
Forschungsbericht FZKA-BWPLUS

**Einzugsgebietsbezogene Bewertung der Abfluss- und
Stoffdynamik als Grundlage eines Bewertungsverfahrens
„Hydrologische Güte“ zum operationellen Einsatz im nachhaltigen
Flussgebietsmanagement**

Abschlussbericht des Projektvorhabens BWC 99011

Prof. Dr. Ch. Leibundgut,
Dipl. Geogr. M. Eisele,
Dipl. Hyd. A. Hildebrand
Dipl. Hyd. A. Steinbrich

Institut für Hydrologie der Universität Freiburg

Förderkennzeichen BWC 99011

Die Arbeiten des Programms Lebensgrundlage Umwelt und ihre Sicherung werden mit
Mitteln des Landes Baden-Württemberg gefördert

Inhalt

INHALTSVERZEICHNIS.....	I
VERZEICHNIS DER TABELLEN IM TEXT.....	III
VERZEICHNIS DER ABBILDUNGEN IM TEXT.....	IV
VERZEICHNIS TABELLEN IM ANHANG.....	VI
VERZEICHNIS DER ABBILDUNGEN IM ANHANG.....	VII
ZUSAMMENFASSUNG.....	IX
SUMMARY.....	X

Inhaltsverzeichnis

1 EINLEITUNG.....	1
1.1 Problemstellung und Zielsetzung	1
1.2 Vorgehensweise	1
2 STAND DER KENNTNISSE	3
2.1 Einzugsgebiet und Abflussdynamik	4
2.2 Stoffhaushalt und Stoffdynamik.....	6
2.3 Vorhandene Bewertungsverfahren	8
2.4 Elemente von Bewertungsverfahren	10
3 METHODIK DES BEWERTUNGSVERFAHRENS	12
3.1 Grundlagen.....	12
3.1.1 Datengrundlage	12
3.1.2 Einzugsgebietsanalyse	14
3.1.3 Experimentelle Untersuchungen zu Stoffhaushalt und Stoffdynamik.....	16
3.2 Bewertungsblock „Beschaffenheit des Einzugsgebiets“.....	16
3.2.1 Natürlichkeit des Einzugsgebiets	17
3.2.2 Beanspruchung des Wasserhaushalts.....	18
3.2.3 Bewertung der Beschaffenheit des Einzugsgebiets	21
3.3 Bewertungsblock „Abflussdynamik“	21
3.3.1 Die IHA/RVA – Methode	21

3.3.2	Beispiele für RVA-Ausprägungen.....	25
3.3.3	Sensitivitätsanalyse am Beispiel Elz-Leopoldskanal.....	29
3.3.4	Berücksichtigung klimatischer Einflüsse.....	32
3.3.5	Entscheidungsschema	35
3.3.6	Bewertung der Abflussdynamik	36
3.4	Bewertungsblock „Stoffhaushalt und Stoffdynamik“	36
3.4.1	Bewertung des Stoffhaushalts.....	37
3.4.2	Bewertung der Stoffdynamik.....	62
3.4.3	Simulation der Stoffdynamik.....	64
3.5	Ausweisung der Hydrologischen Güte.....	68
3.6	Erstellung eines Maßnahmenkataloges	69
4	ERGEBNISSE.....	71
4.1	Beschaffenheit des Einzugsgebiets	71
4.2	Abflussdynamik	73
4.2.1	Einführung	73
4.2.2	Monatliche Abflüsse	74
4.2.3	Niedrigwasserparameter	88
4.2.4	Hochwasserparameter	93
4.2.5	Rate und Frequenz der hydrologischen Änderungen.....	99
4.2.6	Parameter zur Saisonalität	102
4.2.7	Zusammenfassende Beurteilung der anthropogenen Beeinflussung der Abflussdynamik	104
4.3	Stoffhaushalt und Stoffdynamik.....	107
4.3.1	Ergebnisse Stoffhaushalt.....	107
4.3.2	Ergebnisse Stoffdynamik.....	115
4.3.3	Ergebnisse der Simulation der Stoffdynamik	119
4.4	Gesamtbewertung im Einzugsgebiet.....	122
4.5	Maßnahmenkatalog	123
4.5.1	Ursache-Wirkungsbeziehungen	123
4.5.2	Maßnahmenkatalog.....	125
5	ZUSAMMENFASSEND E DISKUSSION UND AUSBLICK.....	134
	LITERATUR	141

Verzeichnis der Tabellen im Text

Tab. 1: Datengrundlage.....	13
Tab. 2: Natürlichkeitsklassen der Landnutzungsklassen	17
Tab. 3: Natürlichkeitsklassen der Einwohnerdichte	18
Tab. 4: Natürlichkeitsklassen der Intensität der Wassernutzung	20
Tab. 5: Natürlichkeitsklassen der Intensität der Stauhaltung.....	21
Tab. 6: Natürlichkeitsklassen der RVA-Werte	36
Tab. 7: Übersicht der Bilanzglieder der Stickstoff- bzw. Phosphorbilanz	38
Tab. 8: Natürlichkeitsklassen des Stoffhaushalts.....	62
Tab. 9: Beteiligungsquoten der Mitglieder des Zweckverbandes Bodenseewasser- versorgung im Einzugsgebiet der Würm	85
Tab. 10: Zeitliche Entwicklung der Wasserabgabe durch die Bodenseewasser- versorgung an die Stadtwerke Sindelfingen	85
Tab. 11: Bewertung der Abflussdynamik für die Monatswerte.....	88
Tab. 12: Bewertung der Abflussdynamik für die Niedrigwasserparameter	92
Tab. 13: Bewertung der Abflussdynamik für die Hochwasserparameter	98
Tab. 14: Bewertung der Abflussdynamik für die Parameter Rate und Frequenz der hydrologischen Änderungen	102
Tab. 15: Bewertung der Abflussdynamik gemäß der ökologisch begründeten Gruppierung der IHA-Parameter	104
Tab. 16: Bewertungsmatrix Stoffhaushalt	113
Tab. 17: Bewertungsmatrix Stoffdynamik.....	117
Tab. 18: Übersicht über Ursache-Wirkungsbeziehungen zwischen Parametern der Hydrologischen Güte und deren Beeinflussung im Einzugsgebiet	123

Verzeichnis der Abbildungen im Text

Abb. 1: Konzept und Hintergrund des Bewertungs-verfahrens „Hydrologische Güte“	2
Abb. 2: Überblick über die Vorgehensweise im Bewertungsverfahren „Hydrologische Güte“....	3
Abb. 3: Hierarchie der ökohydrologischen Prozesse im Ökosystem Fließgewässer	5
Abb. 4: Übersicht zu den Test-Einzugsgebieten	12
Abb. 5: Vorgehensweise bei der Berechnung der RVA-Parameter (R = Referenzperiode / U = Untersuchungsperiode)	22
Abb. 6: Beispiel einer Visualisierung der RVA-Parameter und der IHA-Ganglinie	25
Abb. 7: Beispiele negativer RVA-Ausprägungen	26
Abb. 8: Beispiele positiver RVA-Ausprägungen.....	26
Abb. 9: Auswirkungen von Wechsel zwischen Phasen hoher und niedriger Variabilität	27
Abb. 10: Verteilung der IHA-Parameter für den Summenabfluss Leopoldskanal + Alte Elz (Abfluss der an 30 Tagen unterschritten wird) im Vergleich zum Abfluss der Alten Elz sowie Lage des Targets.	28
Abb. 11: Jahresgang des Abflusses an den Pegeln Riegel/Leopoldskanal und Riegel/Alte Elz sowie der Summe aus beiden Abflüssen für das Jahr 1979	30
Abb. 14: Ausprägung einiger IHA- und RVA-Parameter für die Pegel Riegel/Leopoldskanal und Riegel/Alte Elz.....	31
Abb. 15: Vergleichende Untersuchung von Abfluss- und Niederschlags- parametern	33
Abb. 16: Wasserbilanzen der Jahre 1932-1997 für den Pegel Pforzheim/Würm	34
Abb. 17: Vergleich der gemessenen Pegelabflüsse mit den als Differenz von Niederschlag und Verdunstung berechneten Gesamtabflüssen	46
Abb. 18: Modellkonzept für die Simulation der Stickstoffdynamik auf Monatsbasis...	65
Abb. 19: Gewichtung der Parameter in der drei Blöcken des Bewertungsverfahrens „Hydrologische Güte“	68
Abb. 20: Bewertung der Natürlichkeit des Einzugsgebiets	72
Abb. 21: Bewertung der Beanspruchung des Wasserhaushalts	72
Abb. 22: Darstellung der Bewertung der Beschaffenheit des Einzugsgebiets.....	73
Abb. 23: Ergebnisse der RVA-Analysen für die IHA-Parameter der Monatsmittel- werte und Parde-Koeffizienten des Abflusses sowie für die Monatsmittelwerte des Niederschlags	77
Abb. 24: Ergebnisse der Trend-Analysen für die IHA-Parameter der Monatsmittelwerte und Parde-Koeffizienten des Abflusses sowie für die Monatsmittelwerte des Niederschlags.....	79
Abb. 25: Änderung der Variabilität für die IHA-Parameter der Monatsmittelwerte und Parde-Koeffizienten des Abflusses sowie für die Monatsmittelwerte des Niederschlags	83

Abb. 26: RVA-Ausprägungen, Ergebnisse der Trendanalyse und Änderung der Variabilität der IHA Niedrigwasserparameter	89
Abb. 27: RVA-Ausprägungen, Ergebnisse der Trendanalyse und Änderung der Variabilität der IHA Hochwasserparameter	95
Abb. 28: Trends der maximalen Niederschlagssummen verschiedener gleitender Zeitfenster.....	96
Abb. 29: Sprunghafte Änderung der Zahl der Abflussumkehrungen in den 60er-Jahren.....	101
Abb. 30: RVA-Werte, Trends und Tendenzen der Variabilität für die Parameter zu Änderungen der Abflussganglinie und für die Parameter zur Saisonalität.....	103
Abb. 31: Gesamtbewertung der Natürlichkeit der Abflussdynamik	106
Abb. 32: Vergleich der aus der Nährstoffbilanzierung berechneten Konzentration von mine-ralischem Gesamtstickstoff und gelöstem Phosphor mit Mittel-werten von gemes-sener Konzentrationen.....	107
Abb. 33: Karte der Stickstoffeinträge für den Ist-Zustand.....	109
Abb. 34: Karte der gelösten Phosphoreinträge für den Ist-Zustand.....	109
Abb. 35: Karte der partikulären Phosphoreinträge für den Ist-Zustand	110
Abb. 36: Karte der Stickstoffeinträge für den PNZ	111
Abb. 37: Karte der gelösten Phosphoreinträge für den PNZ	111
Abb. 38: Karte der partikulären Phosphoreinträge für den PNZ	112
Abb. 39: Bewertung des Stoffhaushalts in den untersuchten Testeinzugsgebieten	115
Abb. 40: Bewertung der Stoffdynamik am Bsp. des Pegels Pforzheim/Enz	116
Abb. 41: Bewertung der Stoffdynamik am Bsp. des Pegels Uhldingen/Seefelder Aach.....	116
Abb. 42: Bewertung der Stoffdynamik in den untersuchten Testeinzugsgebieten	119
Abb. 43: Simulierte und gemessene Tagesmittel des Abflusses am Pegel Uhldingen/Seefelder Aach.....	120
Abb. 44: Simulierte und gemessene Stickstoffkonzentration am Pegel Uhldingen/Seefelder Aach.....	121
Abb. 45: Szenarien Stickstoffdynamik am Pegel Uhldingen.....	122

Verzeichnis der Tabellen im Anhang

Tab. A1a-c: Ergebnisse der Einzugsgebietsanalyse in den Testeinzugsgebieten.....	A1
Tab. A2: Die 36 Parameter der Indicators of Hydrologic Alteration (IHA) Methode zur Charakterisierung der Abflussdynamik.	A5
Tab. A3: Nährstoffausscheidung landwirtschaftlicher Nutztiere je Stallplatz und Jahr.....	A6
Tab. A4: Stickstoff- bzw. Phosphatgesamtbedarf ausgewählter Kulturarten und Anrechnung des organischen Stickstoffdüngers zur Ermittlung der mineralischen Stickstoff- bzw. Phosphatdüngung	A6
Tab. A5: Mittlere Stickstoff- und Phosphatgehalte im Erntegut.	A6
Tab. A6: Stickstoff- und Phosphorreinigungsleistungen verschiedener Kläranlagentypen.	A7
Tab. A7: Grenzwerte des chemischen Index der LAWA	A7
Tab. A8: Kalibrierte Parameterwerte des LARSIM-Wasserhaushaltsmodells und des Modells zur Simulation der Stoffdynamik im Einzugsgebiet der SeefelderAach.....	A7
Tab. A9: Bewertungsmatrix Beschaffenheit des Einzugsgebietes	A8
Tab. A10: Bewertungsmatrix Abflussdynamik	A9
Tab. A11: Mittlere Änderungen der Gebietsniederschläge zwischen den Zeiträumen 1931-1966 und 1967-1997 (Herbst/Winter Okt-Feb; Frühling Mär-Jun; Sommer Jul-Sep).....	A10
Tab. A12: Änderung des Abflusses und des Abflussbeiwertes zwischen den Zeiträumen 1931-1966 und 1967-1997.....	A11
Tab. A 13: Ergebnisse der Nährstoffbilanzierung für Stickstoff	A12
Tab. A 14: Ergebnisse der Nährstoffbilanzierung für Phosphor.....	A12
Tab. A 15: Bewertungsmatrix des Einzugsgebiets der Brugga (Pegel Oberried).....	A13
Tab. A 16: Bewertungsmatrix des Einzugsgebiets der Würm (Pegel Pforzheim).....	A14

Verzeichnis der Abbildungen im Anhang

Abb. A1: Berechnete Stickstoffüberschüsse der durchlässigen Landflächen.....	A15
Abb. A2: Berechnete Phosphorüberschüsse der durchlässigen Landflächen	A15
Abb. A3: Interpolierte Werte des langjährigen Jahresniederschlags, berechnet aus den Tageswerten (61-90) des DWD-Niederschlagsrasters	A16
Abb. A4: Berechnete aktuelle Evapotranspiration (Jahresmittel 1961-90) nach Armbruster et al. (2001) in den Test-Einzugsgebieten zur Bewertung des Stoffhaushalts.....	A16
Abb. A5: Aus der Wasserbilanz berechneter korrigierter Gesamtabfluss in den Test- Einzugsgebieten zur Bewertung des Stoffhaushalts	A17
Abb. A6: Berechneter Anteil der schnellen Abflusskomponenten am Gesamt- abfluss in den Test-Einzugsgebieten zur Bewertung des Stoffhaushalts.....	A17
Abb. A7: Aus der Wasserbilanz berechnete Sickerwasserhöhe in den Test- Einzugsgebieten zur Bewertung des Stoffhaushalts	A18
Abb. A8: Berechneter Anteil des Basisabflusses am Gesamtabfluss nach Armbruster et al. (2001) in den Testeinzugsgebieten zur Bewertung des Stoffhaushalts.....	A18
Abb. A9: Aus der Wasserbilanz berechneter Basisabfluss in den Test- Einzugsgebieten zur Bewertung des Stoffhaushalts	A19
Abb. A10: Berechnete Mittlere Feldkapazität bezogen (auf 10 dm) in den Test- Einzugsgebieten zur Bewertung des Stoffhaushalts	A19
Abb. A11: Berechneter Gesamtabfluss für den Potentiell Natürlichen Zustand	A20
Abb. A12: Entwicklung der Größen der Jahreswasserbilanz für den Pegel Uhldingen/Seefelder Aach.....	A20
Abb. A13: Entwicklung der Größen der Jahreswasserbilanz für den Pegel Berg/Donau	A21
Abb. A14: Entwicklung der Größen der Jahreswasserbilanz für den Pegel Hundersingen/Donau	A21
Abb. A15: Entwicklung der Größen der Jahreswasserbilanz für den Pegel Beuron/Donau	A22
Abb. A16: Entwicklung der Größen der Jahreswasserbilanz für den Pegel Kirchen-Hausen/Donau	A22
Abb. A17: Entwicklung der Größen der Jahreswasserbilanz für den Pegel Hammereisenbach/Breg.....	A23
Abb. A18: Entwicklung der Größen der Jahreswasserbilanz für den Pegel Zell/Wiese.....	A23
Abb. A19: Entwicklung der Größen der Jahreswasserbilanz für den Pegel Ebnet/Dreisam	A24
Abb. A20: Entwicklung der Größen der Jahreswasserbilanz für den Pegel Oberried/Brugga	A24

