freer, J., Ambroise, B. & Beven, K.J. (1996): Bayesian estimation of uncertainty in runoff prediction and the value of data: an application of the GLUE approach. Wat. Resour. Res., 32, 2161-2173.

Friedrich, G. (1997): Gewässerbewertung als Aufgabe beim Schutz der Fließgewässer. Tagungsbericht der Deutschen Gesellschaft für Limnologie. Frankfurt am Main, 22.-26. Nov. 1997, S. 101-117.

Friedrich, G. (1992): Ökologische Bewertung von Fließgewässern – eine unlösbare Aufgabe? In: Friedrich, G. & Lacombe, J. (Hrsg.): Limnologie aktuell. Vol. 3, 1-7. Gustav Fischer Verlag, Stuttgart.

Friedrich, G. & Lacombe, J. (Hrsg.) (1992): Limnologie aktuell. Vol. 3, Gustav Fischer Verlag, Stuttgart.

Fuchs, S., Butz, J. & Holz, A. (1999): Schwermetallbilanz für Neckar- und Lahn. In: Hahn, H.H. (Hrsg.): Das Projekt Niederschlag (Niederschlagsbedingte Schmutzbelastung der Gewässer). Abschlussbericht des BMBF-Verbundprojekts. Karlsruhe.

Fuhrmann, P. (2001): Die EG-Wasserrahmenrichtlinie – Auswirkungen auf die deutsche Wasserwirtschaft. GWF Wasser Abwasser, 142, 13, 39-41.

Gächter, R., Mares, A., Stamm, C., Kunze, U. & Blum, J. (1996): Dünger düngt Sempacher See. Agrarforschung, 3, 7, 329-332.

Gewässerdirektion Donau / Bodensee (Bereich Ravensburg) (1999): Gewässerentwicklungskonzept Seefelder Aach – Entwurf. Ravensburg.

Geyer, O.F. & Gwinner, M. (1991): Geologie von Baden-Württemberg. Schweizerbart'sche Verlagsbuchhandlung, Stuttgart.

GLA (Geologisches Landesamt Baden-Württemberg; heute LGRB, Landesamt für Geologie, Rohstoffe und Bergbau Baden-Württemberg) (1994): Bodenübersichtskarte von Baden-Württemberg 1 : 200000.

Grünewald, U., Blattner, M., & Reichelt, C.-P. (1996): Hydrologische Grundlagen zur Stabilitätssicherung regionaler Wasserressourcensysteme unter sich verändernden Nutzungs- und Umweltbedingungen. Teilprojekt 16 innerhalb des Verbundprojektes „Prognosemodell für die Gewässerbelastung durch Stoffeintrag aus kleinen Einzugsgebieten". Abschlußbericht. Cottbus.

Hamm, A. (Hrsg.) (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. Akademia Verlag, St. Augustin.

Hanle, A. (Hrsg.) (1989): Meyers Naturführer: Baden-Württemberg. Geographisch-Kartographisches Institut Meyer, Mannheim.

Heaney, J. P., Huber, W. C. & Nix, S. J. (1976): Storm Water Management Model Level I - Preliminary Screening Procedures. EPA 600/2-76-275.

Heathcote, I.W. (1998): Integrated Watershed Management: Principles and Practice. John Wiley & Sons.

Heathwaite, A.L, Burt, T.P. & Trudgill, S.T. (1989): Runoff, sediment and solute delivery in agricultural drainage basins. A scale dependent approach. In: Ragone, S. (Ed.): Regional Characterisation of Water Quality. Proceedings of the Baltimore Symposium, May 1989. IAHS-Publication, 182, 175-190.

Hellmann, H. (1999): Qualitative Hydrologie - Wasserbeschaffenheit und Stoff-Flüsse. Lehrbuch der Hydrologie, Band 2. Borntraeger. Berlin.

Hellmann, H. (1992): Organische Spurenstoffe in Schwebstoffen und Sedimenten aus Bundeswasserstraßen unter besonderer Berücksichtigung der Feinkornfraktion. Z. Wasser-Abwasser-Forsch., 25, 343-352.

Hildebrand, A. (in Vorb.): Bewertung der Abflussdynamik im Bewertungsverfahren Hydrologische Güte – Ein Beitrag zum Gewässerschutz. Dissertation. Universität Freiburg.

Hinton, M.J., Schiff, S.L. & English, M.C. (1994): Examing the contribution of glacial till water to storm runoff using two- and three-component hydrological separations. Wat. Resour. Res., 30, 983-993.

Hötzl, H. & Huber, W. (1972): Über die Hydrogeologie der Aachquelle. In Käss, W. (Hrsg.): 2. Internationale Fachtagung zur Untersuchung unterirdischer Wasserwege mittels künstlicher und natürlicher Markierungsmittel, Freiburg 1972. Geologisches Jahrbuch, Reihe C, 2. Schweizerbart'sche Verlagsbuchhandlung. Hannover.

Horton, R.E. (1933): The role of infiltration in the hydrological cycle. Transaction AGU, 14, 446-460.

Hütter, L.A. (1994): Wasser und Wasseruntersuchung. Laborbücher der Chemie. Otto Salle Verlag, Frankfurt.

Huttenlocher, F. (1972): Baden-Württemberg - Kleine geographische Landeskunde. Schriftenreihe der Kommission für geschichtliche Landeskunde Baden-Württemberg, 2. Verlag G. Braun, Karlsruhe.

Hydro-Data (1992): Hydrogeologische Untersuchungen im Einzugsgebiet des Brunnens Stefansfeld - Gemeinde Salem-Neufrach, Bodenseekreis. Unveröffentlichter Projektbereicht.

Irmer, H. (1999): Fachliche Konsequenzen der EU-Wasserrahmenrichtlinie. In: Dohmann, M. (Hrsg.): 32. Essener Tagung für Wasser- und Abfallwirtschaft vom 17.3.-19.3.1999 in Aachen. Gewässerschutz - Wasser - Abwasser, 172, 6/1-6/6. Aachen.

Isringhausen, S., Duttman, R. & Mosimann, T. (1999): Überprüfung räumlich differenzierter Prognosen erosionsbedingter Stofftransporte durch Feldbeobachtungen. Wasser und Boden, 51, 25-32.

Jain, K.C. (2000): Application of chemical mass balance approach to determine nutrient loading. Hydrol. Sci. J., 45, 4, 577-588.

Jelinek, S. (1998): Wasser- und Stoffhaushalt im Einzugsgebiet der oberen Stör. Dissertation, Universität Kiel.

Johanson, R., Bicknell, B., Imhoff, J., Kittle, J., and Donigian, A. (1996): Hydrological Simulation Program Fortran. User´s manual for Release, 11. U.S. Environmental Protection Agency, Athens, Georgia.

Johnes, P.J. (1996): Evaluation and management of the impact of land use change on nitrogen and phosphorus load delivered to surface water: the export coefficient modeling approach. J. Hydrol., 197, 111-127.

Kalbe, L. (1997): Limnische Ökologie. Teubner Verlagsgesellschaft, Leipzig.

Kari, F.G. & Herrmann, R. (1989): Abspülung von organischen Spurenschadstoffen und Schwermetallen aus einem städtischen Einzugsgebiet: Ganglinienanalyse, Korngrößenzuordnung und Metallspeziesauftrennung. Deutsche Gewässerkundliche Mitteilungen, 33, 172-183.

Keller, M., Hilden, M. & Joost, M. (1997): Vergleich von Schätzmethoden für jährliche Stofffrachten am Beispiel des IKSR-Meßprogrammes 1995. BfG-Bericht, 1078, Koblenz.

Ketelsen, H. & Widmoser, P. (2000): Trend und Verteilungsmuster der Nitratbelastung des westlichen Geestkerns auf der Insel Föhr. Hydrologie und Wasserbewirtschaftung, 44, 75-87.

Kiese, R. (1999) Anwendung des Wasserhaushalts- und Gewässergütemodells NPSM im Bruggaeinzugsgebiet. Diplomarbeit, Institut für Hydrologie, Universität Freiburg (unveröffentlicht).

Klauer, B., Messner, F., Drechsler, M. & Horsch, H. (2001): Das Konzept des integrierten Bewertungsverfahrens. In: Horsch, H., Ring, I. & Herzog, F. (Hrsg.): Nachhaltige Wasserbewirtschaftung und Landnutzung. Metropolis-Verlag. Marburg.

Kleinhans, A. (2000): Anwendung des Wasserhaushaltsmodells WASIM-ETH im Dreisameinzugsgebiet. Diplomarbeit, Institut für Hydrologie, Universität Freiburg (unveröffentlicht).

Knobloch, A. (1999): Untersuchung des Stoffhaushalts im Einzugsgebiet der Brugga unter besonderer Berücksichtigung von Abflussereignissen. Diplomarbeit, Institut für Hydrologie, Universität Freiburg (unveröffentlicht).

Knöpp, H. (1955): Grundsätzliches zur Frage biologischer Vorfluteruntersuchungen, erläutert an einem Gütelängsschnitt des Maines. Arch. F. Hydrobiol./Suppl., 12, 363-368.

Kölle, W., Werner, P., Strebel, O. & Böttcher, J. (1983): Denitrifikation in einem reduzierenden Grundwasserleiter. Vom Wasser, 61, 125-147.

Kolbe, H. (2000): Landnutzung und Wasserschutz: Der Einfluss von Stickstoff-Bilanzierung, Nmin–Untersuchung und Nitratauswaschung sowie Rückschlüsse für die Bewirtschaftung von Wasserschutzgebieten in Deutschland. WLV, Wissenschaftliches Lektorat und Verlag, Leipzig.

Koller-Kreimel, V. & Jäger, P. (2001): Guter Zustand und gutes ökologisches Potenzial – neue Schutz- und Sanierungsziele in der europäischen Wasserpolitik. Österreichische Wasser-und Abfallwirtschaft, 53, 117-123.

Konold, W., Böcker, R. & Hampicke, U. (1999): Handbuch Naturschutz und Landschaftspflege. Kompendium zu Schutz und Entwicklung von Lebensräumen und Landschaften. Ecomed. Landsberg.

Krysanova, V., Müller-Wohlfeil, D.-I. und Becker, A. (1998): Development and test of a spatially distributed hydrological/water quality model for mesoscale watersheds. Ecological modelling, 106, 261-289.

Lammel, J. (1990): Der Nährstoffaustrag aus Agrarökosystemen durch Vorfluter und Dräne unter besonderer Berücksichtigung der Bewirtschaftungsintensität. Dissertation. Justus-Liebig-Universität Gießen.

Lang, R. (1999): Modellierung von Erosion und Nitrataustrag in Agrarlandschaften. Forschungsverbund Agrarökosysteme München (FAM), FAM-Bericht, 19. Shaker Verlag. Aachen.

LAWA (Länderarbeitsgemeinschaft Wasser) (1997): Vermeidung und Verminderung von Gewässerbelastungen aus diffusen Quellen – Strategiepapier (unveröffentlicht).

LAWA (Länderarbeitsgemeinschaft Wasser) (1976): Die Gewässergütekarte in Deutschland. 3. Auflage. München.