Abb. A21: Entwicklung der Größen der Jahreswasserbilanz für den Pegel Gutach/Elz	A25
Abb. A22: Entwicklung der Größen der Jahreswasserbilanz für den Pegel Schwaibach/Kinzig	A25
Abb. A23: Entwicklung der Größen der Jahreswasserbilanz für den Pegel Horb/Neckar.....	A26
Abb. A24: Entwicklung der Größen der Jahreswasserbilanz für den Pegel Plochingen/Neckar	A26
Abb. A25: Entwicklung der Größen der Jahreswasserbilanz für den Pegel Rotenbach/Eyach	A27
Abb. A26: Entwicklung der Größen der Jahreswasserbilanz für den Pegel Höfen/Enz	A27
Abb. A27: Entwicklung der Größen der Jahreswasserbilanz für den Pegel Unterreichenbach/Nagold	A28
Abb. A28: Entwicklung der Größen der Jahreswasserbilanz für den Pegel Pforzheim/Würm	A28
Abb. A29: Entwicklung der Größen der Jahreswasserbilanz für den Pegel Pforzheim/Enz	A29
Abb. A30: Entwicklung der Größen der Jahreswasserbilanz für den Pegel Dörzbach/Jagst.....	A29
Abb. A31: Parde-Regime des Abflusses sowie Änderung der mittleren Monats- werte des Niederschlages und des Abflusses am Pegel Schwaibach/Kinzig für die Teilzeitreihen vor 1966 und ab 1966.....	A30
Abb. A32: Parde-Regime des Abflusses sowie Änderung der mittleren Monats- werte des Niederschlages und des Abflusses am Pegel Pforzheim/Würm für die Teilzeitreihen vor 1966 und ab 1966.....	A30
Abb. A33: Parde-Regime des Abflusses sowie Änderung der mittleren Monats- werte des Niederschlages und des Abflusses am Pegel Rotenbach/Eyach für die Teilzeitreihen vor 1966 und ab 1966.....	A30
Abb. A34: Bewertung der Stoffdynamik am Beispiel des Pegels Hundersingen/Donau	A31
Abb. A35: Bewertung der Stoffdynamik am Beispiel des Pegels Oberried/Brugga ..	A31
Abb. A36: Bewertung der Stoffdynamik am Beispiel des Pegels Ebnet/Dreisam	A32
Abb. A37: Bewertung der Stoffdynamik am Beispiel des Pegels Rottweil/Neckar ...	A32
Abb. A38: Bewertung der Stoffdynamik am Beispiel des Pegels Pforzheim/Würm.	A33

Zusammenfassung

Im Rahmen des Projekts „Hydrologische Güte“ wurde am Institut für Hydrologie der Universität Freiburg (IHF) ein raumorientiertes Verfahren zur Bewertung des hydrologischen Zustands von Flusseinzugsgebieten erarbeitet. Das Ziel des Projektes war die Entwicklung und Darstellung einer geeigneten Bewertungsmethodik und deren Anwendung in ausgewählten Testeinzugsgebieten. Die Bewertung umfasst die drei Bewertungsblöcke „Beschaffenheit des Einzugsgebiets“, „Abflussdynamik“ sowie „Stoffhaushalt und Stoffdynamik“.

Basierend auf einer GIS-gestützten Einzugsgebietsanalyse wird für die Testeinzugsgebiete eine digitale Datenbasis erstellt und eine Bewertung der „Beschaffenheit des Einzugesgebiets“ aus den Parametern Landnutzungsverteilung, Bevölkerungsdichte, anthropogener Beanspruchung des Wasserhaushaltes und Stauhaltungen durchgeführt.

Die ökologisch begründeten Parameter zur Bewertung der Abflussdynamik werden für eine Referenz- und eine Untersuchungsperiode aus der Abflussganglinie berechnet. Aus dem Vergleich von Lage- und Streuungsmaßen dieser beiden Perioden wird eine Bewertung des Ausmaßes der Änderung vorgenommen. Anhand eigens entwickelter Werkzeuge kann die Interpretation und Quantifizierung der Änderungen erfolgen.

Der Stoffhaushalt wird anhand von raumdifferenzierten Stoffbilanzen (Emission) parametrisiert und anhand von Szenarienberechnungen des Potentiell Natürlichen Zustands bewertet. Zur Bewertung der Stoffdynamik werden Frachtberechnungen (Immission) herangezogen, die auf aktuelle Umweltqualitätsstandards bezogen werden. Durch Simulationen der Stoffdynamik werden Prognosen hinsichtlich der Wirksamkeit von Maßnahmen zur Verbesserung des Wasserqualität ermöglicht. Zu diesem Zweck wurde eine Kopplung eines operationellen Wasserhaushaltsmodells mit den vorliegenden Stoffbilanzen und einer Stofftransportberechnung erstellt und getestet.

Zur Ausweisung der Hydrologischen Güte werden die Einzelparameter 7 Natürlichkeitsklassen zugeordnet und in einer Bewertungsmatrix zusammengestellt. Die Gesamtbewertung erfolgt dann in 3 Bewertungsblöcken aus der Gewichtung der in Parametergruppen zusammengefassten Einzelparameter.

Die Parameter der *Hydrologischen Güte* wurden beispielhaft in 22 Einzugsgebieten Baden-Württembergs untersucht. Anhand der Ergebnisse dieser Anwendungen wird gezeigt, dass es mit der vorgeschlagenen Methodik möglich ist, eine raumbezogene Bewertung der hydrologischen Beschaffenheit von mesoskaligen Einzugsgebieten vorzunehmen. Mit dem Verfahren werden anthropogene Einflüsse auf den Wasser- und Stoffhaushalt der Einzugsgebiete und der damit verknüpften Abfluss- und Stoffdynamik identifiziert, quantifiziert und bewertet. Damit wird im Gewässerschutz, wie in der EU-Wasserrahmenrichtlinie (EU-WRR) gefordert, das Einzugsgebiet ins Zentrum der Be-

trachtungen gerückt. Im Zusammenspiel mit anderen Bewertungsverfahren (wie der Strukturgüte der biologischen Gewässergüte) ist es erstmals möglich, die hydrologische Einheit Einzugsgebiet vollständig zu bewerten. Mit der Erstellung eines Maßnahmenkataloges wird gezeigt, wie aus in der Bewertung ausgewiesenen Defiziten gezielt Maßnahmen abgeleitet werden können, die dann im Rahmen von Bewirtschaftungsplänen zu prüfen sind.

Summary

In a project carried out at the Institute of Hydrology at the University Freiburg a spatially orientated assessment procedure for the *hydrological quality* of rivers and their watersheds was developed. The project was focused on the development of an adequate methodology and its applications in a set of test-catchments. The procedure is divided in the assessment blocks “Catchment properties”, “Runoff dynamics” and “Solute and material budgets and dynamics”.

In a first step a detailed database is compiled for the investigated catchments using GIS-techniques. Based on these data the catchment properties are then evaluated regarding land use, population density, human impacts on the water balance and the existence of dams.

Parameters of runoff dynamics are selected due to their ecological importance. The assessment of the runoff dynamics is derived from the hydrological alteration, which is quantified by comparing medians and measures of variability of the parameters for a reference and an evaluation period. To compute and visualize these hydrologic alterations a new tool was developed.

The chemical emissions within the catchment are quantified by spatially distributed solute and material budgets and evaluated referring to a scenario simulation of the “potentially natural state” of the catchment. Solute and material dynamics are described by calculating loads for the catchment outlet and evaluated using present water quality standards. With simulations of solute and material dynamics using distributed catchment models predictions of the effects of measures on water quality can be made. For this purpose an operational water balance model is combined with the calculated budgets and descriptions of the chemical transport.

The evaluations of all parameters are divided into 7 classes of ecological quality and aggregated in parameter groups. Weighting of the parameter groups for 3 assessment blocks leads to an overall assessment of the hydrologic quality of the watershed.

The applicability of the assessment procedure is tested in 22 catchments in the state of Baden-Württemberg. With the results of the applications it can be proved, that the proposed methodology is capable to establish a spatially orientated assessment of the hydrological quality of meso-scale catchments. As a result of the procedure human impacts on the water and material balances and runoff- and solute dynamics are identified, quantified and assessed.

Facing the needs of future river basin management as requested by the new European Water Framework Directive the assessment of the catchment gets in the focus of water protection. Together with other (morphological and biological) assessment procedures the proposed methodology enables an integrated assessment of the catchment as a hydrological union. Referring to a catalogue of management measures it is demonstrated how the identifications of hydrologic deficits lead to the definition of possible restoration measures, which can be implemented in river basin management plans.

1 Einleitung

1.1 Problemstellung und Zielsetzung

Bei der Bewertung der Qualität von Fließgewässerökosystemen wird bisher der übergeordneten funktionellen Raumeinheit nicht adäquat Rechnung getragen. Aufgrund der aktuellen wissenschaftlichen Diskussion und der Vorgaben der europäischen Wasserrahmenrichtlinie (EU-WRR) zum Flussgebietsmanagement ist eine integrierte Betrachtung von Fließgewässer und Einzugsgebiet sowie der zeitlichen Dynamik der auf die Biozönose wirkenden abiotischen Faktoren gefordert (Leibundgut 1996, Barth 1997, Richter et al. 1997, EU 1999). Um den Mangel an einzugsgebietsbezogenen Bewertungsansätzen zu beheben wurde am Institut für Hydrologie der Universität Freiburg (IHF) ein durch das Förderprogramm BW-PLUS gefördertes Projekt zur Erarbeitung eines hydrologischen Bewertungsverfahrens begonnen.

Das Ziel des Projektes ist die Entwicklung, Anwendung und Darstellung eines raumorientierten Bewertungsverfahrens für den hydrologischen Zustand von Einzugsgebieten. Anhand hydrologischer Güteparameter soll die Ermittlung, Klassifizierung und Bewertung der Hydrologie des Einzugsgebiets, der Abfluss- und Stoffdynamik sowie des Stoffhaushalts vorgenommen werden. Das Bewertungsverfahren weist als neuen Gütebegriff die *Hydrologische Güte* von Einzugsgebieten aus. 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) möglich. Mit der Entwicklung des Bewertungsverfahrens soll auch im Hinblick auf das BW-PLUS Leitprojekt C („Strategien und Verfahren zur Vermeidung und Verminderung zivilisationsbedingter Umweltbelastungen und Veränderungen in Wasser und Boden“) ein Beitrag zur Durchführung des zukünftig geforderten Flussgebietsmanagements geleistet werden. Im vorliegenden Abschlussbericht werden die im Rahmen des Projekts erfolgten Arbeiten und deren Ergebnisse dokumentiert.

1.2 Vorgehensweise

Zu Beginn des Projektvorhabens wurden zunächst verfügbare Methoden der Parametrisierung und Bewertung von Einzugsgebieten innerhalb eines hydrologischen Verfahrens geprüft. Bei der Entwicklung des Verfahrens konnte auf die Erfahrungen, Methoden,

und Daten verschiedener am IHF durchgeführten Projekte aufgebaut werden. In den Atlasprojekten Hydrologischer Atlas von Deutschland (HAD) und Wasser- und Bodenatlas Baden-Württemberg (WaBoA) 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. Des Weiteren konnten wichtige Erkenntnisse und Methoden eines am IHF durchgeführten Teilprojekts des Verbundprojekts „Klimaveränderungen und Auswirkungen auf die Wasserwirtschaft“ (KLIWA) der Länder Baden-Württemberg und Bayern sowie des Deutschen Wetterdienstes (DWD) genutzt werden. Die im Rahmen dieses Teilprojekts („Analyse der Entstehung extremer Hochwässer“) gewonnenen Erkenntnisse sind für die Bewertung der Abflussdynamik von besonderer Bedeutung.

Das Bewertungsverfahren wurde aus methodischen Gründen in die Blöcke „Beschaffenheit des Einzugsgebiets“, „Abflussdynamik“ sowie „Stoffhaushalt- und Stoffdynamik“ eingeteilt. Die Methodik wurde jeweils anhand einzelner bis weniger Testeinzugsgebiete entwickelt und nachfolgend in verschiedenen Einzugsgebieten in Baden-Württemberg erprobt. Grundlage für die Bewertung der Einzugsgebiete ist die Veränderung des hydrologischen Systems gegenüber einem natürlichen Zustand. Dabei werden natürliche Zustände als hochwertig, anthropogen veränderte Zustände als geringwertig angesehen (Abb.1).



Abb. 1: Konzept und Hintergrund des Bewertungsverfahrens „Hydrologische Güte“

Für jeden der drei Bewertungsblöcke wird der Referenz-Zustand 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. Darin werden die Ursache hydrologischer Defizite beschrieben und Managementstrategien zur Wiederherstellung bzw. Sicherung der hydrologischen und dadurch ökologischen Qualität kleiner und mittlerer Flußgebiete aufgezeigt.

Abb.2 gibt einen Überblick über die Vorgehensweise bei der Anwendung des Bewertungsverfahrens. In den folgenden Kapiteln wird zunächst ein Überblick über den Forschungsstand gegeben, um den Hintergrund für die Entwicklung des Bewertungsverfahrens näher zu erläutern. Nachfolgend wird die angewendete Methodik zur Quantifizierung der Parameter und zu deren Bewertung umfassend dargestellt. Im Anschluss werden die in den drei Bewertungsblöcken erzielten Ergebnisse dargestellt und diskutiert.

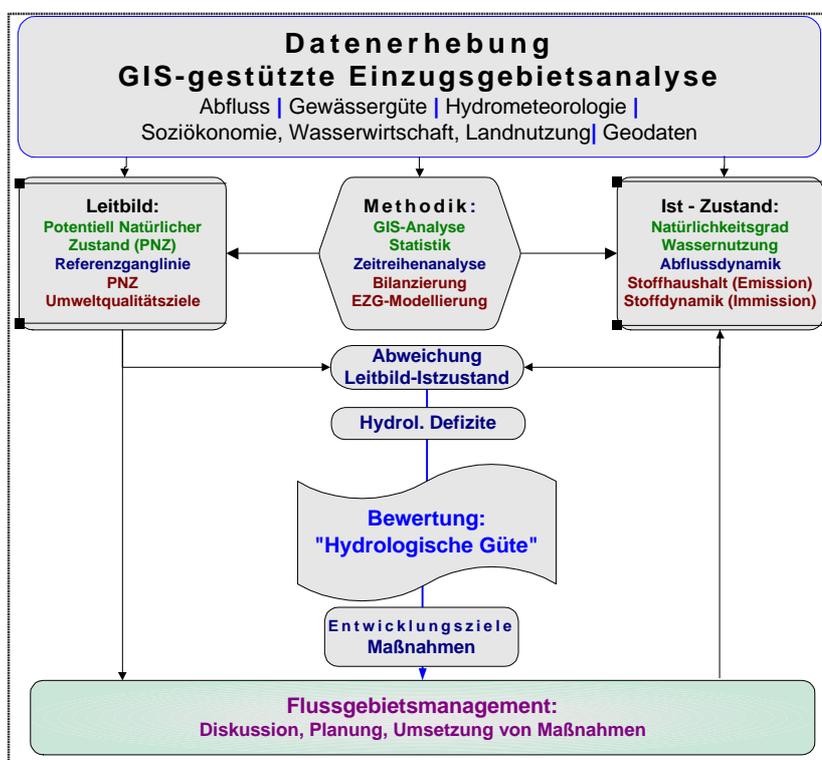


Abb. 2: Überblick über die Vorgehensweise im Bewertungsverfahren „Hydrologische Güte“

2 Stand der Kenntnisse

Ganzheitliche raumbezogene Bewertungsansätze für das Einzugsgebiet und die Oberflächengewässer rücken seit einigen Jahren immer weiter in den Vordergrund (Leibundgut 1996, Barth 1997, Drewes & Weigert 1998, Richter 1999). Hydrologische

Größen des Wasserhaushaltes und des daran gekoppelten Stoffhaushaltes sind im Katalog der Beurteilungskriterien für den Gewässerschutz bisher nur untergeordnet vertreten. Der Wasserhaushalt wirkt als verbindende Grundlage und Ausgangsgröße der ganzheitlichen Betrachtung des Einzugsgebietes über seine Resultierende, die Abflussdynamik, direkt auf den morphologischen, biologischen und wasserchemischen Zustand ein (Leibundgut 1996, Walther 1999). Der Stoffhaushalt des Einzugsgebietes und seine anthropogene Veränderung prägt entscheidend die Belastungen der Gewässer. Eine Verbesserung der Wasserqualität der Fließgewässer und des Grundwassers kann daher nur unter Berücksichtigung des Stoffhaushalts im Einzugsgebiet erreicht werden (Heathcote 1998, Behrendt et al. 1999). In den folgenden Kapiteln wird ein Überblick über den bisherige Forschungsstand im Bereich der Themenkomplexe Einzugsgebiet und Abflussdynamik, Stoffhaushalt und Stoffdynamik sowie Bewertungsverfahren im Gewässerschutz dargestellt.

2.1 Einzugsgebiet und Abflussdynamik

In Fließgewässern ist die Abflussdynamik die primäre Quelle der Variabilität der herrschenden Umweltfaktoren und Lebensbedingungen. Die Höhe des Abflusses und seine zeitliche Variabilität sind kritische Größen für die Wasserverfügbarkeit, die Wasserqualität und die ökologische Integrität von Fließgewässern (z. B. Poff & Ward 1989, Schmedtje 1995). Einige Autoren sprechen in diesem Zusammenhang vom Abfluss als „Master-Variable“ (Power et al. 1995, Resh et al. 1988, zitiert in Poff et al. 1997). Sommerhäuser et al. (1998) stellen die hydrologischen Bedingungen als „Super-Faktor“ für Fließgewässer heraus, da die Fließgewässerbiozönosen in der Regel an die zeitliche Verteilung von Abflussfluktuationen angepasst sind. Aquatische oder amphibische Organismen können bspw. nur dann überleben, wenn sie auf die natürlich auftretende Extremsituationen eingestellt sind. Daher wird der Hydrologie in der genannten Studie die entscheidendste Bedeutung bei der Typisierung von Fließgewässern zugewiesen.

Die zeitliche Verteilung des Abflusses in einem Gewässer wird primär durch die Inputvariable Niederschlag gesteuert. Fließgewässerökosysteme besitzen daher eine zeitliche Dynamik, die der stochastischen Verteilung der Niederschlagsereignisse folgt (Stalnaker et al. 1996). Der Gang des Abflusses in einem Fließgewässer wird darüber hinaus durch die geologischen, geomorphologischen und pedologischen Speichereigenschaften des Gebietes und durch anthropogene Gegebenheiten gesteuert. Durch die im Einzugsgebiet ablaufenden Prozesse der Abflussbildung und Abflusskonzentration, die durch die oben genannten Speichereigenschaften dominiert werden, werden die Varianzen des Niederschlags nur gedämpft auf das Fließgewässer übertragen. Entsprechend

den klimatischen Eingangsgrößen und deren Verteilung (flüssiger, fester Niederschlag, Temperatur, Solarstrahlung) und den Speichereigenschaften des Einzugsgebietes ergibt sich die charakteristische Abflussdynamik der Gewässer im Einzugsgebiet. Ohne diese Speichersysteme wären in den gemäßigten Breiten die meisten Fließgewässer intermittierend, nicht perennierend. Zur Beschreibung der vom Einzugsgebiet geprägten charakteristischen Verhältnisse in einem Fließgewässer ist es deshalb sinnvoll, nicht nur die Verteilung der Eingangsgröße Niederschlag zu betrachten, sondern direkt Parameter der Abflussdynamik zu verwenden.

Auf die Bedeutung der Hierarchie hydrologischer und ökologischer Prozesse für eine einzugsgebietsbezogene Bewertung von Gewässern wurde im deutschsprachigen Raum in Leibundgut 1996 erstmals hingewiesen. Es wurde gezeigt, dass aufgrund der Abhängigkeit hydrologischer und ökologischer Prozesse innerhalb der hierarchischen Gliederung Einzugsgebiet – Gewässer – Habitat Parameter zur Beschreibung der Abflussdynamik eines Gewässers geeignet sind, das Einzugsgebiet und seine hydrologischen Prozesse in Bewertungsfragen stärker zu berücksichtigen. Dies wird möglich, da das Einzugsgebiet die übergeordnete Raumeinheit darstellt, in dem die Entscheidungen für die Ausbildung des Lebensraumes im nachgeordneten Raum der Gewässerstrecke fallen. Die Gewässerstrecke bestimmt dann die Bedingungen im Mikrobereich der Habitate (siehe Abb.3).

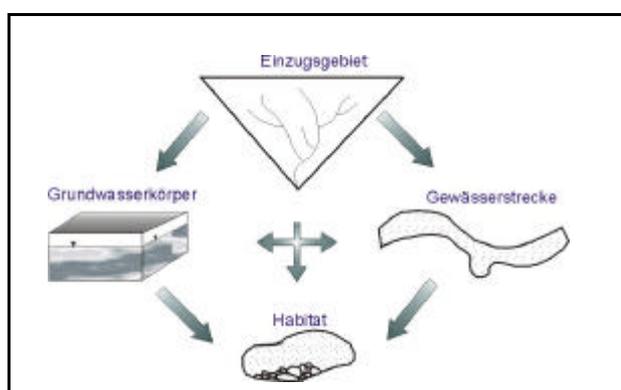


Abb. 3: Hierarchie der ökohydrologischen Prozesse im Ökosystem Fließgewässer (Frissel et al. 1986, verändert, in Leibundgut 1996)

Aus den beschriebenen Sachverhalten entsteht die Notwendigkeit, die Abflussdynamik in Gewässerschutz- und Bewertungsfragen stärker zu berücksichtigen. So kann auch der Bedeutung des Einzugsgebietes, dessen Geofaktoren und hydrologische Gegebenheiten sich in der Abflussdynamik widerspiegeln, für den Lebensraum Gewässer stärker Rechnung getragen werden. Durch eine Parametrisierung der Abflussdynamik kann eingeschätzt werden, ob sich die Lebensbedingungen im Gewässer, die durch bestimmte Aspekte der Abflussdynamik geprägt werden, im Zeitraum vorhandener Abflussaufzeichnungen verändert haben. Durch eine Einbeziehung von Einzugsgebietseigenschaften in die Bewertung können gleichzeitig die Ursachen für Veränderungen in der Abflussdynamik identifiziert werden (Leibundgut & Hildebrand 1999).

Eine Parametrisierung der Abflussdynamik kann anhand von Kenngrößen des Abflussregimes durchgeführt werden. Als Verfahren zur Parametrisierung der Abflussdynamik wurde von Richter et al. (1996) die Methode der Indicators of Hydrologic Alteration (IHA) entwickelt. Die Methodik nutzt ökologisch relevante Abflussparameter wie Monatsmittel, Größe, Dauer und Zeitpunkt von Extrema und Häufigkeiten von Veränderungen. Die Parameter wurden nach Befragen von über 40 Fließgewässerökologen auf der ganzen Welt zusammengestellt (Richter 1999).

2.2 Stoffhaushalt und Stoffdynamik

Seit Beginn der siebziger Jahre werden in den Industriestaaten an den Nährstoffkreisläufen naturnaher und natürlicher Systemen gravierende Veränderungen sichtbar, die unter anderem durch die Intensivierung der industriellen und der landwirtschaftlichen Produktion hervorgerufen werden. Lange schien die Regenerationsfähigkeit der Systeme Boden, Luft und Wasser unbegrenzt oder zumindest mit Hilfe naturwissenschaftlich-technischer Methoden steuerbar. Inzwischen wird jedoch erkannt, dass infolge einer zu einseitigen Belastung die Pufferkapazität einiger Systeme überschritten und langfristig irreversibel geschädigt werden kann (Hagen & Kleeberg 1994). Eine Folge für aquatische Ökosysteme ist, neben der Kontamination mit Pestiziden und Schwermetallen, das Problem der fortschreitenden Eutrophierung, welches überwiegend von den Nährstoffen Stickstoff und Phosphor verursacht wird (Walther 1999, DVWK 1998, Schwoerbel 1993).

Die Zusammenhänge zwischen Wasserbeschaffenheit der Gewässer und dem Wasser- und Stoffhaushalt im Einzugsgebiet wurden in den letzten Jahrzehnten intensiv untersucht. Als Quellen der stofflichen Belastungen werden dabei im allgemeinen punktförmige und diffuse Quellen unterschieden (DVWK 1998). Der Anteil der diffusen Quellen hat in den letzten Jahren aufgrund der zurückgehenden Belastung bei den Punktquellen (infolge erhöhter Reinigungsleistung der Kläranlagen) deutlich zugenommen (Barth 1999). In zahlreichen Untersuchungen wurde inzwischen der Zusammenhang zwischen der diffusen Nährstoffbelastung der Gewässer und der Intensität der Landnutzung bestätigt (DVWK 1985, Heathwaite et al. 1989, Cepuder & Mittermayer 1998, DVWK 1998, Kolbe 2000). Neben dem Einfluss der Landnutzung wird jedoch auch von vielen Autoren der Einfluss der hydrologischen Verhältnisse auf den Stofftransport und die Stoffdynamik beschrieben (Likens et al. 1977, Creed et al. 1996, von Loewenstern 1998, DVWK 1998, Wendland & Kunkel 1999, Jelinek 1999). 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 (Gächter et al. 1996, Pionke 1996, Beudert & Hahn 1997). In den letzten Jahren wurden als Methodik zur Beschreibung des Stoffhaushaltes der Landschaft räumlich-differenzierte Stoffbilanzmodelle eingeführt (Bach 1987, Wendland et al. 1993, Prahsuhn et al. 1996, Ruhe 1997, Fehr- und 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 et al. 1999). Eine Berücksichtigung des Wasserhaushalts und der Transportpfade findet bei dieser Methodik meist in stark vereinfachter Form statt. Die Prozesse der Abflussbildung und des damit gekoppelten Stofftransports werden am seit einigen Jahren im Rahmen Untersuchungen in der Mikroskala bis zur mittleren Mesoskala ($< 100 \text{ km}^2$, Becker 1992) intensiv erforscht (z.B.: Anderson & Burt 1990, McDonnell et al. 1998, Uhlenbrook 1999). Um diese Erkenntnisse im Rahmen von flächenhaften Stoffbilanzen besser zu berücksichtigen, müssen die relevanten hydrologischen Prozesse über geeignete Regionalisierungsverfahren auf die Meso- und Makroskala übertragen werden.

Zur Beschreibung der Stoffdynamik von Einzugsgebieten wurden in den letzten Jahren zahlreiche einzugsgebietsbezogene Wasserqualitätsmodelle entwickelt (z.B. Arnold et al. 1993, Young et al. 1987, 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 zur Simulation der Stoffdynamik 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 1995, Grünwald et al. 1996, Bende-Michl. 1999, BfG 1999, Eisele et al. 2001, Zehe 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 verfügbaren operationellen Wasserhaushaltsmodellen sollen nach diesem Ansatz Modellkonzepte für den Stoffhaushalt und -transport entwickelt werden, die mit den breitenverfügbaren Eingangsdaten und einer geringen Zahl von Parametern auskommen (v. Herpe et al. 1999).

Um eine operationelle Anwendung zu gewährleisten, müssen die für das Bewertungsverfahren „Hydrologische Güte“ zu entwickelnden Methoden zur Quantifizierung des Stoffhaushalt und Stoffdynamik zu entwickelten Methoden auf der Grundlage von all-

gemein verfügbaren Daten erarbeitet werden. Trotz der damit Beschränkung auf konzeptionelle oder empirische Ansätze sollten die Methoden gegenüber den relevanten Einflussgrößen (z.B. Landnutzung, Bewirtschaftung, Klima, Geofaktoren) ausreichend sensitiv sein (v. Herpe et al. 1999).

2.3 Vorhandene Bewertungsverfahren

Die **saprobielle Belastung** durch organische, fäulnisfähige Substanzen stellte in den letzten Jahrzehnten häufig den dominierenden Belastungsfaktor in Fließgewässern dar. Sie wurde daher häufig mit dem Begriff Gewässergüte gleichgesetzt. Die Ausweisung des Saprobienindex ist heute ein wichtiges Instrument der Gewässerüberwachung und des Gewässerschutzes. Durch den Bau von Kläranlagen ging die alles überdeckende saprobiellen Belastung in den letzten Jahren zurück, so dass heute andere Defizite zutage treten, die den Bedarf an weitergehenden Bewertungsverfahren begründen (Friedrich 1992).

Physikalisch-chemische Untersuchungen der Gewässer beschreiben die Wasserqualität, um die Einhaltung von Umweltqualitätszielen zu überprüfen. Die Auswahl der wasserchemischen Parameter richtet sich in erster Linie nach der Nutzungsart. Als einheitliches Verfahren zur Bewertung der physikalisch-chemischen Wasserqualität hat sich in Deutschland der chemische Index der Länderarbeitsgemeinschaft Wasser (LAWA-Index, DVWK 1998) durchgesetzt. Ein Mangel aus räumlicher Sicht ist, dass die Erfassung und Bewertung von chemischen Parametern nur bezogen auf das Gewässer, den Wasserkörper und z. T. auf Schwebstoff und Sediment erfolgt und daher die Erfassung der Belastungsursachen nicht erfolgt. Neuere Entwicklungen in den prinzipiellen Ansätzen zur wasserchemischen Bewertung von Fließgewässern, z. B. die Einbeziehung des Einzugsgebietes in Bewertungsfragen, sind in der einschlägigen Literatur nicht erkennbar (LfU 1997). Hinsichtlich der Möglichkeiten einer Bewertung des Stoffhaushalts von Einzugsgebieten innerhalb eines hydrologischen Verfahrens besteht deshalb noch Forschungsbedarf.

Da die **Gewässermorphologie** in unbelasteten Gewässern den wichtigsten prägenden Faktor für die Zusammensetzung der Lebensgemeinschaften darstellt (Hynes 1975 zitiert in Petts 1994), ist die Gewässerstrukturgüte bei Bewertungsfragen in den letzten Jahren stark in den Vordergrund gerückt. Die Defizite in der Gewässerstrukturgüte sind nicht zuletzt infolge der häufig geringer gewordenen organischen Belastung stark hervorgetreten (s. o.). Die 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 verfol-

gen das Ziel der Erkennung und Bewertung von Strukturdefiziten in Fließgewässern, beschränken sich aber in räumlicher Sicht nur auf das Gewässer und seine lineare Erstreckung (LfU 2001).

Vorhandene und erprobte **ökologische Bewertungsverfahren** werden in LfU (1997), Friedrich & Lacombe (1992) und Niehoff (1996) vorgestellt. Es zeigt sich, dass auch die sog. integrierenden Verfahren kaum hydrologische Größen berücksichtigen. In Folge dessen wird derzeit im Auftrag der Länderarbeitsgemeinschaft Wasser (LAWA) unter Federführung des Arbeitskreises „Gesamtstrategie integrierte ökologische Gewässerbewertung“ ein Verfahren zur integrierten ökologischen Bewertung erarbeitet (Pinter 1998). Die Bewertung wird als Beeinträchtigung des Ökosystems aus dem biologischen Besiedelungsbild (Lebensgemeinschaften) ermittelt und als leitbildbezogene gesamtheitliche Zustandsbewertung der *Gewässerkompartimente* Gewässerbett, Ufer und Aue vorgenommen. Die hydrologischen Prozesse des Einzugsgebiets bleiben auch bei diesem Vorhaben unberücksichtigt.

Hydrologische Parameter der Abflussdynamik zeigen EAWAG & BUWAL (1995). Die hydrologischen Eigenschaften eines Fließgewässers werden zur Beschreibung mit Abflussregimety, Jahreshöchst und Jahresniedrigstabflüsse (NQ_{Jahr} und HQ_{Jahr}), einer tabellarischen Auflistung der Wasserentnahmen, von MHQ und von verschiedenen Werten der Dauerlinie angegeben. Damit werden die hydrologischen Eigenschaften eines Fließgewässers charakterisiert, die Angaben werden allerdings nicht bewertet oder in einen größeren zeitlichen Zusammenhang gesetzt.

Eine Bewertung des Abflusscharakters und der Hochwasserdynamik sowie morphologischer und Gewässergüte-Kriterien nimmt Niehoff (1996) für die Oker (Wesereinzugsgebiet) vor. Bspw. werden in diesem Bewertungsverfahren durch den Vergleich der maximalen Abflussleistung von Ausbauquerschnitten mit der Hochwasserjährlichkeit Rückschlüsse auf die Hochwasser*dynamik* im Auebereich des betrachteten Gewässers gezogen. Zusätzlich werden Abflussregime und Abflussdynamik in ihrer Beeinflussung durch wasserbauliche Eingriffe untersucht, ohne diese jedoch anhand statistisch belegter oder auf andere Gewässer leicht übertragbarer Parameter zu verankern. In räumlicher Hinsicht beschränkt sich das Bewertungsverfahren maximal bis zur Ausdehnung der Aue, durch Einzugsgebietseigenschaften entstandene hydrologische und ökologische Begebenheiten oder Defizite bleiben hier ebenfalls unberücksichtigt.