Leaney, F.W., Smetten, K.R.J. & Chittleborough, D.J. (1993): Estimating the contribution of preferential flow to subsurface runoff from a hillslope using deuterium and chloride. J. Hydrol., 159, 291-303.

Leibundgut, Ch. (1996): Abflussdynamik – unbekannte Größe für den Gewässerschutz? In: Länderarbeitsgemeinschaft Wasser (LAWA) & Wasserwirtschaftsverband Baden-Württemberg e. V. (WBW) (Hrsg.): Lebensraum Gewässer – nachhaltiger Gewässerschutz im 21. Jahrhundert. Int. Symp., Heidelberg.

Leibundgut, Ch. (1984): Zur Erfassung hydrologischer Messwerte und deren Übertragung auf Einzugsgebiete verschiedener Dimensionen. Geomethodica, 9, 141-170.

Leibundgut, Ch. & Hildebrand, A. (1999): Natural Runoff and Runoff Dynamics. In: Geller, W. (Hrsg.): Proceedings of the International Conference on River Basin Management. Tagungsband der Internationalen Fachtagung am 8. und 9. Juni 1999. Bericht der UFZ Leipzig-Halle GmbH, Sektion Gewässerforschung, 31.

LfU (Landesanstalt für Umweltschutz Baden-Württemberg (2002): Atlas des Grundwasserzustandes in Baden-Württemberg. Grundwasser, 19. Karlsruhe.

LfU (Landesanstalt für Umweltschutz Baden-Württemberg) (2001): Gewässerstrukturgütekartierung in Baden-Württemberg. Oberirdische Gewässer, Gewässerökologie, 67. Karlsruhe.

LfU (Landesanstalt für Umweltschutz Baden-Württemberg) (2000): Jahresdatenkatalog. CD-ROM. Oberirdische Gewässer, Gewässerökologie, 59. Karlsruhe.

LfU (Landesanstalt für Umweltschutz Baden-Württemberg, Hrsg.) (1999): Hochwasserabfluss-Wahrscheinlichkeiten in Baden-Württemberg. Oberirdische Gewässer, Gewässerökologie, 54. Karlsruhe.

LfU (Landesanstalt für Umweltschutz Baden-Württemberg) (1998a): Gewässergütekarte Baden-Württemberg. Oberirdische Gewässer, Gewässerökologie, 49. Karlsruhe.

LfU (Landesanstalt für Umweltschutz Baden-Württemberg) (1998b): Regionale Bachtypen in Baden-Württemberg – Arbeitsweisen und exemplarische Ergebnisse Keuper- und Gneisbäche. Handbuch Wasser 2, 41. Karlsruhe.

LfU (Landesanstalt für Umweltschutz Baden-Württemberg) (1997a): Ökologische Bewertung von Fließgewässern in der Europäischen Union und anderen Ländern. Literaturstudie. Handbuch Wasser 2, 37. Karlsruhe.

LfU (Landesanstalt für Umweltschutz Baden-Württemberg, Hrsg.) (1997b): Statistische Untersuchung langfristiger Veränderungen des Niederschlags in Baden-Württemberg. Handbuch Wasser 2, 42. Karlsruhe.

LfU (Landesanstalt für Umweltschutz Baden-Württemberg) (1996): Ergebnisse des Grundwasserüberwachungsprogramms in Baden-Württemberg. Beprobung 1995. Karlsruhe.

LfU (Landesanstalt für Umweltschutz Baden-Württemberg) & Institut für Wasser- und Abfallwirtschaft (1985): Niedrigwasserabflüsse in Baden-Württemberg Donau- und Neckargebiet. Handbuch Baden-Württemberg. Hrsg.: Ministerium für Ernährung, Landwirtschaft, Umwelt und Forsten Baden-Württemberg.

LGRB (Landesamt für Geologie, Rohstoffe und Bergbau Baden-Württemberg) (1998): Geowissenschaftliche Übersichtskarte von Baden-Württemberg 1:350 000. CD-ROM. Freiburg.

Likens, G.E., Bormann, F., Pierce, R.S., Eaton, J.S. & Johnson, N.M. (1977): Biochemistry of a Forested Ecosystem. Springer-Verlag, New York.

Littlewood, I.G. (1995): Hydrological regimes, sampling strategies and assessment of errors in mass load estimates for United Kindom rivers. In: Environment International 21, 2 .

Ludwig, K. (1982): The Program System FG-Mod for Calculation of Runoff Processes in River Basins. Zeitschrift für Kulturtechnik und Flurbereinigung, 23, 25-37.

Mäckel, R. (1997): Naturraum des Mittleren und Südlichen Schwarzwalds und des Oberrheintieflands. In: Mäckel, R. & Metz, B. (Hrsg.): Schwarzwald und Oberrheintiefland - Eine Einführung in das Exkursionsgebiet um Freiburg im Breisgau. Freiburger Geographische Hefte, 36, 1-23. Institut für Physische Geographie, Universität Freiburg.

Mäckel, R. & Metz, B. (Hrsg.) (1997): Schwarzwald und Oberrheintiefland - Eine Einführung in das Exkursionsgebiet um Freiburg im Breisgau. Freiburger Geographische Hefte, 36. Institut für Physische Geographie, Universität Freiburg.

Maidment, D.R. (Ed.) (1993): Handbook of Hydrology. McGraw-Hill. New York.

Markard, C. (1999): Grundwasserschutz – Ein vergessenes Thema? Wasser & Boden 51, 9, 7-10.

Mauch, E. (1992): Ein Verfahren zur gesamtökologischen Bewertung der Gewässer. In: Friedrich, G. & Lacombe, J. (Hrsg.): Ökologische Bewertung von Fliessgewässern. Limnologie aktuell, 3. Gustav Fischer Verlag. Stuttgart.

McDonnell, J.J, Rowe, L. & Steward, M. (1999): A combined tracer-hydrometric approach to assess the effect of catchment scale on water flow path and age. In: Leibundgut, Ch., McDonnell J.J. & Schultz, G. (Eds.): Integrated Methods in Catchment Hydrology - Tracer, Remote Sensing and New Hydrometric Techniques. IAHS-Publication., 258, 93-100.

Mehlhorn, J. (1999): Tracerhydrologische Ansätze in der Niederschlags-Abfluss-Modellierung. Freiburger Schriften zur Hydrologie, 11. Universität Freiburg.

Meißner, E. (1991): Abschätzung der mittleren Jahresschmutzwasserfrachten aus Mischwassereinleitungen. Wasser–Abwasser–Abfall, 7. Kassel.

Messner, F. & Geyler, S. (2001): Die Kosten-Nutzen-Analyse von Landnutzungsänderungen im Torgauer Raum: Ergebnisse und Interpretation. In: Horsch, H., Ring, I. & Herzog, F. (Hrsg.): Nachhaltige Wasserbewirtschaftung und Landnutzung. Metropolis-Verlag. Marburg.

Mohaupt, V., Sieber, U., Van De Roovaart, J., Verstappen, C.G., Langenfeld, F. & Braun, F.M. (1998): Diffuse Sources of Heavy Metals in the German Rhine Catchment. In: Proceedings 3rd International IAWQ-Conference on Diffuse Pollution III. Edinburgh.

Mohr, B. (1997): Bodennutzung und Viehwirtschaft in Südbaden. In: Mäckel, R. & Metz, B. (Hrsg.): Schwarzwald und Oberrheintiefland - Eine Einführung in das Exkursionsgebiet um Freiburg im Breisgau. Freiburger Geographische Hefte, 36, 213-226. Institut für Physische Geographie, Universität Freiburg.

Mosimann, T., Maillard, A., Musy, A., Neyround, J.-A., Rüttmann, M. & Weisskopf, P. (1991): Erosionsbekämpfung in Ackergebieten. Liebefeld - Bern.

Müller, D., Clasen, J., Harres, H.-P., Schreiner, H. & Seuffert, O. (1997): Wasserwirtschaftliche Bedeutung der Festlegung und Freisetzung von Nährstoffen durch Sedimente in Fließgewässern. Schriftenreihe des DVWK, 115. Paul Parey, Hamburg/Berlin.

Muschak, W. (1989): Straßenoberflächenwasser - eine diffuse Quelle der Gewässerbelastung. Vom Wasser 72, 267-282.

Nash, J. & Sutcliffe, J. (1970): River flow forecasting through conceptual models. Part I - A discussion of principles. J. Hydrol., 10, 282-290.

Neef, E. (Hrsg.) (1981): Das Gesicht der Erde. Taschenbuch der physischen Geographie. Edition Leipzig. Frankfurt/Main.

Niehoff, N. (1996): Ökologische Bewertung von Fliessgewässerlandschaften. Springer Verlag, Berlin, Heidelberg.

Nippes, K.-R. (1971): Die Schwebstofführung eines Schwarzwaldflusses. Dargestellt am Beispiel der Dreisam. Dissertation. Universität Freiburg.

Obermann, P. (1981): Hydrochemisch / hydromechanische Untersuchungen zum Stoffgehalt im Grundwasser bei landwirtschaftlicher Nutzung. Besondere Mitteilungen zum Deutschen Gewässerkundlichen Jahrbuch 42. Ministerium für Ernährung, Landwirtschaft und Forsten des Landes Nordrhein-Westfalen. Düsseldorf.

Ohte, N., Tokuchi, N. & Suzuki, M. (1997): An in situ experiment on soil moisture influence on inorganic nitrogen discharge from forest soil. J. Hydrol., 195, 78-98.

OSPAR (Oslo-Paris-Comission) (1996): Principles of the comprehensive study of riverine inputs and direct discharges (RID).

Pearce, A.J., Steward, M.K. & Sklash, M.G. (1986): Storm runoff generation in humid headwater catchments 1: Where does the water come from? Wat.Resour.Res., 22, 1263-1273.

Peter, M. (1988): Zum Einfluß der Abflußkomponenten QO, QI, QG auf den Stofftransport von Wasserläufen aus Einzugsgebieten verschiedener Bodennutzung in Mittelgebirgen mit speziellen hydromorphen Verhältnissen. Dissertation. Universität Gießen.

Pinter, I. (1998): Integrierte ökologische Bewertung – Ansätze und Konzeption der LAWA. In: Bayerisches Landesamt für Wasserwirtschaft – Institut für Wasserforschung (Hrsg.): Integrierte ökologische Gewässerbewertung – Inhalte und Möglichkeiten. Münchner Beiträge zur Abwasser-, Fischerei- und Flussbiologie, 51, 146-157. München.

Pionke, H.B., Gburek, W.J., Sharpley, A.N. & Schnabel, R.R. (1996): Flow and nutrient export patterns for an agricultural hill-land watershed. Wat. Resour. Res., 32, 1795-1804.

Prahsuhn, V. (1999): Phosphor- und Stickstoff aus diffusen Quellen im Einzugsgebiet des Bodensees 1996/97. Berichte der Internationale Gewässerschutzkommission für den Bodensee, 51. Reichenau.

Prahsuhn, V. & Braun, M. (1994): Abschätzung der Phosphor- und Stickstoffverluste aus diffusen Quellen in die Gewässer des Kantons Bern. Schriftenreihe der Eidgenössischen Forschungsanstalt für Agrichemie und Umwelthygiene, 17. Bern.

Prahsuhn, V., Spiess, E. & Braun, M. (1996): Methoden zur Abschätzung der Phosphor- und Stickstoffeinträge aus diffusen Quellen in den Bodensee. Berichte der Internationale Gewässerschutzkommission für den Bodensee, 45. Reichenau.

Preuße, H.U. (1978): Die Filterfunktion des Bodens. Ergebnisse landwirtschaftlicher Forschung an der Justus-Liebig-Universität, 12, 343-350. Zitiert in: Süssmann, W. (1980): Der Einfluss der Bodennutzung auf die Wasserqualität von Oberflächengewässern im ländlichen Raum - dargestellt am Beispiel von Ederseezuflüssen. Dissertation. Universität Gießen.

Quinn, P, Anthony, S. & Lord, E. (1999): Basin scale nitrate simulation using a Minimum Information Requirement approach. In: Trudgill, S.T., Walling, D.E. & Webb, B.W. (Eds.): Water Quality: Processes and Policy, 101-117. Wiley, Chichester.

Raderschall, R. (1994): Austräge von Nitrat und weiteren Nährstoffen aus landwirtschaftlich genutzten Böden in das Gewässersystem der Hunte. Berichte aus der Agrarwissenschaft. Shaker, Aachen.

Reich, T. (1998): Generierung homogener Tageswertreihen der Niederschlagshöhe in einem mesoskaligen Gitternetz. Ann. D. Meteorologie, 37, 1, 289-290.

Reiche, E.W. (1991): Entwicklung, Validierung und Anwendung eines Modellsystems zur Beschreibung und flächenhaften Bilanzierung der Wasser- und Stoffdynamik in Böden. Kieler Geographische Schriften, 79.

Richter, B.D. (1999): Characterizing Hydrologic Regimes in Ecologically Meaningful Terms. Stream Notes 1. Stream Systems Technology Center, Rocky Mountain Research Station.

Richter, B.D., Baumgartner, J.V., Powell, J., Braun, D.P. (1996): A Method for Assessing Hydrologic Alteration within Ecosystems. Conservation Biology, 10, 4, 1163-1174.

Richter, B.D., Baumgartner, J.V., Wigington, R. & Braun, D.P. (1997): How much water does a river need? Freshw. Biol., 37, 231-249.

Rocker, W. (1999): Chemische Gewässergüteklassifikation der Länderarbeitsgemeinschaft Wasser (LAWA). In Dohmann, M. (Hrsg.): 32. Essener Tagung für Wasser- und Abfallwirtschaft vom 17.3.-19.3.1999 in Aachen. Gewässerschutz – Wasser – Abwasser, 172, 34/1-34/14. Aachen.

Roser, S. (2001): Flächendetaillierte Weiterentwicklung des prozessorientierten Einzugsgebietsmodells TAC und Visualisierung der Modellergebnisse in einem dynamischen GIS. Diplomarbeit, Institut für Hydrologie, Universität Freiburg (unveröffentlicht).

Ruhe C. (1997): Modellgestützte Bilanzierung von Stoffströmen in unter- und oberirdischen Gewässern eines Flußgebietes. Mitteilungen – Institut für Wasserwirtschaft, Hydrologie und landwirtschaftlichen Wasserbau der Universität Hannover, Heft 84, Hannover, 1-142.

Sanchez Penzo, S., Rapp, J., Schönwiese, C.-D., Luft, G. (1998): Räumliche Struktur aktueller Trends des Gesamt- und Extremniederschlages in Baden-Württemberg. Deutsche Gewässerkundliche Mitteilungen, 42, 4.

Sauter, K. (1967): Beiträge zur Hydrogeologie der näheren Umgebung von Freiburg i. Br. Mitteilungen des badischen Landesverbands Naturkunde u. Naturschutz, 9, 3, 611-637.

Sauter, U. & Meiwes, K. J. (1990): Auswirkungen der Kalkung auf den Stoffaustrag aus Waldökosystemen mit dem Sickerwasser. Z. Forst und Holz, 45, 605-610.

Scheffer, B. & Kunze, H. (1991): Nährstoffaustrag aus einem grundwassernahen Sandboden bei Mineral- und Gülledüngung. In: DVWK (Hrsg.): Stoffumsatz und Wasserhaushalt landwirtschaftlich genutzter Böden, 3-40. Paul Parey, Hamburg, Berlin.

Scheffer, F. & Schachtschabel, P. (1998): Lehrbuch der Bodenkunde. Ferdinand Enke Verlag, Stuttgart.

Scheuer, S. (1999): LARSIM_Modell, ein Instrument zur Flussgebietsplanung eingesetzt am Beispiel der Seefelder Aach. Diplomarbeit, Institut für Hydrologie, Universität Freiburg (unveröffentlicht).

Schmitz, M. (1998): Bürokratie und Kostenschub durch die neue EU-Wasserrahmenrichtlinie? GWF Wasser Abwasser, 139, 265-274.

Schorer, M., Bierl, R. & Symader, W. (1994): Zeitliche Veränderung von Schadstoffgehalten in Flußsedimenten.Vom Wasser, 82, 117-126.

Schreiber, W. & Krauss-Kalweit, I. (1999): Frachten von Wasserinhaltsstoffen. Einfluss der Probenahmestrategie auf die Ermittlung. Wasserwirtschaft, 89, 520-645.

Schulla, J. (1997): Hydrologische Modellierung von Flußeinzugsgebieten zur Abschätzung von Klimaänderungen. Dissertation. Zürcher Geographische Schriften, 65. ETH Zürich.

Schweigert, P. (1996): Der Stickstoffhaushalt des landwirtschaftlich geprägten Wassereinzugsgebiets der Innerste im nordwestlichen Harzvorland bei Hildesheim. Dissertation, Universität Hannover.

Schwertmann, U., Vogl, W., & Kainz, M. (1987): Bodenerosion durch Wasser. Vorhersage des Abtrags und Gegenmaßnahmen. Stuttgart.

Schwoerbel, J. (1993): Einführung in die Limnologie. Gustav Fischer Verlag, Stuttgart, Jena.

Seipel, M. (1999): Erfassung und Bewertung der Flächenhaften Einträge von Nährstoffen und Fäkalkeimen in die Seefelder Aach unter Anwendung eines Geographischen Informationssystems (GIS). Diplomarbeit. Institut für Gewässerforschung und Gewässerschutz (IAG) der Universität Gesamthochschule Kassel (unveröffentlicht).

Sklash, M.G. & Farfolden, R.N. (1979): The role of groundwater in storm runoff. J. Hydrol. 43, 45-65.

Sommerhäuser, M., Schuhmacher, H. & Podraza, P. (1998): Fließgewässertypologie und Leitbildentwicklung – Zielsetzung und Methoden. Deutsche Gesellschaft für Limnologie (DGL) – Tagungsbericht 1997 (Frankfurt/M.), 1, 86-90. Krefeld.

Sophocleous, M. (2002): Interactions between groundwater and surface water: the state of the science. Hydrogeology Journal, 10, 52-67.

Soulsby, C., Chen, M., Ferrier, R.C., Helliwell, R.C., Jenkins, A. & Harriman, R. (1997): Hydrogeochemistry of shallow groundwater in an upland Scottish catchment. Hydrol. Processes, 12, 1111-1127.

Stahr, K. (1979): Die Bedeutung periglazialer Deckschichten für Bodenbildung und Standorteigenschaften im Südschwarzwald. Freiburger Bodenkundliche Abhandlungen, 9.

Stotz, G. & Haller, B. (2002): Nährstoffeinträge durch Mischwassereinleitungen in Gewässer. GWF Wasser Abwasser, 143, 1, 63-70.

Strebel, O. (1988): Nitratverlagerung in das Grundwasser in Abhängigkeit von Standorteigenschaften und Bodennutzung: Ursachen, Ausmaß, Minimierung. Grundwasserschutz und Stickstoffdüngung. Dokumentation eines Fachgesprächs am 26. Februar 1987. UBA-Texte 6/88, 20-34.

Süssmann, W. (1980): Der Einfluß der Bodennutzung auf die Wasserqualität von Oberflächengewässern im ländlichen Raum - dargestellt am Beispiel von Ederseezuflüssen. Dissertation. Universität Gießen.

Symader, W. (1988): Zur Problematik der Frachtermittlung. Vom Wasser, 71, 145-161.

Tanaka, A. & Yasuhara, M., Sakai, H. & Marui, A. (1988): The Hachioii experimantal basin study – Storm runoff processes and the mechanisms of its generation. J. Hydrol., 102, 139-164.

Turner, J.V. & Barnes, C.J. (1998): Modeling of isotopes and hydrogeochemical responces in catchment hydrology. In Kendall, C. & McDonnell, J.J. (1998): Isotopic tracers in catchment hydology. Elsevier Science B.V., Amsterdam.

UBA (Umweltbundesamt) (2001a): Umweltdaten 2001. Stickstoffeinträge in die Fließgewässer der BRD 1995. http://www.umweltbundesamt.org/dzu/Y00896.html

UBA (Umweltbundesamt) (2001b): Umweltdaten 2001. Phosphoreinträge in die Fließgewässer der BRD 1995. http://www.umweltbundesamt.org/dzu/Y00895.html

Uhlenbrook, S. (1999): Untersuchung und Modellierung der Abflussbildung in einem mesoskaligen Einzugsgebiet. Freiburger Schriften zur Hydrologie, 10. Universität Freiburg.

Uhlenbrook, S. et al. (2002): What is the adequate model structure for a mountainous basin at the catchment model? J. Hydrol. (in Vorbereitung).

Uhlenbrook, S. & Leibundgut, Ch. (2002): Process-oriented catchment modelling and multiple-response validation. Hydrol. Processes, 16, 423-440.

Uhlenbrook, S. & Leibundgut, Ch. (1999): Integration of tracer information into the development of a rainfall-runoff model. In: Leibundgut, Ch., McDonnell J.J. & Schultz, G. (Eds.): Integrated Methods in Catchment Hydrology - Tracer, Remote Sensing and New Hydrometric Techniques. IAHS-Publication, 258, 93-100.

Uhlenbrook, S. & Leibundgut, Ch. (1997): Abflußbildung bei Hochwasser in verschiedenen Raumskalen. Wasser & Boden, 49, 9, 13-22.

Uhlenbrook, S., Seibert, J., Leibundgut, Ch., Rohde, A. (1999): Prediction uncertainty of conceptual rainfall-runoff models caused by problems to identify model parameters and structure. Hydrol. Sci. J., 44, 5, 279-299.

Uhlenbrook, S., Steinbrich, A., Tetzlaff, D., Leibundgut, Ch. (2000): Data base for a regional analysis of extreme floods. European Conference on Advances in Flood Research, 1.-3. November, Potsdam, Germany. CD-ROM.