Eine direkte einzugsgebietsbezogene Bewertung der hydrologischer Gebietseigenschaften im Rahmen eines ökologischen Bewertungsverfahrens wird bspw. von Mauch (1992) vorgeschlagen. Die Natürlichkeit des Einzugsgebietes wird dabei in Abhängigkeit von der Beschaffenheit der Landnutzung sowie der Intensität der Wassernutzungen durchgeführt. Zur Lösung von Konflikten zwischen Wasser- und Landnutzungen des Togauer Raumes (Sachsen-Anhalt) wird von Klauer et al. (2001) ein integriertes Bewertungsverfahren vorgeschlagen. Die Bewertungskriterien werden dabei problemspezifisch ausgewählt und mittels Szenarienberechnung unter Einbezie-

hung ökonomischer und sozialer Kriterien bewertet. Obwohl das Verfahren regional-spezifisch entwickelt wurde und hydrologische Kriterien nur untergeordnet vertreten sind, kann als die Methodik als wegweisendes Beispiel für die Anwendung von Bewertungsverfahren im Rahmen des Flussgebietsmanagements angesehen werden.

Eine umfassende Bewertung des Einzugsgebietszustandes zeigt die Environmental Protection Agency für Einzugsgebiete in den USA (EPA 1999). Im Rahmen der Erstellung des sog. *Index of Watershed Indicators* (IWI) werden Kriterien des Einzugsgebiets hinsichtlich Abflussgeschehen, Stoffdynamik und anthropogener Beeinflussung aufgeführt und bewertet. Ein *Overall Watershed Score* ordnet die erhaltenen und zusammenfassenden Indices einer 6-stufigen Bewertungsskala zu.

Aus der hier dargestellten Übersicht wird deutlich, dass zur Bewertung des Stoffhaushalts- und der Abfluss- und Stoffdynamik von Einzugsgebieten in Europa bisher noch geeignete Ansätze weitgehend fehlen. Das zu entwickelnde Bewertungsverfahren soll die vorhandenen Bewertungsverfahren ergänzen und damit eine integrierte Betrachtung des Einzugsgebiets ermöglichen.

2.4 Elemente 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.

Die Bewertung von Landschaften und Landschaftselementen erfordert prinzipiell ein Bezugssystem, das als Bewertungsgrundlage dienen kann. Hierbei ist in einem ersten Schritt die Abweichung von einem theoretisch hergeleiteten Zustand zu klassifizieren, in einem zweiten Schritt ist diese Klassifizierung zu bewerten. Der gedachte oder mit Daten belegte oberste Punkt der Bewertungsgrundlage ist die Referenzgröße oder allgemeiner das Leitbild. Häufig wird die Natürlichkeit als Referenzgröße herangezogen, wobei die heutigen Verhältnisse mit anthropogen nicht beeinflussten Zuständen verglichen und der Grad der Abweichung als Wertmaßstab definiert wird. Natürliche Verhältnisse werden als hochwertig und anthropogen stark veränderte Zustände als geringwertig eingeschätzt (Niehoff 1996). Da anthropogen unbeeinflusste Zustände in vielen Fällen in der Realität nicht mehr mit Daten belegt sind, müssen diese über theoretisch 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 Einzugsgebiets unter der potenziell natürlichen Vegetation und bei Abwesenheit anthropogener Wassernutzungen (Borchard 1998). Der Potenziell Natürliche Zustand 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 den PNZ der Wasserbeschaffenheit werden einerseits einheitlich festgelegte Umweltqualitätsziele wie bspw. die Immissionswerte des chemischen Index der LAWA (DVWK 1998) oder andererseits der regional differenzierte geogene Hintergrund des zu bewertenden Stoffes festgelegt (LfU 1998).

Im Bewertungsverfahren „Hydrologische Güte“ soll der PNZ als Referenzzustand zur Anwendung kommen. Für die Bewertung der „Beschaffenheit des Einzugsgebiets“ und des Stoffhaushalts lässt sich dieser aus theoretischen Überlegungen bzw. über Szenarienberechnungen mit vertretbarer Sicherheit herleiten. Die Quantifizierung eines PNZ der Abflussdynamik über Szenariensimulationen ist jedoch zur Zeit noch mit großen Unsicherheiten verbunden (Gordon et al. 1992, Uhlenbrook et al. 1999). Aus diesem Grund werden zur Bewertung der Abflussdynamik gemessene Zeitreihen eines Referenzzeitraumes herangezogen, der als möglichst anthropogen unbeeinflusst gilt.

Um die anhand der Abweichung des vorgefundenen Zustands (Ist-Zustand) vom Referenz-Zustand quantifizierten Defizite zu bewerten, werden in der Regel Güteklassen verwendet, die ähnlich einem schulischen „Zensurensystem“ funktionieren. Solche Systeme sind standardisiert, der Größe nach geordnet und es sind Zahlenwerte zugeordnet. Im Bereich der Gewässerökologie werden häufig Bewertungssysteme mit 7 Klassen verwendet (bspw. im Sabrobien-system (Liebmann 1951, LAWA 1976), chemischer Index der LAWA (DVWK 1998, Mauch 1992)

Zur Gewährleistung der Umsetzung des Bewertungsverfahrens „Hydrologische Güte“ in der Praxis wird deshalb ein **siebenstufiges System** von Natürlichkeitsklassen gewählt, welche die Naturnähe des bewerteten Aspekts beschreibt. Die sieben Klassen basieren auf der von Knöpp (1955) vorgeschlagenen Dreiteilung „wenig“ (Wertung 2), „mittel“ (4), „viel“ (besser „stark“, 6), sind also symmetrisch zur Mitte. Hinzu kommen die Extrema (Wertung 1, Wertung 7) und die Übergänge „wenig/mittel“ (Wertung 3), mittel/stark (Wertung 5). Die Klasse 1 beschreibt demnach den Zustand einer nicht vorhandene Beeinflussung; die Klasse 7 entsprechend den Zustand einer extremen Beeinflussung.

3 Methodik des Bewertungsverfahrens

3.1 Grundlagen

3.1.1 Datengrundlage

Die Parameter der *Hydrologischen Güte* wurden beispielhaft in Einzugsgebieten Baden-Württembergs untersucht. Eine flächendeckende Anwendung für Baden-Württemberg soll in einer zukünftigen Weiterführung des Projektes erfolgen. Bei der Auswahl berücksichtigt wurden Test-Einzugsgebiete unterschiedlicher Skalen, unterschiedlicher naturräumlicher Ausprägung (Haupt-Fließgewässerlandschaften nach LfU 1998), unterschiedlicher Intensität der Landnutzung und unterschiedlicher wasserwirtschaftlicher Beanspruchung. (Übersicht zu den Test-Einzugsgebieten siehe Abb.4). In Tab.1 sind die in den drei Bewertungsblöcken verwendeten Daten zusammengestellt.

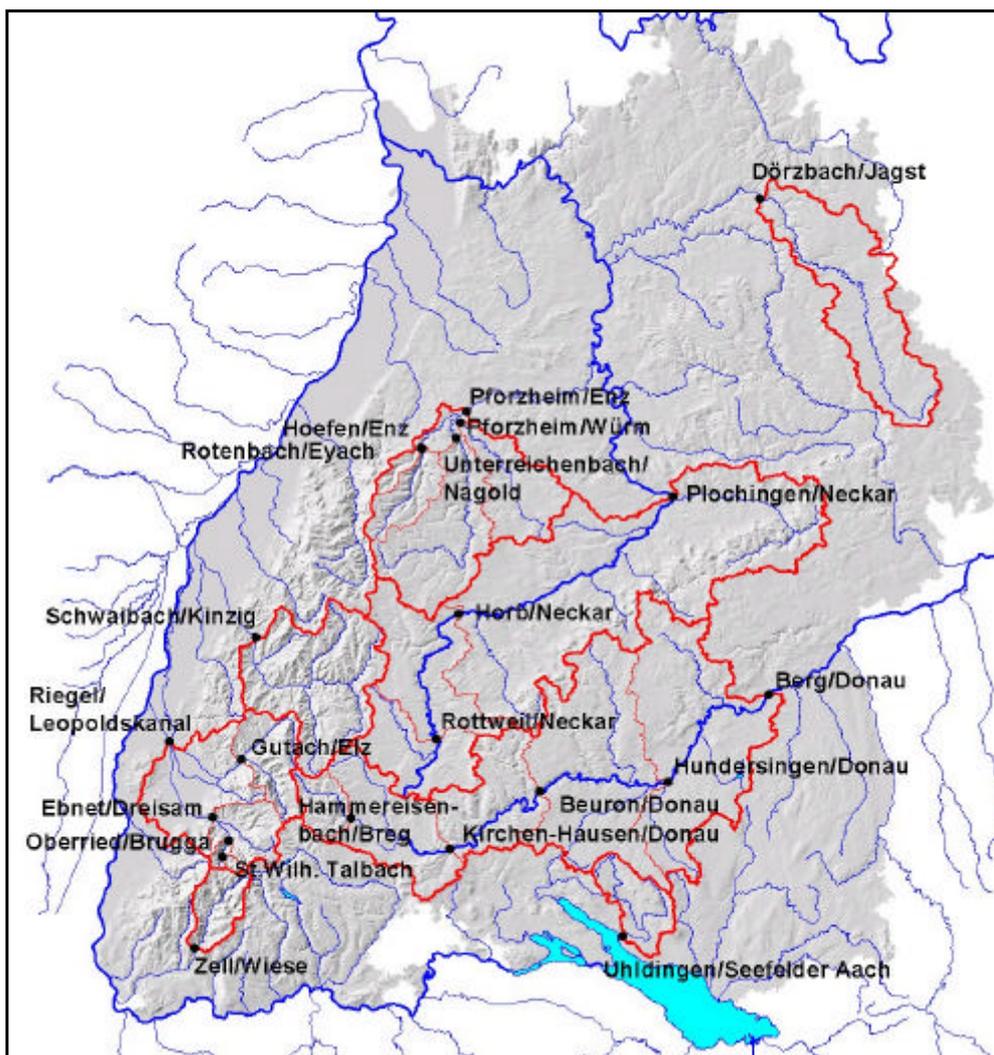


Abb. 4: Übersicht zu den Test-Einzugsgebieten

Tab. 1: Datengrundlage

Art der Daten	Beschreibung	Datenhalter	Verwendung
Topographie	Topographische Karten 1 : 50.000	Landesvermes- sungsamt Baden- Württemberg (LVA)	Einzugsgebietesanalyse
Topographie	Digitales Gelände-modell 50 x 50 m ²	Landesvermes- sungsamt Baden- Württemberg (LVA)	Einzugsgebietsanalyse Nährstoffbilanzierung
Landnutzung	30 x 30 m ² Landsat-TM- Szene von 1993	Landesvermes- sungsamt Baden- Württemberg (LVA)	Einzugsgebietsanalyse, Bewertung der Beschaffenheit des Einzugsgebiets Nährstoffbilanzierung
Lagepunkte der Abflusspegel	Punkt-Shape-File mit Sachattributen 1 : 50.000	Landesanstalt für Umweltschutz (LfU)	Darstellung
Bodenüber- sichtskartierung (BÜK 200)	Polygon-Shape-File mit Sachattributen 1 : 200.000	Landesamt für Geologie Rohstoffe und Bergbau LGRB)	Einzugsgebietesanalyse, Nährstoffbilanzierung Nährstoffbilanzierung
Geologie	Polygon-Shape-File mit Sachattributen 1 : 200.000	Landesamt für Geologie Rohstoffe und Bergbau LGRB)	Einzugsgebietesanalyse, Nährstoffbilanzierung
Gewässernetz	Linien-Shape-File mit Sachattributen 1 : 50.000	Landesamt für Geologie Rohstoffe und Bergbau LGRB)	Darstellung Nährstoffbilanzierung
Pegeleinzugs- gebiete	Polygon-Shape-File mit Sachattributen 1 : 50.000	Landesanstalt für Umweltschutz (LfU)	Flächenberechnung, Berechnung der Einzugsgebietsniederschläge, Darstellung
Abflussdaten	Tageswerte	Landesanstalt für Umweltschutz (LfU)	Untersuchung der Abflussdynamik
Niederschlag Klimadaten	Anhand des BONIE- Verfahrens regionalisierte Gitterpunktwerte des 24- Stunden-Niederschlages für die Jahre 1931 – 1997, Rasterweite ca. 7 km Hydrometeorologische Zeitreihen von Stationen in der Bodenseeregion	Deutscher Wetterdienst (DWD)	Berechnung von Tageswerten des Einzugsgebietsnieder- schlages; Untersuchung möglicher klimatischer Einflüsse auf die Abflussdynamik Räumlich differenzierte Wasserbilanz als Grundlage der Nährstoffbilanzierung Simulation der Stoffdynamik
Jahresmittel der aktuellen Evapo- transpiration	Ergebnisse eines SVAT- Modells für Baden- Württemberg (500 x 500 m Raster)	Institut für Hydrologie (nach Armbruster et al. 2001)	Räumlich differenzierte Wasserbilanz als Grundlage der Nährstoffbilanzierung
Karte der Abflussfaktoren	Ergebnisse der abgewandelten CN- Wertberechnung in Baden-Württemberg (50 x 50 m Raster)	Institut für Hydrologie (nach Uhlenbrook et al. 2000)	Räumlich differenzierte Wasserbilanz als Grundlage der Nährstoffbilanzierung
Karte Basisabfluss- quotient	Ergebnisse eines Regressionsmodells für Baden-Württemberg (kleine EZG)	Institut für Hydrologie (nach Armbruster, et al. 2001)	Räumlich differenzierte Wasserbilanz als Grundlage der Nährstoffbilanzierung
Lage der Gütemessstellen in Oberflächen- gewässern und Grundwasser	Punkt-Shape-Files mit Sachattributen 1 : 50.000	Landesanstalt für Umweltschutz (LfU)	Darstellung Nährstoffbilanzierung

Tab.1: Fortsetzung

Art der Daten	Beschreibung	Datenhalter	Verwendung
Güte-Messdaten in Oberflächen-gewässern	Pegelmessstellen 7 bis 14-tägige Beprobungsabstand	Jahresdatenkatalog 1998 (LfU 2000)	Nährstoffbilanzierung (Validierung) Stoffdynamik
Güte-Messdaten am Pegel Uhdingen und weiteren Messpunkten	7 bis 14-Tägige Beprobung und Stichtagsbeprobungen	Institut für Seenforschung Langenargen	Nährstoffbilanzierung (Validierung) Stoffdynamik Simulation der Stickstoff- dynamik der Seefelder Aach (Kalibrierung, Validierung)
Güte-Messdaten der Pegel des Dreisam-EZG	7-tägige Beprobungen und Intensiv- messkampagnen	Institut für Hydrologie Freiburg	Nährstoffbilanzierung (Validierung) Stoffdynamik
Güte-Messdaten Grundwasser		Landesanstalt für Umweltschutz (LfU)	Nährstoffbilanzierung
Hektarerträge	auf Kreisebene	Statistisches Landesamt Baden- Württemberg	Nährstoffbilanzierung
Gemeindegrenzen	Linien-Shape-File mit Sachattributen 1 : 50.000	Landesvermessungs- amt Baden- Württemberg (LVA)	Bewertung der Beschaffenheit des Einzugsgebiets Nährstoffbilanzierung
Viehzahlen	auf Gemeindeebene	Statistisches Landesamt Baden- Württemberg	Nährstoffbilanzierung
Feldfrucht- verteilung	auf Kreisebene	Statistisches Landesamt Baden- Württemberg	Nährstoffbilanzierung
Wasser- versorgung Abwasser Bevölkerung	auf Gemeindeebene	Statistisches Landesamt Baden- Württemberg	Bewertung der Beschaffenheit des Einzugsgebiets Nährstoffbilanzierung
Lagepunkte der Stauhaltungen	Punkt-Shape-File mit Sachattributen	Landesanstalt für Umweltschutz (LfU)	Bewertung der Beschaffenheit des Einzugsgebiets
Kläranlagen-und Kanalnachbar- schaften Baden- Württemberg	Sachattribute der Kläranlagenstandorte	ATV-DVWK (ATV-DVWK 2000)	Nährstoffbilanzierung

3.1.2 Einzugsgebietsanalyse

Um eine Quantifizierung der zur Bewertung herangezogenen Parameter zu ermöglichen, wird für die ausgewählten Testeinzugsgebiete zunächst 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, gewässermorphologische 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, des Abflussbeiwerts, des Basisabflussanteils, Verteilung der Klassen der Feldkapazität und der nutzbaren Feldkapazität im Einzugsgebiet
- c) Beschreibung der wasserwirtschaftlichen Beanspruchung: Verteilung der Landnutzungsklassen, Bevölkerungsdichte, Wasserabgabe, 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, atmosphärische Deposition
- 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 1998).

Die Kennwerte der Gruppen a) und b) werden auch raumdifferenziert vorgehalten und dienen als Grundlage für die Ableitung des hydrologischen Leitbildes und die Quantifizierung des Wasser- und Stoffhaushaltes. Die Parameter der Kategorie c) beschreiben die anthropogene Beanspruchung des Einzugsgebietes und dienen zur Identifikation der Ursachen hydrologischer Veränderungen.

Die für die Gemarkungsflächen der Gemeinden gültigen statistischen Daten der Bevölkerungsdichte, der Wassernutzung, der Wasserabgabe, 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 der 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. Nachfolgend kann aufgrund des jeweiligen Anteils der Gemeinde an der Einzugsgebietsfläche, den normierten Werten und der Siedlungsfläche im Einzugsgebiet die auf das Einzugsgebiet bezogenen mittleren Werte der Kenngrößen berechnet werden. Die statistischen Werte zur Wasserförderung werden unter der 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 durchlässigen Landflächen. Sie werden für die Einzugsgebiete quantifiziert, in welchen der Bewertungsblock „Stoffhaushalt und Stoffdynamik“ angewendet wird. Die Kennwerte der Gruppe e) werden zur Validierung der Nährstoffbilanzierung herangezogen. In Tab.A1 sind für alle untersuchten Testeinzugsgebiete die Ergebnisse der Einzugsgebietsanalyse dargestellt.

3.1.3 Experimentelle Untersuchungen zu Stoffhaushalt und Stoffdynamik

Zusätzlich zu den im Jahresdatenkatalog 1998 für verschiedene Einzugsgebiete verfügbaren Gewässergütedaten (LfU 2000) wurde für Versuchsgebieten 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 welchem neben der Aufzeichnung von Abflussdaten seit mehreren Jahren ausgewählte Inhaltsstoffe untersucht werden. Zusätzlich wurden im Rahmen des BW-PLUS-Projekts weitere Inhaltsstoffe (Anionen, Kationen, Schwebstoffe) analysiert um zur Beschreibung des Stoffhaushaltes der Versuchsgebiete eine ausreichende Datengrundlage zu erhalten. Darüber hinaus wurden experimentelle Untersuchungen zum Zusammenhang von Landnutzung, Stoffaustrag und Abflussbildung durchgeführt, um den theoretischen Hintergrund der Parametrisierung des Stoffhaushalts zu erweitern.

3.2 Bewertungsblock „Beschaffenheit des Einzugsgebiets“

Im Bewertungsverfahren „Hydrologische Güte“ sollen Veränderungen der Abfluss- und Stoffdynamik sowie des Stoffhaushalts erfasst, bewertet und auf ihre Ursachen im Einzugsgebiet zurückgeführt werden. Im Rahmen der Einzugsgebietsanalyse werden verschiedene Größen erfasst, die sich zur Beschreibung dieser Ursachen eignen. Um eine integrative Bewertung des Einzugsgebiets vorzunehmen zu können, müssen auch die Ursachen der anthropogenen Veränderung bewertet werden. Im Bewertungsblock „Beschaffenheit des Einzugsgebiets“ wird daher das Ausmaß der anthropogenen Einflüsse bewertet. Als Referenz-Zustand wird der PNZ (s. Kap. 2.4) herangezogen.

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

3.2.1 Natürlichkeit des Einzugsgebiets

Aus den Parametern Landnutzungsverteilung, Bevölkerungsdichte wird in Anlehnung an Mauch (1992) eine Bewertung des Natürlichkeitsgrades vorgenommen.

Landnutzungsverteilung

Die Ausprägung des Parameters Landnutzungsverteilung wird aufgrund der prozentualen Anteile der Landnutzungsklassen im Einzugsgebiet vorgenommen. Den Landnutzungsklassen wird dabei die in Tab. 2 dargestellten Güterwerte zugeordnet. Der Natürlichkeitsgrad der Landnutzung im Einzugsgebiet wird dann anhand der prozentualen Anteile der Landnutzungsklassen und der ihnen zugeordneten Natürlichkeitsklassen berechnet.

Tab. 2: Natürlichkeitsklassen der Landnutzungsklassen (unter Verwendung von Mauch 1992)

Landnutzungsklassen	Hydro-ökologische Eigenschaften	NK
Wald	ausgleichende Wirkung auf den Wasserhaushalt, geringer Nährstoffaustrag	1
Feuchtfleichen	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	4
Siedlung (dicht und locker, großflächige Versiegelung)	Abflussbeschleunigung, erhöhte Schadstoff- und Zehrstofffracht:	7

Bevölkerungsdichte

Die Beeinflussung der im Einzugsgebiet lebenden Menschen auf die Hydrologie beinhaltet neben den wasserwirtschaftlichen Aspekten, die an anderer Stelle bewertet werden, z. B. auch die „private Bewässerung“ von Kleinflächen, das Einbringen von Dünger auf privaten Flächen und vor allem die stofflichen Belastungen, die durch Reifenabrieb von Autos u. ä. und die allgemeinen Verhaltensweisen der „Wegwerfgesellschaft“ entstehen. Diesen sich je nach Bevölkerungsdichte erheblich summierenden hydrologischen Beeinträchtigungen wird durch den Parameter „Einwohnerdichte“ Rechnung getragen. Der Parameter Bevölkerungsdichte wird aus der in Kap. 3.1. beschriebenen Umrechnung gewonnenen Anzahl der Einwohner im Einzugsgebiet und der Einzugsgebietsfläche gewonnen. Die Zuordnung zu den Natürlichkeitsklassen wird nach Tab. 3 vorgenommen.

Tab. 3: Natürlichkeitsklassen der Einwohnerdichte

Einwohnerdichte [EW/km ²]	0-50	50-100	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 (im Schwarzwald gelegene kleinere Einzugsgebiete). Bei einem Wert größer 50 EW/km² kann eine wenn auch geringe Beeinflussung der Gewässer angenommen werden. 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 > 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 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 wird nach der folgenden Methodik quantifiziert:

Intensität der Wassernutzung:

In der Bundesrepublik Deutschland bewegt sich der Wasserverbrauch zwischen 80 und 150 l pro Einwohner (EW) und Tag (d). Das im kommunalen Bereich verwendete Wasser wird zu über 70 % wieder in die Gewässer eingeleitet. Bezogen auf 1000 km² errechnet sich bei einer Einwohnerdichte von 100 E/km² und einem Wasserbedarf von 100 l/EW*d ein Nutzungsverlust von etwa 0,035 m³/s. Er liegt damit im Bereich der Messgenauigkeit des Durchflusses (Finke & Bjarsch 1996). In Einzugsgebieten mit hoher Bevölkerungsdichte und geringen Abflussspenden kann jedoch besonders bei Niedrigwasser ein sehr viel höherer Bewirtschaftungsanteil erreicht werden. Die Beanspruchung des Wasserhaushaltes 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 Niedrigwasserkenngroße des NM30Q herangezogen, da der Einfluss von Siedlungswasser sowohl quantitativ als auch qualitativ vorwiegend während Niedrigwasserzeiten messbar ist. Durch die Verwendung des NM30Q 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 NN30Q_{Jahr} (Mittelwert des IHA-Parameters über den mit Daten belegten Zeitraum) berechnet. Aus diesen Werten wird dann die Hilfsgröße der Siedlungswasserbilanz (SWB) nach der Gleichung [1] berechnet:

$$SWB = AW + LV - WG \quad [1]$$

SWB	Siedlungswasserbilanz [% MN30Q _{Jahr}]
AW	Abwasser [% MN30Q _{Jahr}]
LV	Leitungsverlust [% MN30Q _{Jahr}]
WG	Wassergewinnung [% MN30Q _{Jahr}]

Positive Werte der Siedlungswasserbilanz 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 [2] berechnet.

$$\begin{aligned} BW &= WG && (SWB > 0) \\ BW &= AW + LV && (SWB \leq 0) \end{aligned} \quad [2]$$

BW	Beeinflusste Menge im Wasserkreislauf [% MN30Q]
----	---

Eine Zufuhr von bewirtschafteten Wassermengen über die Einzugsgebietsgrenzen 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] berechnet:

$$\begin{aligned} IWN &= (2 * SWB) + BW && (SWB > 0) \\ IWN &= SWB + BW && (SWB \leq 0) \end{aligned} \quad [3]$$

Die Natürlichkeit der Intensität der Wassernutzung wird entsprechend Tab.4 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. 4: 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

Intensität der Stauhaltungen:

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 Art der Stauhaltung wird jeder Stauhaltung ein Bewirtschaftungsfaktor (BF) zugewiesen:

Trockenbecken: BF=1;
 Speicherbecken (überwiegend gestaut): BF = 2,
 Speicherbecken im Dauerstaubetrieb: BF = 3.

Für jede Stauhaltung wird nach Gleichung [4] ein Stauindex (SI) berechnet und nachfolgend für das Einzugsgebiet zur Intensität der Stauhaltung (ISH) aufsummiert:

$$SI_i = (GV_i / MQ_{\text{Jahr}}) * BF_i \quad [4]$$

$$ISH = \sum_i^n SI \quad [5]$$

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

BF_i Bewirtschaftungsfaktor der Stauhaltung i []
 ISH Intensität der Stauhaltung im Einzugsgebiet []

Eine Bewertung der Intensität der Stauhaltung wird nach der in Tab. 5 angegebenen Einteilung vorgenommen.

Tab. 5: 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). 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 insbesondere in kleineren alpinen Einzugsgebieten mit großen Talsperren erreicht werden.

3.2.3 Bewertung der Beschaffenheit des Einzugsgebiets

Die Gesamtbewertung im Block Beschaffenheit des Einzugsgebiets wird aufgrund der Natürlichkeitsklassen der beiden Gruppen „Natürlichkeit des Einzugsgebiets“ und „Beanspruchung des Wasserhaushalts“ durchgeführt. Innerhalb der Gruppen ist jeweils der Parameter mit der „schlechteren Bewertung“ ausschlaggebend. Die beiden Gruppen werden anschließend gleichwertig gewichtet.

3.3 Bewertungsblock „Abflussdynamik“

3.3.1 Die IHA/RVA – Methode

Eine zentrale Größe der *Hydrologischen Güte* ist die Abflussdynamik der im Einzugsgebiet vorhandenen Fließgewässer. Die Abflussdynamik ist das Abflussverhalten über eine bestimmte Zeitspanne. Aufgrund ihrer ökologischen Bedeutung für den Lebensraum Fließgewässer werden für den Bewertungsteil Abflussdynamik die Parameter der

Indicators of Hydrologic Alteration (IHA) Methode (Richter 1999) verwendet. Zusätzlich zu den von Richter vorgeschlagenen Parametern wurden vier weitere Parameter aufgenommen. Es handelt sich dabei um zwei Parameter zur Saisonalität (Gruppe 3 in Tab. A2) und zwei Parameter zur Ausprägung des Jahresganges der MQ-Monat (Gruppe 1). Die weitreichende ökologische Bedeutung der Abflussdynamik-Parameter, die für das Bewertungsverfahren „Hydrologische Güte „ausgewählt wurden, kann Tab. A2 entnommen werden.

Die in Tab. A2 dargestellten IHA-Parameter werden für jedes Jahr aus der Abflussganglinie berechnet. Als Maß für eine hydrologische Veränderung wird auf diese Jahreswerte die Methode des Range of Variability Approach (RVA, Richter 1999) angewendet. Dabei werden Lage- und Streuungsmaße der IHA-Parameter einer Untersuchungsperiode und der Referenzperiode miteinander verglichen (Vergl. Abb. 5). Aus der Referenzzeitreihe wird ein Wertebereich (Target) ermittelt, der ein Maß für die mittlere Variabilität im Referenzzeitraum vorgibt. Die IHA-Zeitreihe wird dann daraufhin untersucht, welcher Anteil der IHA-Jahreswerte der Referenzperiode und der Untersuchungsperiode jeweils innerhalb des durch das Target ausgespannten Wertebereiches fällt. Fallen anteilmäßig während der Untersuchungsperiode mehr Werte in den Targetbereich wird von einer Abnahme der Variabilität ausgegangen. Eine Abnahme des Anteils der Werte innerhalb des Targets weist auf eine Zunahme der Variabilität hin. Als Maß dieser Veränderung wird der RVA-Wert gemäß Gleichung [6] berechnet.

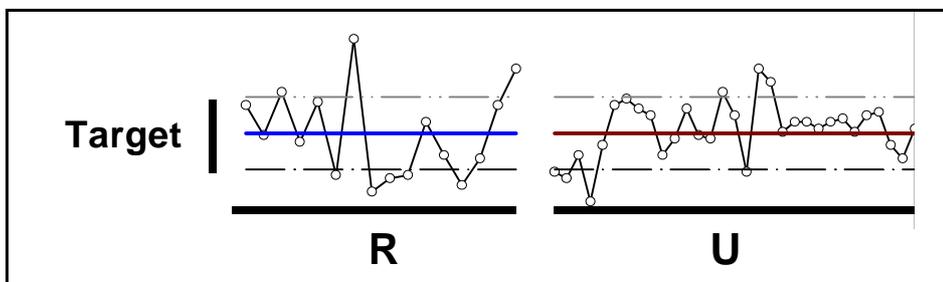


Abb. 5: Vorgehensweise bei der Berechnung der RVA-Parameter (R = Referenzperiode / U = Untersuchungsperiode)

$$RVA = \frac{(nR_{(inT\ arg\ et)} / nR_{(gesamt)}) - (nU_{(inT\ arg\ et)} / nU_{(gesamt)})}{nR_{(inT\ arg\ et)} / nR_{(gesamt)}} \quad [6]$$

$nR_{(inT\ arg\ et)}$ Anzahl der Jahre der Referenzperiode mit IHA-Ausprägungen innerhalb des Targets

$nR_{(gesamt)}$ Anzahl aller Jahre der Referenzperiode

$nU_{(inT\ arg\ et)}$ Anzahl der Jahre der Untersuchungsperiode mit IHA-Ausprägungen innerhalb des Targets

$nU_{(gesamt)}$ Anzahl aller Jahre der Untersuchungsperiode

Die Untersuchung der Verteilungen der IHA-Parameter zeigte, dass diese zum Teil durch eine beträchtliche Schiefe charakterisiert sind. Damit wird die Anwendung des Mittelwertes als Lagemaß und der Standardabweichung (Ein-Sigmabereich) als Maß der Variabilität problematisch. Der obere und der untere Ein-Sigmabereich müssten gesondert untersucht und bewertet werden. Aus diesem Grunde wurden als Lagemaß der Median und als Maß der Variabilität die 20%- und 80%- Quantile verwendet, die die untere und obere Targetgrenze definieren. Dies hat zudem den Vorteil, dass einzelne extreme Werte der IHA-Parameter einen geringeren Einfluss auf die Targetbreite und damit auf die RVA-Parameter haben. Die Lage- und Streuungsmaße werden auf diese Weise stabiler.

Die Einteilung in Referenz- und Untersuchungsperiode mittels eines sogenannten „Trennjahres“ kann nur dann vorab festgelegt werden, wenn der Zeitpunkt einer plötzlichen hydrologischen Änderung bekannt ist. Dies ist aber nur in wenigen Einzugsgebieten der Fall oder die Veränderungen traten über längere Zeiträume hinweg auf. Daher wurde im Rahmen des Projektes ein Werkzeug entwickelt, das dem Bearbeiter ermöglicht, Informationen aus der IHA-Ganglinie zu gewinnen, die eine Einschätzung erlauben, ob und wann eine plötzliche Veränderung der Abflussdynamik stattgefunden hat oder ob eine allmähliche, länger anhaltende Veränderung gegeben ist. Neben der Bestimmung des Zeitpunktes- oder Zeitraumes der Veränderung kann mit diesem Werkzeug anhand der gleichzeitigen Visualisierung der Zeitreihe der IHA-Parameter die Plausibilität der Annahme einer Änderung im Einzugsgebiet überprüft werden.