Uhlmann, D. (1994): Die Beschaffenheit der Gewässer als Anzeiger für den Zustand der Umwelt. – Sitzungsberichte der sächsischen Akademie der Wissenschaften zu Leipzig. Mathematisch-naturwissenschaftliche Klasse, 125, 1. Akademie Verlag, Leipzig.

Urich, E. (1999): Untersuchung des Stoffhaushaltes eines Schwarzwaldeinzugsgebietes unter besonderer Berücksichtigung der Landnutzung. Diplomarbeit, Institut für Hydrologie, Universität Freiburg (unveröffentlicht).

US SCS (US Soil Conservation Service) (1972): National engineering handbook. Washington.

UVM (Ministerium für Umwelt und Verkehr Baden-Württemberg) & LfU (Landesanstalt für Umweltschutz Baden-Württemberg) (Hrsg.) (2001): Wasser und Bodenatlas Baden-Württemberg. 1. Auflage, Karlsruhe.

Van Herpe, Y., Troch, P.A., Callewier, L. & Troch, F.P. de (1999): A conceptional model for simulation of catchment scale nitrate transport. In: Heathwaite, L. (Ed.): Impact of Land-use Change on Nutrient Loads from Diffuse Sources. IAHS-Publication, 257, 181-191.

Von Keitz, S. (1999): Die Einführung „stark veränderter Gewässer“ in die EU-Wasserrahmenrichtlinie und ihre Auswirkungen auf den Gewässerschutz der BRD. Wasser & Boden, 51, 5, 14-17.

Von Loewenstern, S. (1998): Separierung und Bewertung von Abflußkomponenten für den Stoffaustrag aus Einzugsgebieten mit Tertiärsedimenten (Scheyen, Oberbayern). GSF - Forschungszentrum für Umwelt und Gesundheit. GSF-Bericht 7/98. Neuherberg.

Walther, W. (1999): Diffuser Stoffeintrag in Böden und Gewässer. Teubner-Reihe Umwelt. Stuttgart, Leipzig.

Wegener, G., Persin, J., Karrenbrock, F., Rörden, O. & Hübner, I. (1999): Vorkommen und Verhalten von natürlichen und synthetischen Östrogenen und deren Konjugate in der aquatischen Umwelt. Vom Wasser, 92, 347-360.

Wendland, F. (1992): Die Nitratbelastung in den Grundwasserlandschaften der „alten" Bundesländer (BRD). Berichte aus der ökologischen Forschung, 8. Forschungs-Zentrum Jülich.

Wendland, F., Albert, H., Bach, M. & Schmitt, R. (1993): Atlas zum Nitratstrom in der Bundesrepublik Deutschland. Berlin.

Wendland, F. & Kunkel, R. (1999): Der Landschaftswasserhaushalt im Elbeeinzugsgebiet (Deutscher Teil). Hydrologie und Wasserwirtschaft, 43, 226-233.

Wendling, U., Fuchs, P. & Müller-Westermeier, G. (2001): Mittlere jährliche potentielle Verdunstungshöhe als Gras-Referenz-Verdunstung. In: BMU (Bundesministerium für Umweltschutz, Naturschutz und Reaktorsicherheit) (Hrsg.): Hydrologischer Atlas von Deutschland. Erweiterte Ausgabe. Bonn – Berlin, Karte 2.12.

Werner, W. & Wodsak, H. (1994): Stickstoff- und Phosphateinträge in die Fließgewässer Deutschlands unter besonderer Berücksichtigung des Eintragsgeschehens im Lockergesteinsbereich der ehemaligen DDR. Schriftenreihe Agrarspektrum, 22. Verlagsunion Agrar, Frankfurt.

Whitehead, P.G, Wilson, E. & Butterfield, D. (1999): Water quality processes in catchments: An integrated modelling approach for scenario analysis. In: Trudgill, S.T., Walling, D.E. & Webb, B.W. (Eds.): Water Quality: Processes and Policy. Wiley, Chichester, 85-100.

Young, R.A., Onstad, C.A., Bosch, D.D. & Anderson, W.P. (1987): AGNPS, Agricultural Non Point Source Pollution Model – A watershed analysis tool. United States Department of Agriculture. Conservation Research Report, 35.

Zehe, E., Maurer, T., Ihringer, J. & Plate, E. (2001): Modeling Flow and Mass Transport in a Loess Catchment. Physics and Chemistry of the Earth, 26, 7-8, 487-507.

Verzeichnis der Abkürzungen

ATV-DVWK	Deutsche Vereinigung für Wasserwirtschaft, Abwasser und Abfall i.G.
BONIE	Boden-Niederschlag
BÜK 200	Bodenübersichtskarte 1:200.000
BW-PLUS	Programm Lebensgrundlage und ihre Sicherung
CN	Curve Number
CHRU	Chemical Hydrological Response Units
DGM	Digitales Geländemodell
DOC	Dissolved Organic Carbon
DVWK	Deutscher Verband für Wasserwirtschaft und Kulturbau
EPA	Environmental Protection Agency
EU-WRRL	Europäischen Wasserrahmenrichtlinie
EZG	Einzugsgebiet
FGMOD	Fluss-Gebiets-Modell
FVA	Forstliche Versuchsanstalt Freiburg
HAD	Hydrologischer Atlas von Deutschland
HSPF	Hydrological Simulation Program Fortran
IHA	Indicators of Hydrological Alteration
IHF	Institut für Hydrologie der Universität Freiburg
INCA	Integrated Nitrogen Model for European Catchments
IWI	Index of Watershed Indicators
KTLB	Kuratorium für Technik und Bauwesen in der Landwirtschaft
Landsat-TM	Landsat 5, Thematic Mapper
LARSIM	Large Area Simulation Model
LAWA	Länderarbeitsgemeinschaft Wasser
LfU	Landesanstalt für Umweltschutz Baden-Württemberg
LGRB	Landesamt für Geologie, Rohstoffe und Bergbau Baden-Württemberg
LVA	Landesvermessungsamt Baden-Württemberg
MIR	Minimum Information Requirement
MONERIS	Modeling Nutrient Emissions in River Systems
NPSM	Non Point Source Model
OSPAR	Oslo-Paris-Comission

PNZ	Potenziell Natürlicher Zustand
RVA	Range of Variability Approach
SWAT	Soil & Water Assessment Tool
TAC-D	Tracer Aided Catchment Model, distribuierte Version
UBA	Umweltbundesamt
WaBoA	Wasser- und Bodenatlas Baden-Württemberg
WASIM-ETH	Wasserhaushalts-Simulations-Modell Eidgenössische Technische Hochschule

Verzeichnis der Symbole

a	[-]	Koeffizient der empirischen Gleichung zur Berechnung der Nährstoffretention $R_{F\,N,P}$
A	[m²]	Einzugsgebiet der 50 m x 50 m Rasterzelle
A_{Acker}	[%]	Anteil der Ackerflächen an der Einzugsgebietsfläche
AB	[%]	Ausbaugrad des Abwassersystems
AD_x	[kg/(ha*a]	Atmosphärische Deposition des Stoffes x
AF_i	[ha]	Anbaufläche der Kulturart i
$AF1$	[ha]	Summe der Anbaufläche. der Kulturen Getreide, Hülsenfrüchte, Zuckerrüben, Raps
$AF2$	[ha]	Summe der Anbaufläche der Kulturen Kartoffeln und restliche Futterpflanzen
$AF3$	[ha]	Summe der Anbaufläche der Kulturen Silomais und restliche Hackfrüchte
$AG_{E\,N,P}$	[g/(EW*d)]	einwohnerspezifische Stickstoff- bzw. Phosphorabgabe
A_{GW}	[m²]	Fläche des Gewässernetzes
Anz_i	[-]	Anzahl der Viehart i pro Gemeinde
$A_{GwaQges}$	[%]	Anteil des Grundwasserabstroms an Q_{ges}
A_{URB}	[km²;ha]	gesamte urbane Fläche
a_{URBV}	[-]	Abflussbeiwert der versiegelten urbanen Fläche
A_{URBV}	[km², ha]	versiegelte urbane Fläche
AW	[% $MN30q$]	Abwasser im Einzugsgebiet
AW_{KA}	[l/d]	der Kläranlage zugeführte Abwassermenge
b	[-]	Koeffizient der empirischen Gleichung zur Berechnung der Nährstoffretention $R_{F\,N,P}$

BD	[EW/km²]	Bevölkerungsdichte
BF_i	[-]	Bewirtschaftungsfaktor der Stauhaltung i
BW	[% *MN30q*]	Beeinflusste Menge im Wasserkreislauf
$C_{am(ix)}$	[mg/l]	Arithmetisches Mittel der Konzentration des Stoffes x, welches zum Erreichen der Gewässergüteklasse i nicht überschritten werden darf
$C_{am\ (x)}$	[mg/l]	Arithmetisches Mittel der Konzentrationsmess werte des Stoffes x
$C_{Pgel\ Qo}$	[mg/l]	Konzentration von P_{gel} im Oberflächenabfluss
$C_{GW\ N,P}$	[mg/l]	Konzentrationsniveau von Stickstoff bzw. Phosphor im Grundwasser
$C_{LAWA\ (ix)}$	[mg/l]	LAWA-Grenzwert der Konzentration des Stoffes x (90-Perzentil) für die Gewässergüteklasse i
$C_{M\ N}$	[mg/l]	Stickstoffkonzentration im Mischwasser im Entlastungsfall
$C_{M\ P}$	[mg/l]	Phosphorkonzentration im Mischwasser im Entlastungsfall
C_{Nges}	[mg/l]	Konzentration von N_{ges} im Gewässer
$C_{swh\ N,P}$	[mg/l]	Stickstoff- bzw. Phosphorkonzentration im Sickerwasser
$C_{\ t\ x}$	[mg/l]	Konzentration des Stoffes x zum Zeitpunkt t
$C_{90\text{-}P\ (x)}$	[mg/l]	90-Perzentil-Wert der Konzentrationsmesswerte des Stoffes x
D	[-]	Dispersionskoeffizient
$Def_{SH\ N}$	[%]	Defizit des Stoffhaushalts (prozentuale Überschreitung des PNZ) bei Stickstoff
$Def_{SH\ P}$	[%]	Defizit des Stoffhaushalts (prozentuale Überschreitung des PNZ) bei Phosphor
$Denit$	[-]	Denitrifikationsfaktor (verzögerte Abflusskomponente)
DL_b	[-]	Anteil der Denitrifikationsverluste in der Basisabflusskomponente
DL_z	[-]	Anteil des Denitrifikationsverlusts in der verzögerten Komponente
$E_{d\ N}$	[kg/ha]	Stickstoffeintrag aus diffusen Quellen
E_i	[dt]	Ertrag der Kulturart i
$E_{p\ N}$	[kg/ha]	Stickstoffeintrag aus Punktquellen
ER_P	[-]	Anreicherungsverhältnis für Phosphor
$EUKA_{N,P}$	[kg/a]	aus den Kläranlagen eingetragene Nährstoffe