Der Zeitpunkt, der die Ganglinie trennt, soll für den Fall einer vorab nicht bekannten plötzlichen hydrologischen Änderung so gewählt werden, dass der Unterschied in der Abflussdynamik der beiden Teilreihen maximal ist. Um diesen Zeitpunkt zu finden, werden die RVA-Parameter für alle möglichen Trennjahre der Zeitreihe berechnet und deren Verteilung visualisiert. Dabei wird jedoch einschränkend gefordert, dass die Teilzeitreihen nicht kürzer als 20 Jahre sein dürfen. Dies geschieht aus zwei Gründen:

- Es hat sich bei ersten Untersuchungen mit kürzeren Teilzeitreihen fester Länge (gleitende Zeitfenster) gezeigt, dass die Lage- und Streuungsmaße bei kurzen Zeitfenstern starken Schwankungen unterliegen. Um nachhaltige Änderungen aufzeigen zu können, die nicht die natürliche Fluktuation widerspiegeln, sollte die Teilzeitreihe jedoch lang genug sein, dass die Lage und Streuungsmaße ein gewisse Stabilität aufweisen.
- Ein weiterer Aspekt ist die Erfassung von zyklischen Komponenten in den Zeitreihen. Die Länge der Teilzeitreihen sollte so gewählt werden, dass ein ganzer Zyklus erfasst werden kann, um zu vermeiden, dass der Anstieg oder Abfall einer zyklischen Komponente als Änderung des Lagemaßes interpretiert wird. In der Literatur (Rogers 1984, Emmrich 1991, Schönwiese 1994) konnten Hinweise auf Zyklen der Nordatlantischen Zirkulationsverhältnisse von Längen zwischen 5 und 20 Jahren gefunden werden. Die Auswirkungen

dieser klimatischen Wechsel auf das Abflussverhalten dürften somit durch die Wahl der Mindestlänge der Teilzeitreihen berücksichtigt sein.

Jahre, in denen Datenlücken auftreten, die mehr als 30 Tage betragen, wurden nicht in die Untersuchung aufgenommen, da die vom Programm zur Berechnung der IHA-Parameter interpolierten Werte als äußerst fragwürdig angesehen werden müssen. Dies gilt ganz besonders für die Monatsmittelwerte des Abflusses, aber auch für andere Parameter wie Hoch- und Niedrigwasserparameter, wenn z. B. ausgeprägte Niedrig- oder Hochwassermonate von Fehlwerten betroffen sind. Es kann davon ausgegangen werden, dass das Fehlen einzelner Jahre in einer Zeitreihe das Bild der zwischenjährlichen Variabilität im Sinne der RVA-Methode nicht verfälscht, während dies bei der Verwendung von interpolierten Daten über 30 und mehr Tage eher wahrscheinlich ist. Das Ausschneiden einzelner Jahre verändert lediglich den Umfang der Stichproben (Referenz- und/oder Testzeitreihe). Eine nachhaltige Veränderung der Abflussdynamik zwischen den beiden Teilzeitreihen wird sich jedoch trotzdem in den Ausprägungen der statistischen Lage- und Streuungsmaße und damit in der Ausprägung der RVA-Parameter niederschlagen. Insbesondere, da die Forderung, dass eine Teilzeitreihe mindestens 20 Jahre enthalten soll, eine gewisse Stabilität der Lage und Streuungsmasse garantiert.

Die Ausprägung der RVA-Parameter für die einzelnen Trennjahre wird für jeden der 36 IHA-Parameter graphisch dargestellt. In Abb. 6 ist die Ausgabe des hierfür entwickelten Programms beispielhaft für einen IHA-Parameter dargestellt. Der linke Teil der Graphik zeigt die Ausprägung der RVA-Parameter für die möglichen Trennjahre (1961-1981). Die RVA-Parameter streuen im Bereich $[-1, +1]$ (vergl. Gleichung [6]). Der Wert Null für ein Jahr zeigt an, dass sich die Abflussdynamik vor dem Jahr und nach dem Jahr nicht im Sinne der RVA-Methode unterscheidet. Positive Werte weisen auf eine Abnahme der Variabilität des entsprechenden IHA-Parameters für den Zeitraum nach dem Trennjahr hin. Negative Werte können durch die Zunahme der Variabilität des IHA-Parameters oder durch eine Verschiebung des Medians oder durch beides bedingt sein. Jahre mit Werten im Intervall $[-0,33, +0,33]$ (keine oder nur schwache Änderung) werden durch graue Punkte dargestellt. Jahre mit positiven oder negativen Werten mit einem Betrag zwischen 0,34 und 0,67 (leichte Änderung) werden durch hellrote bzw. hellblaue Punkte gekennzeichnet. Wenn die Teilzeitreihen sich stark voneinander unterscheiden ($\text{RVA-Betrag} > 0,67$) werden die Jahre durch dunkelrote bzw. dunkelblaue Punkte gekennzeichnet. Der rechte Teil der Graphik zeigt die Zeitreihe des auf das Intervall $[0,1]$ normierten IHA-Parameters (graue Linie), die gleitenden 30-Jahresmediane des IHA-Parameters (rote Punkte) sowie die entsprechenden 20%- und 80%-Quantile (orange gefärbte Linien).

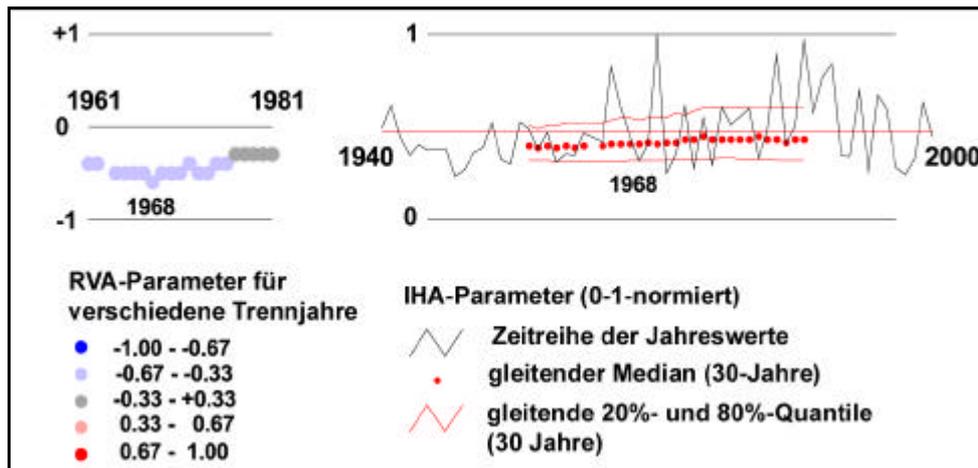


Abb. 6: Beispiel einer Visualisierung der RVA-Parameter und der IHA-Ganglinie

Die gleichzeitige Visualisierung der RVA Werte der Jahre für alle IHA-Parameter zusammen mit der Darstellung der Zeitreihen der IHA-Parameter sowie deren gleitende Mediane und Quantilsgrenzen erlaubt eine bessere Einschätzung der Plausibilität und Aussagekraft der IHA-Parameter. Im Folgenden soll dies anhand einiger visualisierter Zusammenhänge zwischen Ganglinie der IHA-Parameter und der Ausprägung der RVA-Parameter beispielhaft aufgezeigt werden.

3.3.2 Beispiele für RVA-Ausprägungen

Bestimmte Verläufe der Ganglinien der IHA-Parameter bedingen spezifische Verläufe der RVA-Parameter. Negative RVA-Werte können sowohl durch die Zunahme der Variabilität als auch durch eine Verschiebung des Median bedingt sein. Der Gang der RVA-Parameter der zuvor besprochenen Abbildung zeigt den Fall einer negativen RVA-Ausprägung, die vorwiegend in der Zunahme der Variabilität begründet ist, am Beispiel des mittleren Abflusses im April am Pegel Uhdlingen/Seefelder Aach. Die leichte Verschiebung des Median nach oben spielt hier für die RVA-Ausprägung eine untergeordnete Rolle und ist statistisch nicht signifikant (Mann-Kendall-Test bei 5 % Irrtumswahrscheinlichkeit). In Abb. 7a wird der negative RVA-Wert allein durch die Verschiebung des Median verursacht, während in Abb. 7b die Variabilität bei gleichzeitiger Verschiebung des Median zunimmt. Das in Abb. 7c dargestellte Beispiel zeigt den Fall einer Zunahme von Variabilität und Median über einen längeren Zeitraum. Hier ist die Annahme einer plötzlichen Änderung der Abflussdynamik nicht gerechtfertigt.

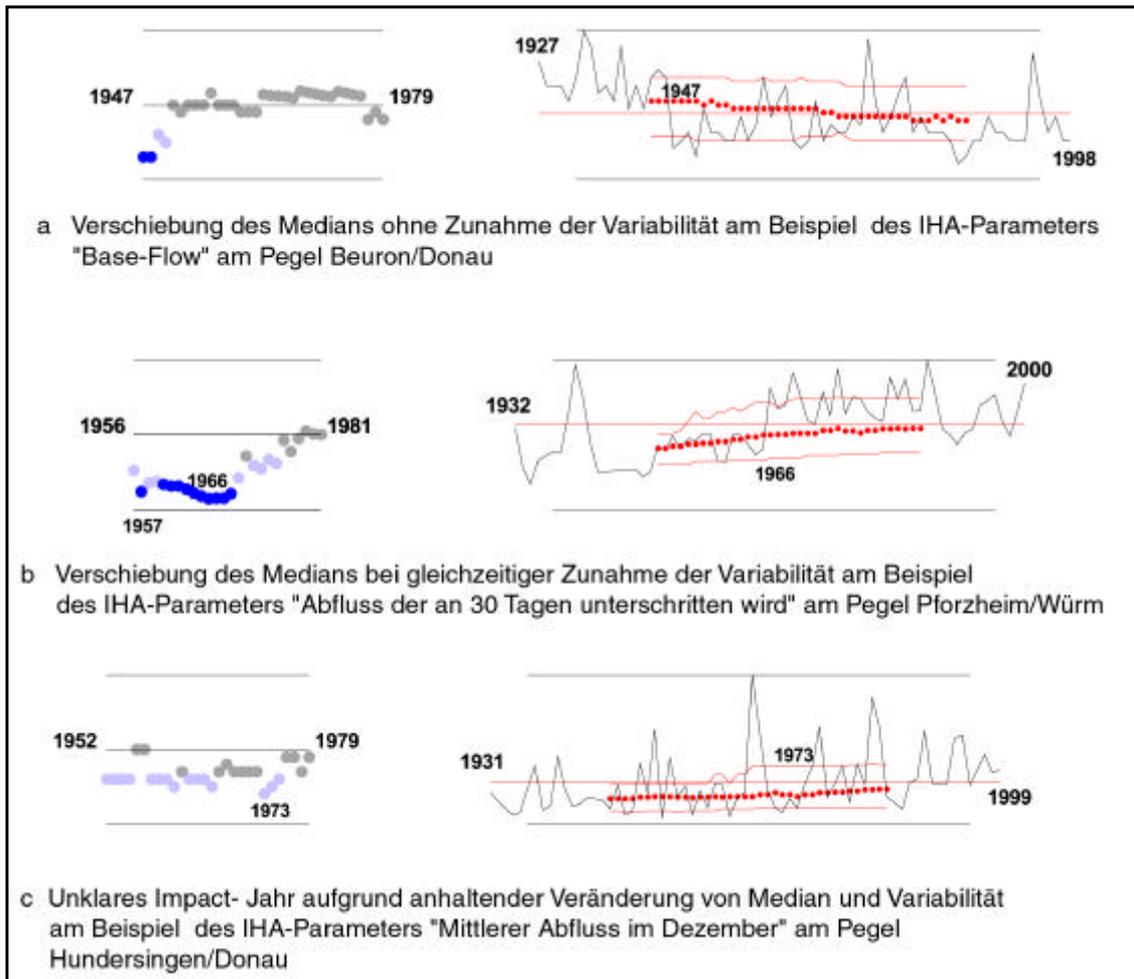


Abb. 7: Beispiele negativer RVA-Ausprägungen

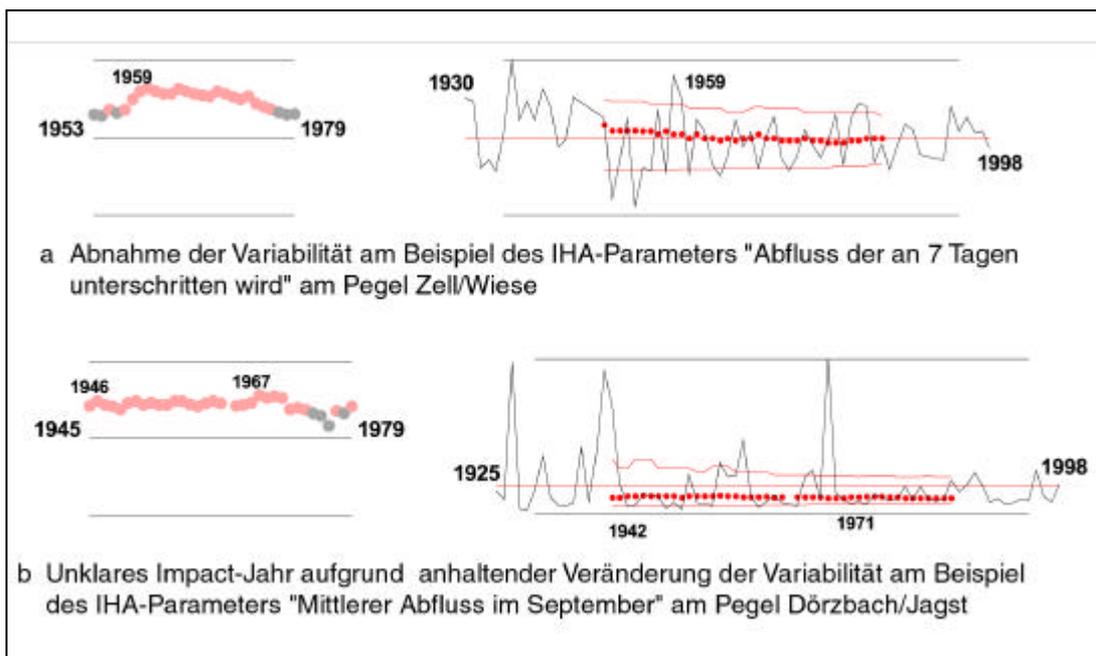


Abb. 8: Beispiele positiver RVA-Ausprägungen

Positive RVA-Ausprägungen haben ihre Ursache in einer Abnahme der zwischenjährlichen Variabilität der IHA-Parameter. In Abb. 8 sind exemplarisch zwei Beispiele positiver RVA-Ausprägungen dargestellt. Die Ausprägung eines Peaks im Verlauf der RVA-Werte in Abb. 8a weist auf eine zeitlich begrenzte Veränderung um das Jahr 1959 hin. Dagegen zeigt die plateauartige Ausprägung der RVA-Werte in Abb. 8b eine über einen längeren Zeitraum anhaltende Abnahme der Variabilität an.

Treten in einer IHA-Zeitreihe Phasen höherer und geringerer zwischenjährlicher Variabilität im Wechsel auf, kann dies bei ausreichender Länge der Phasen zu deutlich negativen oder positiven RVA-Ausschlägen führen. In Abb. 9a trat nach einer Phase relativ hoher zwischenjährlicher Variabilität ab etwa 1954 eine etwas ruhigere Phase ein, die etwa 1970 wiederum von einer Phase höherer Variabilität abgelöst wurde. Dies führte zu einem zyklischen Verlauf der RVA-Werte mit je einem Maximum 1954 und 1971.