$EUM_{N,P}$	[t/a]	über die Mischkanalisation eingetragene Nährstoffe
EW	[-]	Einwohner
EW_{KA}	[-]	an Kläranlagen angeschlossene Einwohner
Ext	[ha]	Extensive Flächen
F	[-]	Faktor der kulturartspezifischen organischen Düngungsintensität
$F_{Ausw\ N,P}$	[kg/(ha*a)]	Stickstoff- bzw. Phosphorauswaschung mit dem Sickerwasser
$F_{dif\ N,\ Pgel}$	[kg/(ha*a)]	Diffuser Eintrag von Stickstoff und gelöstem Phosphor (gesamt)
$F_{dif\ OG\ N,Pgel}$	[kg/(ha*a)]	Fracht der diffus in die Oberflächengewässer eingetragenen gelösten Nährstoffe
$F_{dif\ OG\ N}$	[kg/(ha*a)]	Diffuser Stickstoffeintrag in die Oberflächengewässer
$F_{dif\ OG\ Pgel}$	[kg/(ha*a)]	Diffuser Eintrag von gelöstem Phosphor in die Oberflächengewässer
F_{difPpt}	[kg/(ha*a)]	Partikulärer Eintrag von Phosphor
$f(DTM)_{D,x}$	[-]	Faltungsfunktion der Dispersions-Translations-Gleichung in Abhängigkeit des Dispersionskoeffizienten D und der Fließstrecke x
$F_{ges\ N}$	[kg/(ha*a)]	Gesamte emittierte Stickstofffracht
$F_{ges\ P}$	[kg/(ha*a)]	Gesamte emittierte Phosphorfracht
$F_{ges\ IST\ N,P}$	[kg/(ha*a)]	Gesamte emittierte Nährstofffracht für den Ist-Zustand
$F_{ges\ OG\ N,Pgel}$	[kg/(ha*a)]	Gesamtfracht der gelösten Nährstoffe in den Oberflächengewässern
$F_{ges\ PNZ\ N,P}$	[kg/(ha*a)]	Gesamte emittierte Nährstofffracht für den PNZ
$F_{J\ x}$	[g/s]	Mittlere jährliche Fracht des Stoffes x
$FK_{2,5dm}$	[mm]	Feldkapazität bezogen auf 2,5 dm Bodentiefe
FK_{10dm}	[mm]	Feldkapazität bezogen auf 10 dm Bodentiefe
F_N	[kg/ha]	Stickstofffracht im Gewässer (Immission)
F_{PPart}	[kg/(ha*a)]	Partikuläre Phosphorfracht
$F_{punkt\ N,P}$	[kg/(ha*a)]	Fracht der Nährstoffe aus Punktquellen
$F_{Qgwa\ N,P}$	[kg/(ha*a)]	Stickstoff- und Phosphorfracht im Grundwasserabstrom
$F_{Qb\ N,P}$	[kg/(ha*a)]	Stickstoff- bzw. Phosphorfracht in der langsamen Abflusskomponente
$F_{Qz\ N,P}$	[kg/(ha*a)]	Stickstoff- bzw. Phosphorfracht in der verzögerten Abflusskomponente

$Frac_{schnell}$	[-]	Anteil der mit der schnellen Abflusskomponente mobilisierten Fracht an N_{stor}
$Frac_{swh}$	[-]	Anteil der mit dem Sickerwasser mobilisierten Fracht an N_{stor}
$F_{schnell\ N,P}$	[kg/(ha*a)]	Stickstoff- bzw. Phosphorfracht in der schnellen Abflusskomponente
$F_{schnell\ Pba}$	[kg/(ha*a)]	mit dem Bodenabtrag mobilisierte Phosphorfracht
$F_{schnell\ Pgel}$	[kg/(ha*a)]	Gelöster Anteil der Phosphorfracht in der schnellen Abflusskomponente
GV_i	[m³]	Gesamtstauvolumen der Stauhaltung i
HL	[m]	hydraulische Belastung
HHQ	[m³/s]	Höchster je gemessener Hochwasserabfluss
ISH	[-]	Intensität der Stauhaltung im Einzugsgebiet
I_{topo}	[-]	Topographischer Index
$I_{t\text{-}norm}$	[-]	Mittelwert von I_{topo} in der LARSIM-Rasterzelle, normiert durch das Gebietsmittel
J	[-]	Maximal mögliche Anzahl der Konzentrationsmessungen im Jahr
k_f	[m/s]	Durchlässigkeitsbeiwert
l_{AFS}	[kg/(ha*a)]	Spezifische Schwebstofffracht
$logR_{eff}$	[-]	Logarithmierte Modelleffizienz
LWN	[ha]	Landwirtschaftliche Nutzfläche
LWN_A	[ha]	Ackerfläche
LV	[% *MN30q*]	Leitungsverlust im Einzugsgebiet
$MC_{schnell}$	[-]	Mobilitätsfaktor für die schnelle Abflusskomponente
MC_{swh}	[-]	Mobilitätsfaktor für Sickerwasser
$MFa_{\ N,P}$	[-]	Stoffspezifischer Mobilitätsfaktor für Sickerwasser
$MFs_{N,P}$	[-]	Stoffspezifischer Mobilitätsfaktor für die schnelle Abflusskomponente
MHQ	[m³/s]	Mittlerer Hochwasserabfluss
MNQ	[m³/s]	Mittlerer Niedrigwasserabfluss
$MN30q$	[mm]	langjähriger Mittelwert des an 30 zusammenhängenden Tagen des Jahres unterschrittenen spezifischen Abflusses
$MN30Q$	[m³/s]	langjähriger Mittelwert des an 30 zusammenhängenden Tagen des Jahres unterschrittenen Abflusses
MQ	[m³/s]	Mittlerer Abfluss

MQ_{Jahr}	[m³]	Mittlerer Jahresabfluss
MQ_{mess}	[m³/s]	Mittlerer jährlicher Abfluss aufgrund der Abflüsse zum Zeitpunkt der Konzentrationsmessung
MQ_{mon}	[m³/s]	Mittlerer monatlicher Abfluss
Mq_{mon}	[mm]	Monatsmittel des spezifischen Abflusses
Mq	[mm]	Mittlerer spezifischer Abfluss
m ü. NN	[m]	Höhe über Normalnull (topographische Höhe)
n	[-]	Anzahl der Konzentrationsmessungen pro Jahr
NA_i	[kg/(Tier*a)]	spezifischer Stickstoffanfall der Viehart i
N_{atm}	[kg/(ha*a)]	atmosphärische Stickstoffeinträge
NB_i	[kg/(ha*a)]	Stickstoffbedarf der Kulturart i
$N_{b\ em}$	[kg/ha]	mit der Basisabflusskomponente in die Gewässer eingetragene Stickstofffracht
N_{dn}	[kg/ha]	Stickstoffentzug durch Denitrifikation
$N_{ent(A)}$	[kg/(ha*a)]	Stickstoffentzug auf der Ackerfläche
$N_{ent(i)}$	[kg/(ha*a)]	Stickstoffentzug der Landnutzungsklasse i
$N_{ent(IG)}$	[kg/(ha*a)]	Stickstoffentzug auf intensivem Grünland
$N_{ent(Ext)}$	[kg/(ha*a)]	Stickstoffentzug auf extensiven Flächen
$N_{ent(W)}$	[kg/(ha*a)]	Stickstoffentzug auf Waldflächen
nFK	[mm]	nutzbare Feldkapazität
$N_{gehalt\ i}$	[kg/dt]	Stickstoffgehalt der Kulturart i
N_{ges}	[kg/(ha*a);mg/l]	Mineralischer Gesamtstickstoff
NH_4-N	[kg/(ha*a);mg/l]	Amnoniumstickstoff
N_{in}	[kg/ha]	Stickstoffzufuhr (Organische- und mineralische Düngung, atmosphärische Deposition
N_J	[mm]	Jahresniederschlag
$N_{J(G)}$	[mm]	Gebietsmittel des Jahresniederschlags
NK	[-]	Natürlichkeitsklasse
N_{ks}	[kg/(ha*a)]	Stickstoffzufuhr mit Klärschlamm
N_{min}	[kg/(ha*a)]	mineralische Stickstoffzufuhr
NNQ	[m³/s]	Niedrigster je gemessener Niedrigwasserabfluss
$N_{org(Ext)}$	[kg/(ha*a)]	Stickstoffzufuhr mit Wirtschaftsdüngern auf extensiven Bereichen
$N_{org\ i}$	[kg/(ha*a)]	Kulturartspezifische Stickstoffdüngung der Kulturart i
$N_{org(LWN)}$	[kg/(ha*a)]	Stickstoffzufuhr mit Wirtschaftsdüngern auf der LWN

N_{out}	[kg/ha]	Stickstoffverlust durch Abspülung und Auswaschung
N_{pu}	[kg/ha]	Stickstoffentzug durch Pflanzen
NO_3-N	[kg/(ha*a);mg/l]	Nitratstickstoff
NO_2-N	[kg/(ha*a);mg/l]	Nitritstickstoff
$nR_{(gesamt)}$	[-]	Anzahl aller Jahre der Referenzperiode
$nR_{(inTarget)}$	[-]	Anzahl der Jahre der Referenzperiode mit IHA-Ausprägungen innerhalb desTargets (Bereich zwischen 20- und 80-Perzentil der Referenzperiode)
$N_{schnell}$:	[kg/(ha)]	Stickstofffracht in der schnellen Abflusskomponente
N_{stor}	[kg/ha]	mobilisierbare Stickstoffmenge im Boden
N_{swh}	[kg/(ha)]	Stickstofffracht im Sickerwasser
$nU_{(inTarget)}$	[-]	Anzahl der Jahre der Untersuchungsperiode mit IHA-Ausprägungen innerhalb des Targets (Bereich zwischen 20- und 80-Perzentil der Referenzperiode)
$nU_{(gesamt)}$	[-]	Anzahl aller Jahre der Untersuchungsperiode
$Nutzgrad_i$	[%]	Anrechnungsgrad der organischen Düngung bei Kulturart i
N_z	[kg/ha]	mit der verzögerten Abflusskomponente ausgewaschene Stickstofffracht
$N_{z\ em}$	[kg/ha]	mit der verzögerten Abflusskomponente in die Gewässer eingetragene Stickstofffracht
$N_{zuf(A)}$	[kg/(ha*a)]	Stickstoffzufuhr auf der Ackerfläche
$N_{zuf(Ext)}$	[kg/(ha*a)]	Stickstoffzufuhr auf extensiven Flächen
$N_{zuf(i)}$	[kg/(ha*a)]	Stickstoffzufuhr der Landnutzungsklasse i
$N_{zuf(IG)}$	[kg/(ha*a)]	Stickstoffzufuhr auf intensivem Grünland
$N_{zuf(W)}$	[kg/(ha*a)]	Stickstoffzufuhr auf Waldflächen
$P_{Ausw\ N,P}$	[-]	Proportionalitätsfaktor der Stoffauswaschung
P_{BODEN}	[mg/kg]	Mittlerer Phosphorgehalt des Oberbodens
P_{gel}	[kg/(ha*a),mg/l]	Gelöster Phosphor
$P_{gel\ org}$	[kg/(ha*a),mg/l]	Gelöster organischer Phosphor
P_{ges}	[kg/(ha*a),mg/l]	Gesamtphosphor
$P_{schnell\ N,P}$	[-]	Stoffspezifischer Proportionalitätsfaktor der schnellen Abflusskomponente
PO_4-P	[kg/(ha*a);mg/l]	Phosphat-Phosphor
$P_2O_5A_i$	[kg/(Tier*a)]	spezifischer P_2O_5-Anfall der Viehart i
P_2O_{5atm}	[kg/(ha*a)]	atmosphärische P_2O_5-Einträge

$P_2O_5B_i$	[kg/(ha*a)]	P_2O_5-Bedarf der Kultur i
$P_2O_{5ent(A)}$	[kg/(ha*a)]	P_2O_5-Entzug auf der Ackerfläche
$P_2O_{5ent(Ext)}$	[kg/(ha*a)]	P_2O_5-Entzug auf extensiven Flächen
$P_2O_{5ent(i)}$	[kg/(ha*a)]	P_2O_5-Entzug der Landnutzungsklasse i
$P_2O_{5ent(IG)}$	[kg/(ha*a)]	P_2O_5-Entzug auf intensivem Grünland
$P_2O_{5gehalt\ i}$	[kg/dt]	P_2O_5-Gehalt der Kulturart i
P_2O_{5min}	[kg/(ha*a)]	mineralische P_2O_5-Zufuhr
P_2O_{5ks}	[kg/(ha*a)]	P_2O_5-Zufuhr mit Klärschlamm
$P_2O_{5org(Ext)}$	[kg/(ha*a)]	P_2O_5-Zufuhr mit Wirtschaftsdüngern auf extensiven Bereichen
$P_2O_{5org(LWN)}$	[kg/(ha*a)]	P_2O_5-Zufuhr mit Wirtschaftsdüngern auf der LWN
$P_2O_{5org\ i}$	[kg/(ha*a)]	Kulturartspezifische organische P_2O_5-Düngung der Kulturart i
$P_2O_{5zuf(A)}$	[kg/(ha*a)]	P_2O_5-Zufuhr auf der Ackerfläche
$P_2O_{5zuf(Ext)}$	[kg/(ha*a)]	P_2O_5-Zufuhr auf extensiven Flächen
$P_2O_{5zuf(i)}$	[kg/(ha*a)]	P_2O_5-Zufuhr der Landnutzungsklasse i
$P_2O_{5zuf(IG)}$	[kg/(ha*a)]	P_2O_5-Zufuhr auf intensivem Grünland
Q_b	[mm]	langsame Abflusskomponente oder Basisabfluss
Q_{bas}/Q_{ges}	[-]	Quotient Basisabfluss durch Gesamtabfluss
QF	[-]	Monatlicher Abflussregimefaktor
$Q\text{-}Faktor_{norm}$	[-]	Normierter Wert des Abflussfaktors in der Rasterzelle
q_E	[l/(E*d)]	einwohnerspezifische tägliche Abwasserspende
Q_{ges}	[mm]	Gesamtabfluss
$Q_{ges(G)}$	[mm]	Gebietsmittel des Gesamtabflusses
Q_{Gwa}	[mm]	Grundwasserabstrom
Q_{Pegel}	[mm]	Mittlerer spezifischer Abfluss am Pegel
q_R	[l/(ha*s)]	Regenabflussspende
$Q_{schnell}$	[mm]	Schnelle Abflusskomponente
$Q_{schnell(G)}$	[mm]	Gebietsmittel der schnellen Abflusskomponente
Q_{swh}	[mm]	Mittlere Sickerwasserhöhe
Q_t	[m³/s]	Abfluss zum Zeitpunkt t
q_{URBV}	[l/(m²*a)]	spezifischer Abfluss von der versiegelten urbanen Fläche
Q_z	[mm]	verzögerte Abflusskomponente
RE	[%]	Entlastungsrate des Abwassersystems

$R_{F\,N,\,mon}$	[-]	Monatswert des Nährstoffrückhalts für Stickstoff
$R_{F\,N,P}$	[-]	frachtgewichtete Nährstoffretention
$Rk_{Qb\,N,P}$	[-]	Rückhaltekoeffizient für die langsame Abfluss-komponente
$Rk_{Qz\,N,P}$	[-]	Rückhaltekoeffizient für die verzögerte Abfluss-komponente
$RV_{N,P}$	[%]	Stickstoff- bzw. Phosphorelimination des angewandten Reinigungsverfahrens
R_{eff}	[-]	Modelleffizienz
RVA	[-]	RVA-Wert
r^2	[-]	Bestimmtheitsmaß
$Saldo_{Matrix\,N,P}$	[kg/(ha*a)]	in der Bodenmatrix verbleibende Nährstoffmenge
$Saldo_{N,P}$	[kg/(ha*a)]	Stickstoff- bzw. Phosphorüberschuss
$Saldo_{N(i)}$	[kg/(ha*a)]	Stickstoffüberschuss der Landnutzungsklasse i
$Saldo_{P(i)}$	[kg/(ha*a)]	Phosphorüberschuss der Landnutzungsklasse i
SI_i	[-]	Stau-Index der Stauhaltung i
SL	[%]	Mittlere Hangneigung des Einzuggebiets
slp	[°]	Hangneigung der 50 m x 50 m Rasterzelle
SWB	[% *MN30q*]	Siedlungswasserbilanz im Einzugsgebiet
T	[mon]	Mittlere Verweilzeit
ti	[mon]	Zeitschritt
TF	[-]	Monatlicher Temperaturregimefaktor
$V_{E/A}$	[-]	Verhältnis Eintrag / Abtrag für partikulären Phosphor
V_S	[m³]	Speichervolumen des Abwassersystems
WG	[% *MN30q*]	Wassergewinnung im Einzugsgebiet
x	[m]	Fließstrecke
z	[-]	Parameter zur Kalibrierung des Eintrags von partikulären Phosphor
$ZU_{N,P}$	[g/d]	Stickstoff- bzw. Phosphorzulauffracht der Kläranlage
$\%\ Q_{schnell(G)}$	[%]	Anteil der schnellen Abflusskomponente am Gebietsmittel des Gesamtabflusses

Anhang

Tab. A.1-a Ergebnisse der Einzugsgebietsanalyse in den Testeinzugsgebieten – Teil a

Pegel/ Gewässer	Einzugsgebiets-fläche [km²]	Haupt-Fliess-gewässer-landschaften nach LFU *	Mittlere Höhe [*m ü. NN*]	Mittlere Hang-Neigung [°]	MQ [m3/s]	Mq [mm]	Mittlerer Jahres-nieder-schlag 1960-1990 [mm]	Ab-fluss-beiwert	Ver-dun-stung [mm]	Mittlere Tempe-ratur [1] [°C]
Uhldingen/ Seefelder Aach	271,6	qjm	572	5	3,2	378	1013	0,37	613	8,4
Hundersingen/ Donau	2638,6	qam, qjm, jo, ju/jm, m, k, s, G	770	6	26,5	317	1026	0,31	520	6,6
Beuron/ Donau	1309,3	jo, ju/jm, m, k, s, G	811	7	12,7	308	1093	0,28	510	6,4
Kirchen-Hausen/ Donau	757,6	jo, ju/jm, m, k, s, G	816	6	13,3	556	1165	0,48	513	6,4
Hammereisen-bach/Breg	163,6	s, G	966	11	5,0	973	1593	0,61	591	5,9
Oberried/ Brugga	39,9	gn	983	19	1,5	1203	1730	0,70	555	6,7
St. Wilhelm/ St. Wilhelmer Talbach	15,2	gn	1081	21	0,7	1398	1904	0,73	615	6,1
Ebnet/Dreisam	258,2	qiq + h, gn	778	16	5,8	716	1599	0,45	578	7,5
Gutach/Elz	302,8	qiq + h, gn, G	707	16	9,0	935	1746	0,54	660	8,0
Riegel/ Additionl	1098,9	qiq + h, s, m, gn, G	549	12	21,60	622	1408	0,44	617	9,0
Rottweil/ Neckar	454,6	m, k, s, qiq + h, ju/jm	703	4	5,2	359	1021	0,35	498	7,0
Rotenbach/ Eyach	52,6	s	724	12	1,3	776	1520	0,51	591	6,8
Hoefen/Enz	219,0	s	723	11	4,6	662	1528	0,43	614	6,7
Unterreichen-bach/Nagold	705,8	s, m	589	7	8,8	393	1090	0,36	534	7,4
Pforzheim/ Würm	416,9	s , m, k, qiq + h, ju/jm	475	5	3,2	246	868	0,28	522	8,2
Pforzheim/Enz	1478,7	s , m, k, qiq + h, ju/jm	573	7	18,3	392	1107	0,35	544	7,6

* gn = Gneisbäche, G = Granit-Bäche, s = Buntsandstein-Bäche, m = Muschelkalkbäche, k = Keuper-Bäche, ju/jm = Lias-/Dogger-Bäche, jo = Malm-Bäche, qam = Altmoränen-Bäche, Ju = Jungmoränen-Bäche, qiq + h = Jungquartär-Bäche + holozäne Aufschüttungen;

[1] abgeschätzt aus Stationsmitteln und Höhenlagenverteilung; [2] nach ARMBRUSTER (2002).

Tab. A.1-b Ergebnisse der Einzugsgebietsanalyse in den Testeinzugsgebieten – Teil b: Prozentuale Anteile der Landnutzungsklassen (nach LVA)