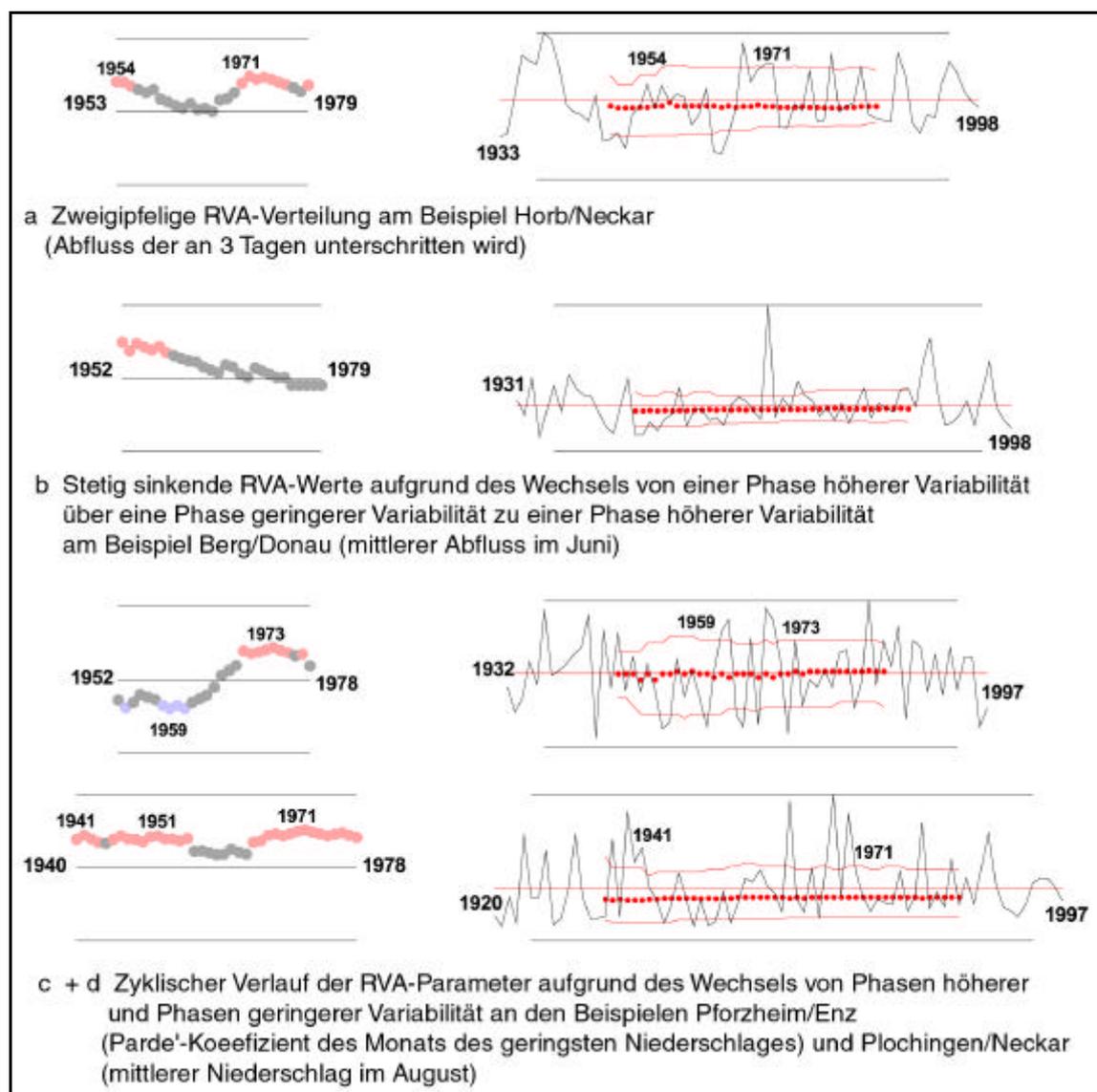


Abb. 9: Auswirkungen von Wechsel zwischen Phasen hoher und niedriger Variabilität

Eine solche zeitliche Entwicklung der Abflussdynamik ist mit hoher Wahrscheinlichkeit auf klimatische Zyklen zurückzuführen und entspricht nicht der Vorstellung einer in eine Richtung wirkenden anthropogen bedingten Veränderung. Auch die Beispiele b-d in Abb. 9 sind Beispiele solcher Wechsel zwischen Phasen verschieden starker Variabilität der IHA-Parameter mit entsprechend auffälligen Ganglinien der RVA-Werte. Die Annahme einer nachhaltigen Veränderung der Abflussdynamik kann auch in diesen Fällen nicht bestätigt werden, obwohl die RVA-Parameter dies diagnostizieren. Es erweist sich also als besonders wichtig, die aufgeführten Visualisierungstechniken anzuwenden.

Da die RVA-Methode eine Verschiebung des Lagemaßes der IHA-Parameter wie eine Zunahme der Variabilität bewertet, ist es möglich, dass sich die Wirkung einer tatsächlichen Abnahme der Variabilität und der gleichzeitigen Verschiebung des Median auf die Ausprägung der RVA-Parameter gegenseitig aufheben. Dies ist am Beispiel der IHA-RVA-Visualisierung in Abb. 10 und in Abb. 14 b zu sehen. Durch die Verschiebung des Median fallen in der Untersuchungsperiode trotz starker Abnahme der Variabilität anteilmäßig immer noch etwa gleich viel Fälle in den Bereich innerhalb des durch die Referenzperiode definierten Targets wie in der Referenzperiode selbst (Abb. 10).

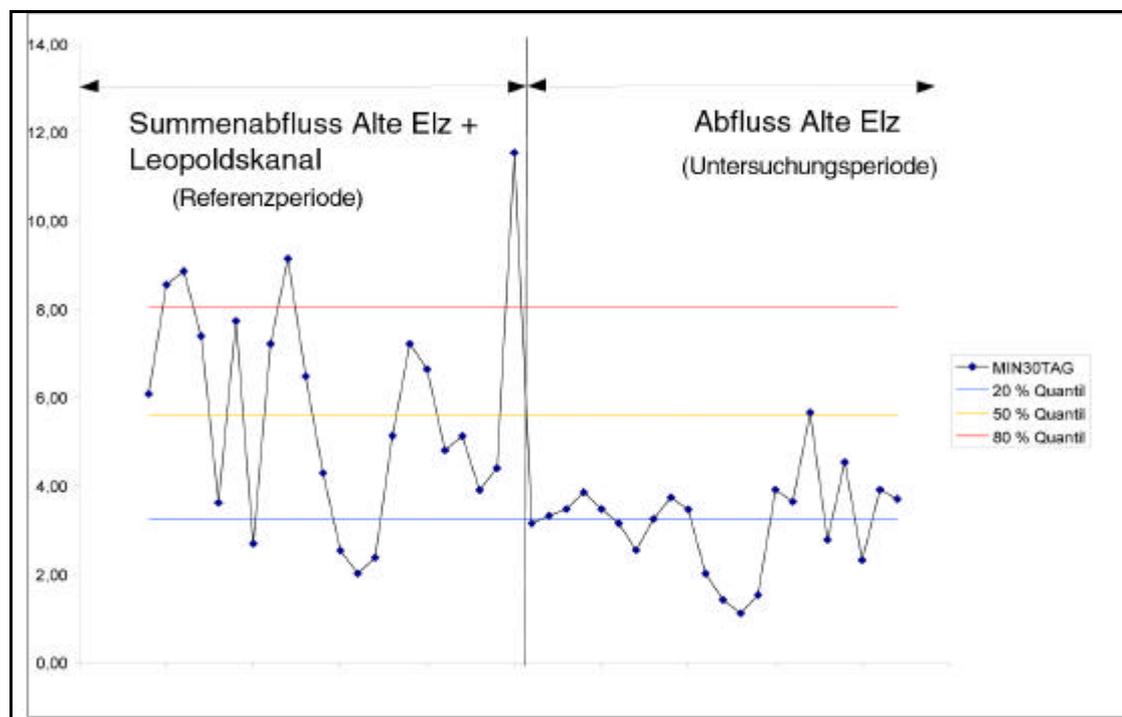


Abb. 10: Verteilung der IHA-Parameter für den Summenabfluss Leopoldskanal + Alte Elz (Abfluss der an 30 Tagen unterschritten wird) im Vergleich zum Abfluss der Alten Elz sowie Lage des Targets.

Dadurch weichen die RVA-Parameter nur geringfügig von Null ab (Abb. 14 b). In den Graphiken sind keine Jahreszahlen angegeben, weil hier nicht zwei Teilzeitreihen eines Pegels, sondern das Abflussverhalten des gleichen Zeitraumes an zwei verschiedenen Stellen eines Gewässers gegenübergestellt werden (siehe dazu das folgende Kapitel).

Aufgrund der dargelegten Probleme, die bei der Anwendung der RVA-Methode im Bezug auf Verschiebungen des Lagemaßes auftreten, erschien es als unerlässlich, die Daten auf Trends zu untersuchen. So wurde der Methodik ein Werkzeug zur Durchführung von Tests auf Trends nach Mann-Kendall hinzugefügt und die Ergebnisse der Tests in die Untersuchung und Bewertung einbezogen.

3.3.3 Sensitivitätsanalyse am Beispiel Elz-Leopoldskanal

Am Beispiel eines bekannten Eingriffes in die Abflussdynamik eines Gewässers im Untersuchungsraum wurde die Sensitivität der IHA-RVA-Methode getestet. Östlich von Riegel fließen die Gewässer Dreisam und Glotter in die Elz. Wenige hundert Meter unterstrom des Zusammenflusses wird der Abfluss durch eine Schwelle geteilt. Bis zu einem Abfluss von etwa $10 \text{ m}^3/\text{s}$ fließt der gesamte Abfluss in die Alte Elz. Erst ab diesem Wert wird die Schwelle überflossen und das überschüssige Wasser fließt in den Leopoldskanal. Dadurch bleibt der Abfluss in der alten Elz relativ konstant um $9 \text{ m}^3/\text{s}$. Der Leopoldskanal führt die Hochwasserabflüsse ab und fällt in Niedrigwasserzeiten zeitweise ganz trocken. Einmal im Jahr werden an der Alten Elz Reinigungsarbeiten durchgeführt. Dazu wird der Einlauf in die Alte Elz abgesperrt, so dass der gesamte Abfluss in den Leopoldskanal gelangt und die Alte Elz trocken fällt.

Der Abfluss im Leopoldskanal wird am Pegel Riegel/Leopoldskanal gemessen. Der Abfluss in der Alten Elz am Pegel Riegel-Pumpwerksteg/Alte Elz. Für die beiden Pegel liegen Abflussdaten für einen gemeinsamen Zeitraum von 1979 bis 2000 vor. Addiert man die Abflusswerte der beiden Pegel auf, erhält man den Gesamtabfluss der Elz oberhalb der Abflussteilung durch die Schwelle und somit den durch den Eingriff unbeeinflussten Abfluss der Elz bei Riegel. In Abb. 11 ist beispielhaft für ein Jahr der Abflussgang an den beiden Pegeln und der Summenabfluss dargestellt.

Der Summenabfluss weist die Abflussdynamik der durch die Schwelle unbeeinflussten Elz auf und bildet gewissermaßen den Referenzzustand für die Abflussdynamik an den beiden Pegeln Leopoldskanal und Alte Elz. Die Abflussdynamik an den beiden Pegeln wurde daher anhand der IHA/RVA-Methode mit diesem Referenzzustand verglichen.

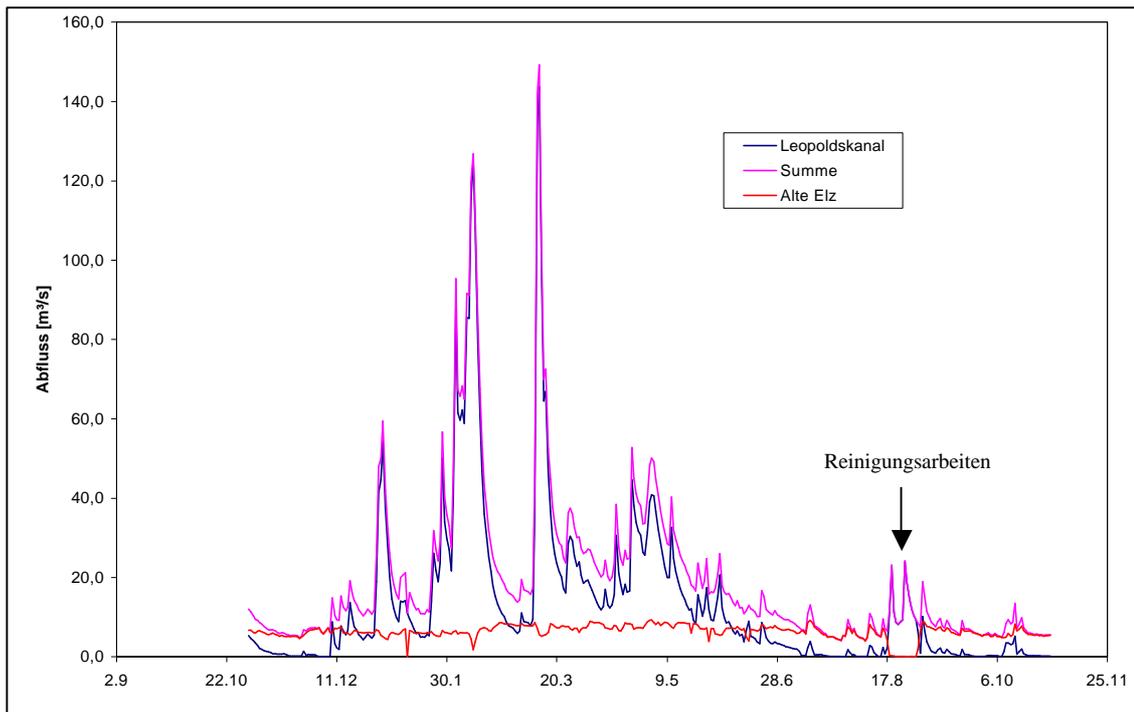


Abb. 11: Jahrgang des Abflusses an den Pegeln Riegel/Leopoldskanal und Riegel/Alte Elz sowie der Summe aus beiden Abflüssen für das Jahr 1979

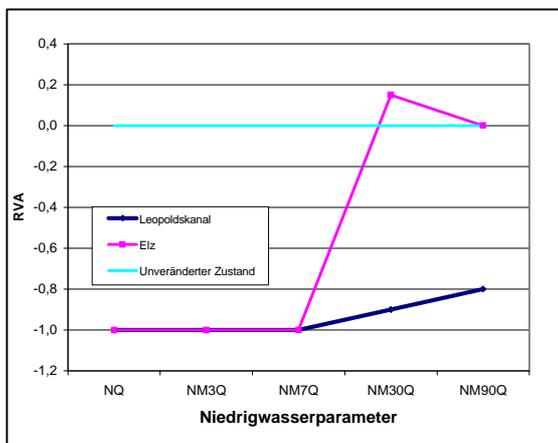


Abb. 12: Ausprägung der RVA-Parameter der Niedrigwasserparameter für die Pegel Leopoldskanal und Alte Elz

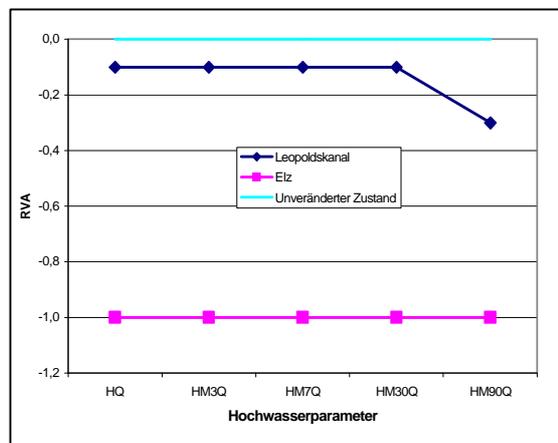


Abb. 13: Ausprägung der RVA-Parameter der Hochwasserparameter für die Pegel Leopoldskanal und Alte Elz

Erwartungsgemäß fallen die Ausprägungen der RVA-Werte für die IHA-Parameter des Bereiches Hochwasser für die Alte Elz sehr extrem aus, da dort keine Hochwasser mehr auftreten. Alle Hochwasserparameter erreichen RVA-Werte von -1 (vergl. Abb. 13). Dabei wirkt die extreme Verschiebung des Median wesentlich stärker als der ebenso drastische Rückgang der Variabilität. Folglich werden negative RVA-Werte berechnet

(vergl. Abb. 14 c). Dagegen liegen die RVA-Werte der Hochwasserparameter des Leopoldskanals alle über der Schwelle von $-0,34$ und weisen die Abflussdynamik im Bereich Hochwasser am Pegel Leopoldskanal als unwesentlich beeinflusst aus (vergl. Abb. 13 und 14 e). Der Parameter „Abfluss, der an 90 Tagen überschritten wird“ (HM90Q) weist einen etwas negativeren RVA-Wert auf als die anderen Hochwasserparameter. Dieses abweichende Verhalten wirft die Frage auf, ob dieser Parameter für die untersuchten Einzugsgebiete mit Flächen zwischen 15 und 4000 km² tatsächlich als Hochwasserparameter angesprochen werden kann. Es ist anzunehmen, dass durch diesen Parameter eher der Mittelwasserbereich repräsentiert wird. Da der Leopoldskanal in Niedrigwasserzeiten zeitweise trocken fällt, überrascht es nicht, dass die RVA-Werte der Niedrigwasserparameter für diesen Pegel durchweg extreme Werte annehmen (vergl. Abb. 12).