Pegel/Gewässer	Siedlung dicht	Siedlung locker	dicht versiegelt	Acker	Weinbau	Obst	Brache bewachsen	Brache unbewachsen	Grünland intensiv	Grünland extensiv	Bäume locker	Nadel-wald	Laub-wald	Misch-wald	Feucht-flächen	Wasser-flächen
Uhldingen/ Seefelder Aach	0,8	2,0	0,3	28,2	0,6	2,9	2,9	0,2	22,1	0,5	7,8	17,3	4,5	9,6	0,1	0,2
Hundersingen/ Donau	1,0	3,0	0,4	16,3	1,1	0,1	7,1	0,5	21,3	1,7	1,2	32,0	9,6	4,3	0,3	0,2
Beuron/Donau	0,8	3,5	0,4	12,8	1,1	0,1	8,7	0,4	19,5	1,0	1,4	38,0	8,6	3,2	0,4	0,2
Kirchen-Hausen / Donau	0,8	3,7	0,5	15,3	1,1	0,1	8,1	0,4	19,8	0,2	1,6	42,4	4,2	1,3	0,5	0,2
Hammereisenbach/ Breg	0,5	2,2	0,3	0,5	0,5	0,1	10,2	0,1	8,9	0,7	1,7	67,7	3,5	2,6	0,6	0,0
Oberried/ Brugga	0,2	1,3	0,2	0,8	0,6	0,0	6,0	0,0	12,1	2,4	1,0	45,6	11,7	18,0	0,1	0,0
St. Wilhelm/ St. Wilhelmer Talbach	0,0	1,0	0,1	0,8	1,0	0,0	6,1	0,1	9,2	2,5	0,5	44,2	14,1	20,2	0,2	0,0
Ebnet/Dreisam	0,6	2,2	0,2	4,3	0,7	0,0	7,5	0,1	20,3	0,5	2,4	44,1	10,1	6,9	0,1	0,1
Gutach/Elz	0,2	1,4	0,1	2,3	0,5	0,0	4,6	0,1	15,9	0,1	3,1	60,9	7,4	3,3	0,2	0,0
Riegel/ Addition	1,5	4,9	0,7	8,6	5,3	0,0	4,2	0,2	17,7	0,2	3,2	35,6	14,9	2,9	0,1	0,2
Rottweil/Neckar	1,0	5,8	0,6	19,5	1,5	0,2	7,5	0,5	24,9	0,2	2,9	32,0	1,5	1,9	0,3	0,0
Rotenbach/Eyach	0,4	0,2	0,0	0,1	0,0	0,0	1,5	0,0	0,8	0,5	0,2	87,4	3,0	6,0	0,0	0,0
Hoefen/Enz	1,3	0,9	0,1	0,5	0,2	0,0	1,1	0,0	2,7	0,3	0,6	83,0	3,0	6,2	0,0	0,0
Unterreichenbach/ Nagold	1,5	3,4	0,3	13,3	1,0	0,2	2,4	0,3	16,6	0,3	4,1	47,7	1,7	7,1	0,0	0,1
Pforzheim/Würm	2,6	8,9	1,5	24,9	1,5	0,3	5,5	0,5	10,8	0,5	8,0	15,3	4,4	15,2	0,1	0,0
Pforzheim/Enz	2,3	4,8	0,7	13,6	1,0	0,2	3,0	0,3	11,7	0,4	4,8	44,8	2,8	9,7	0,0	0,1

Tab. A.1-c Ergebnisse der Einzugsgebietsanalyse in den Testeinzugsgebieten – Teil c

Pegel/Gewässer	Landwirtschaftliche Nutzfläche [1] [%]	Extensiv genutzte Bereiche [2] [%]	Siedlungsflächen [3] [%]	Einwohnerdichte [EW/km²]	Abwassermenge [mm]	Anteil der Abwasser-Entsorgung [% EW]	Wasserabgabe an Endverbraucher [mm]	Leitungsverluste [mm]	Wasserförderung [mm]	MN30q [mm]	Biologische Gewässergüte (1998) am Pegel [LAWA-GK] [4]	Säurezustand (LfU 1998) [Säureklasse] [5]	Mittelwert N_{ges} [mg/l]	Mittelwert PO_4 –P [mg/l]
Uhldingen/ Seefelder Aach	50,3	5,7	3,1	162,6	6,6	86,2	6,5	1,4	7,3	166,8	II-III	-	3,43	0,03
Hundersingen/ Donau	37,6	11,5	4,4	152,1	8,7	92,7	8,2	2,4	9,6	160,5	II-III	-	-	-
Beuron/Donau	32,3	12,5	4,7	173,7	10,2	95,4	9,3	2,2	9,2	177,2	II-III	-	-	-
Kirchen-Hausen/Donau	35,1	11,1	5,0	183,6	12,1	94,7	10,6	1,9	10,3	148,1	II	-	-	-
Hammereisenbach/ Breg	9,4	13,6	2,9	85,7	5,3	87,5	3,7	0,5	3,7	223,5	II	1	-	-
Oberried/Brugga	12,9	10,5	1,7	43,5	2,2	74,1	1,9	1,6	9,2	397,0	I-II	2	0,95	0,02
St. Wilhelm/ St. Wilh. Talbach	10,0	10,8	1,1	28,3	1,5	74,5	1,3	1,0	8,9	398,5	I	2	0,75	0,02
Ebnet/Dreisam	24,5	10,2	3,1	152,1	2,9	82,1	7,3	3,0	8,5	111,1	I-II	1	1,53	0,05
Gutach/Elz	18,1	6,9	1,7	70,0	4,7	80,3	2,6	0,8	3,7	196,7	II	1	-	-
Riegel/Addition	26,4	6,6	7,0	394,4	2,9	84,8	19,0	5,7	21.2	166.3	II	1	-	-
Rottweil/Neckar	44,4	10,5	7,3	302,5	7,1	94,8	15,9	3,5	12,1	92,7	II-III	-	5,68	0,17
Rotenbach/Eyach	0,8	4,0	0,6	46,5	3,1	98,7	3,1	0,7	17.3	346.5	I	3	-	-
Hoefen/Enz	3,2	3,4	2,3	78,7	4,8	96,3	4,8	1,8	19.5	273.7	II	2	-	-
Unterreichenbach / Nagold	29,9	5,1	5,2	175,9	9,6	95,0	9,0	1,9	10.3	115.7	II	1	-	-
Pforzheim/Würm	35,7	8,6	13,0	533,7	29,5	96,9	27,6	4,9	10.0	97.0	II-III	1	7,44	0,24
Pforzheim/Enz	25,3	5,7	7,8	338,9	19,1	96,0	18,3	4,1	12.7	134.5	II	1	3,64	0,15

[1] = „Acker“ + „Grünland intensiv“; [2] = „Brache bewachsen„+ Brache unbewachsen“ Grünland extensiv“+ „Bäume locker“ + „Feuchtflächen“; [3] = „Siedlung dicht“ + „Siedlung locker“ + „dicht versiegelt“; [4] Güteklassen nach LAWA: I = unbelastet bis sehr gering belastet, I-II = gering belastet, II = mäßig belastet, II-III = kritisch belastet, III = stark verschmutzt, III-IV = sehr stark verschmutzt, IV = übermäßig verschmutzt; [5] Säureklassen: 1 = Ständig nicht saure Gewässer, 2 = Episodisch schwach sauer Gewässer, 3 = Periodisch saure Gewässer, 4 = Ständig saure Gewässer

Tab. A.2 Geologische Einheiten in Abb. 3.4 und zugehörige k_f-Klassen (nach LGRB 1998)

Legenden-bezeichnung	Geologische Einheit nach LGRB	k_f - Klasse	Durchlässigkeit	k_f [m/s]
h	kiesig-sandig-lehmige Talsedimente	2 – 3	Hoch bis mittel	$> 10^{-3}$ (2) bis 10^{-4}
Moor	Moorbildungen/Torf	5	Gering	10^{-5} bis 10^{-7}
Löss	Lössgebiete	5 – 6	Gering bis sehr gering	10^{-5} bis $< 10^{-7}$ (6)
Schotter (q + t)	Quartäre und tertiäre Schotter	2 – 3	Hoch bis mittel	$> 10^{-3}$ (2) bis 10^{-4}
Moränen	Moränensedimente	5	Gering	10^{-5} bis 10^{-7}
Mg./Kst. (t)	Tertiäre Mergel und Kalksteine	6	Sehr gering	$< 10^{-7}$
A.Kg/Juranf.	Alpine Konglomerate und Juranagelfluh	4	Mäßig	10^{-4} bis 10^{-5}
Molasse	Molasse	5	Gering	10^{-5} bis 10^{-7}
Magmatite (t)	Tertiäre Magmatite	5	Gering	10^{-5} bis 10^{-7}
jo	Weissjura (Malm) und Süsswasserkalke	4	Mäßig	10^{-4} bis 10^{-5}
jm + ju	Lias und Dogger; Kalktuffe	5	Gering	10^{-5} bis 10^{-7}
ko	Sandsteinkeuper und Eisensandstein	5	Gering	10^{-5} bis 10^{-7}
km + ku	Unterer und mittlerer Keuper	4	Mäßig	10^{-4} bis 10^{-5}
mo	Oberer Muschelkalk	4	Mäßig	10^{-4} bis 10^{-5}
mm + mu	Unterer und mittlerer Muschelkalk	5	Gering	10^{-5} bis 10^{-7}
so + rt	Oberer Buntsandstein und Rottöne	5	Gering	10^{-5} bis 10^{-7}
sm + su	Unterer und mittlerer Buntsandstein	4	Mäßig	10^{-4} bis 10^{-5}
gn	Metamorphe Gesteine (Gneis u.a.)	6	Sehr gering	$< 10^{-7}$
G	Metamorphe Gesteine (Gneis u.a.)	5	Gering	10^{-5} bis 10^{-7}

Tab. A.3 Nährstoffausscheidung landwirtschaftlicher Nutztiere je Stallplatz und Jahr (nach Bach et al. (1998) verändert)

Viehart	N-Anfall [kg/(Stallplatz*a)]	P_2O_5-Anfall [kg/(Stallplatz*a)]
Milchkühe	102,00	37,00
Sonstige Rinder	40,00	14,00
Zuchtsauen	24,00	17,00
Sonstige Schweine	10,00	2,00
Legehennen	0,80	0,41
Sonstige Hühner	0,40	0,16
Pferde	40,00	14,00
Schafe	10,00	3,00

Tab. A.4 Stickstoff- bzw. Phosphatgesamtbedarf ausgewählter Kulturarten und Anrechnung des organischen Stickstoffdüngers zur Ermittlung der mineralischen Stickstoff- bzw. Phosphatdüngung (nach Bach et al. (1998) verändert)

Fruchtart	N-Gesamtbedarf [kg N/(ha * a)] als Funktion des Ertrages E [dt/(ha*a)]	Anrechnung des N in org. Düngern auf den N-Gesamtbedarf [%]	P_2O_5-Gesamtbedarf [kg P_2O_5/(ha * a)] als Funktion des Ertrages E [dt/(ha*a)]
Getreide gesamt	2,0 * E	20	1,0 * E + 10
Hülsenfrüchte	160	30	1,0 * E + 10
Kartoffeln	0,2 * E + 70	40	0,2 * E + 15
Zuckerrüben	0,2 * E + 80	40	0,2 * E + 20
restl. Hackfrüchte	0,25 * E	40	0,1 * E + 20
Raps	5,0 * E + 60	40	2,0 * E + 10
Silomais	0,4 * E – 40	40	0,2 * E – 20
restl. Futterpflanz.	2,0 * E	30	0,18 * E
Obst	150	–	15
Rebland	100	–	10

Tab. A.5 Mittlere Stickstoff- und Phosphatgehalte im Erntegut (Bach et al. (1998) verändert)

Fruchtart	Mittlere N-Gehalte im Erntegut [kg N / dt]	Mittlere P_2O_5-Gehalte im Erntegut [kg P_2O_5 / dt]
Getreide gesamt	1,80	0,80
Kartoffeln	0,35	0,14
Zuckerrüben	0,18	0,10
restliche Hackfrüchte	0,14	0,07
Raps	3,30	1,80
Silomais	0,38	0,16
restliche Futterpflanzen	2,45	0,16
Obst[1]	100	38,84
Rebland[1]	30	39,05

[1] Angabe des Ernteentzugs in kg N/ha bzw. kg P_2O_5/ha bei Kulturarten, für die keine Hektarerträge ausgewiesen werden.

Tab. A.6 Stickstoff- und Phosphorreinigungsleistungen verschiedener Kläranlagentypen (nach Behrendt et al. (1999) verändert)

Anlagentyp	Kürzel	N-Elimination	P-Elimination
Abwasserteich (unbelüftet)	A	50 %	45 %
Abwasserteich (belüftet)	Ab	30 %	45 %
Belebungsanlage	B	30 %	50 %
Mechanische Anlage	M	10 %	20 %
Tropf- und Tauchkörperanlage	T/ Tk	25 %	45 %
Pflanzenkläranlage	Pf	45 %	75 %
Nitrifikation	N	45 %	-
Denitrifikation	D	75 %	-
Phosphateliminierung	P	-	90 %
Tuch-/Sandfilterung/Mikrosiebung	Fi/ Ms	-	95 %

Tab. A.7 Ergebnisse der Nährstoffbilanzierung für Stickstoff

	Anteil GWA [1] an Qges	N-Eintrag diffus OG [2]	N-Eintrag diffus GWA	N-Eintrag Punkt-Quellen	N-Eintrag gesamt OG	N-Verlust [3]	N-Rück-halt in OG	N-Immi-ssion
	%	Kg/(ha*a)	Kg/(ha*a)	Kg/(ha*a)	Kg/(ha*a)	Kg/(ha*a)	Kg/(ha*a)	Kg/(ha*a)
Uhldingen/ Seefelder Aach	0,00	14,21	0,00	1,40	15,61	0,00	3,15	12,46
Hammereisenbach/ Breg	0,00	13,74	0,00	3,62	17,36	0,00	1,63	15,74
Kirchen-Hausen/Donau	0,56	13,65	1,40	6,68	20,33	0,00	4,08	16,26
Beuron/Donau	28,13	8,74	1,66	6,33	15,07	4,25	2,63	8,19
Hundersingen/ Donau	16,07	10,68	1,10	4,96	15,65	2,49	4,62	8,54
St. Wilhelm/ St. Wilhelmer Talbach	0,00	11,66	0,00	0,66	12,32	0,00	0,58	11,73
Oberried/Brugga	0,00	11,58	0,00	0,50	12,08	0,00	0,80	11,28
Ebnet/Dreisam	12,82	12,60	1,85	2,97	15,58	0,00	2,91	12,66
Gutach/Elz	0,56	13,58	0,08	2,18	15,76	0,00	2,62	13,14
Riegel/Addition	8,79	13,27	1,28	4,74	18,01	0,00	5,25	12,77
Rottweil/Neckar	19,63	12,76	3,12	3,71	16,46	0,00	2,86	13,61
Rotenbach/Eyach	2,62	13,12	0,35	0,00	13,12	0,00	0,78	12,34
Höfen/Enz	16,67	11,51	2,30	1,37	12,88	0,00	1,12	11,76
Unterreichenbach/ Nagold	17,28	14,42	3,01	5,12	19,54	0,00	2,99	16,55
Pforzheim/Würm	16,65	12,16	2,43	9,04	21,20	0,00	3,93	17,27
Pforzheim/Enz	18,84	12,82	2,98	5,43	18,25	0,00	4,62	13,64

[1] = Grundwasserabstrom, [2] = Oberflächengewässer, [3] = Donauversinkung

Tab. A.8 Ergebnisse der Nährstoffbilanzierung für Phosphor

	P_{gel} Eintrag diffus OG [2]	P_{gel} Eintrag diffus GWA[1]	P_{gel} Eintrag Punkt-Quellen	P_{part} Ero-sion	P_{part} Eintrag OG	P_{ges} Eintrag OG	P_{gel} Ver-lust [3]	P_{gel} Rück-halt in OG	P_{gel} Immi-ssion
	Kg/(ha*a)	Kg/(ha*a)	Kg/(ha*a)	Kg/(ha*a)	Kg/(ha*a)	Kg/(ha*a)	Kg/ (ha*a)	Kg/(ha*a)	Kg/(ha*a)
Uhldingen/ Seefelder Aach	0,15	0,00	0,18	1,22	0,25	0,58	0,00	0,06	0,27
Hammereisenbach/ Breg	0,03	0,00	0,55	0,71	0,08	0,66	0,00	0,04	0,54
Kirchen-Hausen/ Donau	0,12	0,00	0,98	1,26	0,16	1,26	0,00	0,31	0,79
Beuron/Donau	0,08	0,02	0,98	1,02	0,12	1,18	0,30	0,22	0,55
Hundersingen/ Donau	0,10	0,03	0,76	1,00	0,09	0,96	0,14	0,30	0,43
St. Wilhelm/ St. Wilhelmer Talbach	0,03	0,00	0,39	0,41	0,09	0,52	0,00	0,01	0,42
Oberried/Brugga	0,03	0,00	0,25	0,49	0,09	0,37	0,00	0,01	0,27
Ebnet/Dreisam	0,10	0,01	0,59	1,56	0,27	0,96	0,00	0,17	0,51
Gutach/Elz	0,08	0,00	0,36	1,05	0,38	0,81	0,00	0,09	0,35
Riegel/Addition	0,13	0,01	0,94	1,18	0,16	1,22	0,00	0,32	0,75
Rottweil/Neckar	0,15	0,04	0,67	1,34	0,09	0,90	0,00	0,18	0,64
Rotenbach/Eyach	0,00	0,00	0,00	0,10	0,01	0,02	0,00	0,00	0,00
Höfen/Enz	0,01	0,00	0,34	0,18	0,02	0,37	0,00	0,02	0,33
Unterreichenbach Nagold	0,19	0,04	0,72	0,98	0,08	1,00	0,00	0,16	0,76
Pforzheim/Würm	0,20	0,04	1,31	0,65	0,05	1,56	0,00	0,37	1,14
Pforzheim/Enz	0,15	0,04	0,79	0,71	0,06	1,01	0,00	0,23	0,71

[1] = Grundwasserabstrom, [2] = Oberflächengewässer, [3] Donauversinkung

Tab. A.9 Grenzwerte der chemischen Gewässergüteklassifikation der LAWA (nach Rocker (1999) verändert)

Konzentrationen in mg/l (90-Perzentil)					
Güteklasse	**Belastungsgrad**	**Ortho-Phosphat-P**	**Gesamt-P**	**NO_3-Stickstoff**	**Gesamt-N**
I	anthropogen unbelastet	0,02	0,05	1,0	1,0
I-II		0,04	0,08	1,5	1,5
II	mäßig belastet	0,10	0,15	2,5	3,0
II-III		0,20	0,30	5,0	6,0
III	erhöht belastet	0,40	0,60	10,0	12,0
III-IV		0,80	1,20	20,0	24,
IV	hoch belastet	> 0,80	> 1,20	> 20,0	> 24,0

Tab. A.10 Monatliche Aufteilung der jährlichen Bilanzgrößen N_{zuf} und N_{ent} im Stickstofftransportmodell Seefelder Aach

Monat	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12
Acker												
Anteil N_{zuf} (%)	2,4	16,7	30,6	14,4	4,8	2,4	0,0	0,0	2,4	4,8	9,6	12,0
Anteil N_{ent} (%)	0,0	12,0	8,0	12,8	9,2	8,8	6,4	10,8	20,0	12,0	0,0	0,0
Intensivobst, Wein												
Anteil N_{zuf} (%)	0,0	10,0	25,0	25,0	10,0	5,0	0,0	0,0	0,0	0,0	10,0	0,0
Anteil N_{ent} (%)	0,0	12,0	8,0	12,8	9,2	8,8	6,4	10,8	20,0	12,0	0,0	0,0
Grünland, extensive Bereiche, Siedlung unversiegelt												
Anteil N_{zuf} (%)	5,0	10,0	10,0	10,0	10,0	10,0	10,0	10,0	5,0	5,0	10,0	5,0
Anteil N_{ent} (%)	1,0	1,0	2,1	5,2	9,4	16,7	16,7	18,8	14,6	12,5	2,1	0,0
Wald												
Anteil N_{zuf} (%)	4,0	5,8	6,6	8,4	9,8	11,7	12,6	9,2	9,4	5,7	7,9	8,9
Anteil N_{ent} (%)	0,0	0,0	0,0	10,0	20,0	25,0	15,0	10,0	10,0	10,0	0,0	0,0

Tab. A.11 Parameterwerte des Wasserhaushaltsmodells LARSIM und des Stickstofftransportmodells im Einzugsgebiet der Seefelder Aach für die Modellversionen MI bis MVII

Parameter	Einheit	M I	M II	M III	M IV	M V	M VI	M VII
D_{min}	mm/d	13	18	13	13	13	13	13
D_{max}	mm/d	15	15	15	15	15	15	15
B(bsf)	1/d	0,2	0,2	0,2	0,2	20	20	20
ß	1/d	0,006	0,005	0,006	0,006	0,006	0,006	0,006
EQD	-	523	550	523	523	523	523	523
EQI	-	5550	6000	5550	5550	5550	5550	5550
EQB	-	130000	130000	78000	182000	130000	130000	130000
Abstom	m³/s	0	0	0	0	0,3	0	0
$MC_{schnell}$	-	0,001	0,001	0,001	0,001	0,001	0,001	0,001
MC_{swh}	-	0,026	0,026	0,026	0,026	0,026	0,0182	0,0377
Denit	-	1,1	1,1	1,1	1,1	1,1	1,15	1,15
D	-	0,005	0,005	0,005	0,005	0,005	0,005	0,005
DL_b	-	0,88	0,88	0,88	0,88	0,88	0,93	0,99

Dank

Die vorgelegte Arbeit wurde im Rahmen des Projekts „Einzugsgebietsbezogene Bewertung der Abfluss- und Stoffdynamik als Grundlage eines Bewertungsverfahrens *Hydrologische Güte* zum operationellen Einsatz im nachhaltigen Flussgebietsmanagement“ durchgeführt. Das Projekt wurde mit Mitteln des Landes Baden-Württemberg im Programm „Lebensgrundlage Umwelt und ihre Sicherung“ (BWPLUS) unter dem Förderkennzeichen BWC 99011 gefördert.

Dem Deutschen Wetterdienst und der Landesanstalt für Umweltschutz Baden-Württemberg sei an dieser Stelle für die Bereitstellung von Datenmaterial gedankt.

Mein besonderer Dank gilt Alexander Hildebrand und Andreas Steinbrich, die wesentliche Teile des Projekts bearbeitet haben und dadurch den erfolgreichen Abschluss des Projekts und das Gelingen dieser Arbeit erst möglich gemacht haben. Des weiteren danke ich allen, die als MitarbeiterInnen, im Rahmen von Diplomarbeiten oder als wissenschaftliche Hilfskräfte mitgearbeitet haben: Alexander Krämer, Philipp Schneider, Elke Urich, Ralf Kiese, Alexander Knobloch, Stefan Scheuer, Bettina Großkinsky, Alexander Fritz, Wolfgang Klink, Sven Kotlarsky, Inke Meyer, Stefan Roser, Bettina Ott, Anne Thormälen, Peter Kienzler.

Herzlich bedanken möchte ich mich auch bei Heike Götz, Tobias Schmauder, Bernhard Eisele und Stefan Uhlenbrook für die Korrektur des Manuskripts.

In Gedenken an Wildtraud Eisele