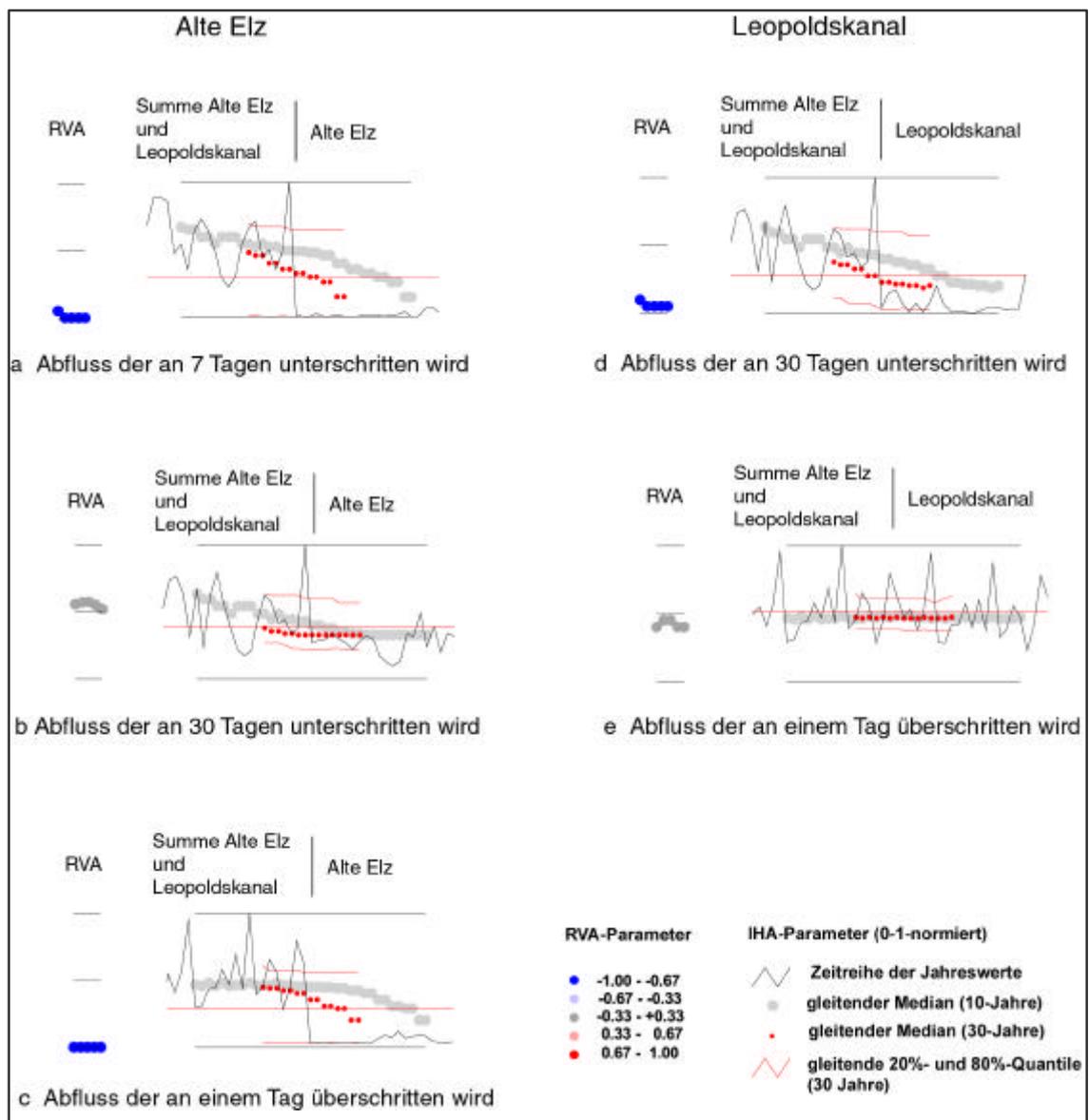


Abb. 14: Ausprägung einiger IHA- und RVA-Parameter für die Pegel Riegel/Leopoldskanal und Riegel/Alte Elz

Dagegen erscheinen die extremen Ausprägungen der RVA-Werte einiger Niedrigwasserparameter der Alten Elz (Abfluss der an 1, 3, und 7 Tagen unterschritten wird) zunächst überraschend. Diese Werte werden jedoch durch die alljährlichen Reinigungsarbeiten verursacht. Die Absperrung des Zuflusses zur Alten Elz dauert bis zu über sieben Tage, ist aber kürzer als 30 Tage (vergl. Abb. 11). So fallen die RVA-Werte für die Niedrigwasserparameter „Abfluss der an 30 bzw. 90 Tagen unterschritten wird“ weniger extrem aus. Hier führt allerdings eine entgegengesetzte Wirkung der Effekte „Verschiebung des Median“ und „Abnahme der Variabilität“ zu einer abgeschwächten Reaktion der RVA (vergl. voriges Kapitel sowie Abb. 10 und 14 b).

3.3.3.1 Fazit

Die Sensitivitätsanalyse an einem Beispiel mit bekannten Eingriffen in die Abflussdynamik bestätigt die Eignung der RVA-IHA-Methode, die durch den Eingriff verursachte Änderungen in der Abflussdynamik zu diagnostizieren. Es zeichnet sich die Möglichkeit ab, bestimmten Konstellationen von RVA-Ausprägungen betroffener IHA-Parameter Arten in Frage kommender Eingriffe im Einzugsgebiet zuzuordnen. Der Effekt, dass sich Medianverschiebung und Abnahme der Variabilität der IHA-Parameter in ihrer Wirkung auf die Ausprägung der RVA-Werte gegenseitig aufheben können, stellt einen Schwachpunkt der Methode in ihrer derzeitigen Form dar. Es ist geplant, die Methode dahingehend weiterzuentwickeln, dass die Tendenz der Variabilität auch unabhängig von auftretenden Medianverschiebungen gemessen werden kann.

3.3.4 Berücksichtigung klimatischer Einflüsse

3.3.4.1 Anwendung der IHA/RVA-Methode auf Niederschlagsdaten

Neben Veränderungen im Einzugsgebiet, kommen auch Änderungen im klimatischen Input als mögliche Faktoren in Frage, welche die Abflussdynamik beeinflussen können. Da das Bewertungsverfahren „Hydrologische Güte“ darauf abzielt, Veränderungen der Abflussdynamik zu diagnostizieren, die durch Veränderungen im Einzugsgebiet bedingt sind, ist es notwendig, etwaige klimatische Ursachen auszuschließen.

Es wurde folglich nach Möglichkeiten gesucht, etwaige Änderungen im klimatischen Input auszumachen. Als geeignete Datenbasis standen die nach dem BONIE-Verfahren (DWD 1999) berechneten regionalisierten Tagesniederschläge von Baden-Württemberg

zur Verfügung. Die Daten liegen für Rasterzellen mit einer Seitenlänge von etwa 7 km vor. Die Zeitreihen für diese Rasterzellen reichen von 1931-1997. Aus den Zellenwerten wurden flächengewichtet Gebietsniederschläge für alle untersuchten Pegeleinzugsgebiete berechnet. Aufgrund der so geschaffenen Datengrundlage ist es mit Einschränkungen möglich, die selben Methoden, wie sie für die Abflussparameter aufgezeigt wurden, auch auf die Gebietsniederschlagsdaten anzuwenden. Als Niederschlagsparameter, die direkt mit IHA-Parametern in Zusammenhang gebracht werden können, wurden für jedes Jahr die Monatssummen gebildet. Diese wurden herangezogen, um einen möglichen Klimaeinfluss auf die Mittleren Monatsabflüsse abschätzen zu können. In Abb. 15 sind beispielhaft die Zeitreihen der IHA-Parameter und die Verteilung der entsprechenden RVA-Parameter für die Parameter „Mittlerer Abfluss im April“ und „Mittlerer Gebietsniederschlag im April“ für den Pegel Uhldingen/Seefelder Aach dargestellt. Sowohl der Gang der IHA-Parameter als auch die Verteilungen der RVA-Parameter zeigen deutliche Übereinstimmungen. Es kann also davon ausgegangen werden, dass die Veränderung der Abflussdynamik der Seefelder Aach für den Monat April wenigstens teilweise durch eine Änderung des Gebietsniederschlages verursacht wurde.

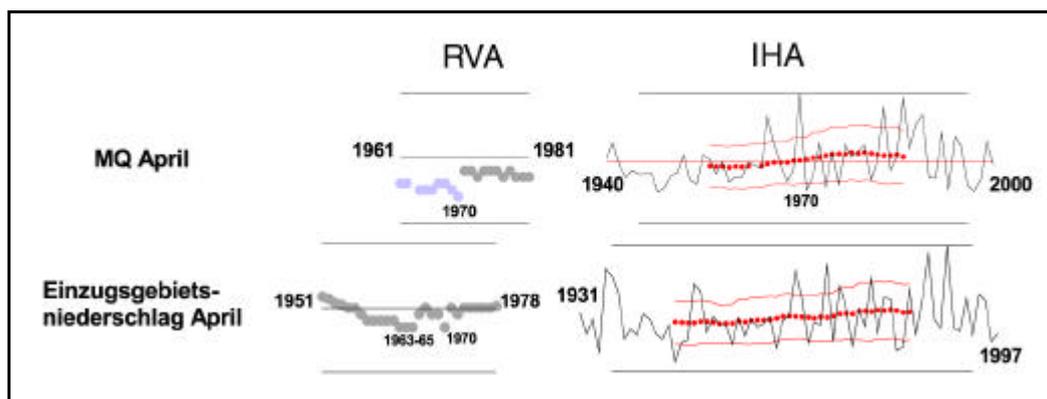


Abb. 15: Vergleichende Untersuchung von Abfluss- und Niederschlagsparametern

3.3.4.2 Flächenhafte Untersuchung

Während Veränderungen der Eigenschaften der Einzugsgebiete oder des Gewässers selbst einzugsgebietsspezifisch sind und von Einzugsgebiet zu Einzugsgebiet sehr unterschiedlich sein können, wirken sich Änderungen im klimatischen Input großflächiger aus (Rapp & Schönwiese. 1996, Sanchez et al. 1998). Dies hat sich in den durchgeführten flächendeckenden Untersuchungen der Gebietsniederschläge bestätigt (siehe Kap. 4.2.2). Daher kann der Umstand, dass Einzugsgebiete ganzer Regionen oder des gesamten Untersuchungsgebietes ähnliche Veränderungen der Abflussdynamik aufwei-

sen, ein Hinweis auf klimatische Ursachen sein. Umgekehrt kann der Umstand, dass ein Einzugsgebiet bezüglich der Veränderungen der Abflussdynamik abweichend zu allen anderen Einzugsgebieten der selben Region reagiert, ein Hinweis sein, dass in diesem Einzugsgebiet deutliche anthropogene Veränderungen stattgefunden haben. Es ist in diesem Zusammenhang auch denkbar, dass eine anthropogene Veränderung im Einzugsgebiet der Auswirkung der Änderung des klimatischen Inputs auf die Abflussdynamik entgegenwirkt. So wäre es möglich, dass gerade das einzige Einzugsgebiet einer Region, für das die IHA/RVA-Methode keine Veränderung der Abflussdynamik ausweist, anthropogen beeinflusst ist. Derartige Auffälligkeiten können nur durch eine möglichst flächendeckende Betrachtung erkannt werden. Daher ist es notwendig, die Methode auf mehrere Gebiete anzuwenden und die Ergebnisse im Zusammenhang zu beurteilen.

3.3.4.3 Untersuchung der Wasserbilanz

Eine weitere Methode zur Identifikation von klimatisch und nicht klimatisch bedingten Änderungen im Abflussverhalten ist die Untersuchung der Wasserbilanz für alle Jahre der gemeinsamen Zeitreihe von Gebietsniederschlag und Abfluss. Eine auffällige Veränderung des Abflussbeiwertes oder der Restgröße aus Niederschlag und Abfluss kann Hinweise auf Veränderungen im Einzugsgebiet geben (Caspary 1990). Dies soll am Beispiel des Pegels Pforzheim/Würm (Abb. 16) gezeigt werden.

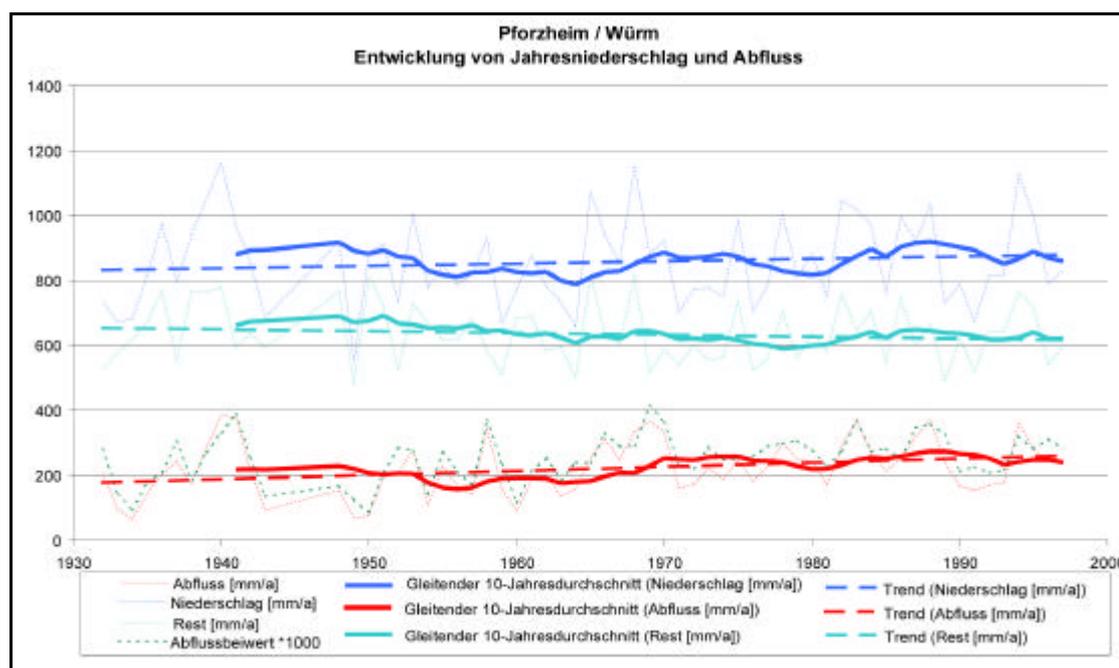


Abb. 16: Wasserbilanzen der Jahre 1932-1997 für den Pegel Pforzheim/Würm

Während der untersuchten Periode (1932-97) hat der Abfluss am Pegel stärker zugenommen als der Gebietsniederschlag. Folglich ist die Restgröße aus Niederschlag und Abfluss geringer geworden. Nimmt man unveränderte Verhältnisse im Einzugsgebiet an, würde dies bedeuten, dass die Verdunstung während des untersuchten Zeitraumes abgenommen hat. Da die mittleren Temperaturen in dieser Zeit jedoch gestiegen sind (Rapp & Schönwiese 1996) ist eher mit einer Zunahme der Verdunstung zu rechnen. Es ist folglich anzunehmen, dass die Zunahme des Abflusses nichtklimatische Ursachen haben muss (siehe dazu Kap. 4.2.2).

3.3.5 Entscheidungsschema

Anhand der durch die Anwendung der IHA/RVA-Methode gewonnenen Informationen können nun gemäß des im Folgenden beschriebenen Entscheidungsschemas Thesen zu einer möglichen Veränderung im Einzugsgebiet als Ursache der Veränderung der Abflussdynamik formuliert werden. Dies geschieht für jede der fünf Parametergruppen gesondert nach dem folgenden Entscheidungsschema:

- Wird in einer Parametergruppe eine Veränderung der Abflussdynamik angezeigt (rote oder blaue Farbe der RVA-Punkte), so muss die These einer Änderung und die Wahl des Trennjahres durch weitere Indizien bestätigt werden. Mindestens eine der folgenden Forderungen muss erfüllt sein um die These aufrechtzuerhalten:
 - Andere Parameter der selben Gruppe zeigen eine ähnliche Verteilung der RVA-Punkte (RVA-Maxima oder –Minima im selben Jahr oder nahe daran).
 - Der Verlauf der IHA-Parameter bestätigt die Verteilung der RVA-Parameter (erkennbare Zunahme/Abnahme der Variabilität oder Trend).
 - Parameter anderer Gruppen, für deren Verteilung ein Zusammenhang mit den betrachteten Parametern angenommen werden kann, weisen eine ähnliche RVA-Verteilung auf (RVA-Maxima oder –Minima im selben Jahr oder nahe daran).
- Ist die Annahme einer Änderung aufgrund dieser Forderungen nicht verworfen worden, muss überprüft werden, ob ein Zusammenhang zwischen einer Änderung des klimatischen Inputs, ausgedrückt als Änderungen der Gebietsniederschläge und der Änderung der Abflussdynamik besteht. Ist dies nicht der Fall, so bleibt die These einer Veränderung der Einzugsgebietseigenschaften bestehen.
- Es muss nun geklärt werden, welche Veränderungen im Einzugsgebiet die Veränderung der Abflussdynamik verursacht haben können. Je nach Art der Veränderungen

der Abflussdynamik, kann in eine bestimmte Richtung gefahndet werden. Meist sind, über die bereits geschehene Datenerhebung hinaus, intensive Recherchen z.B. bei den zuständigen Organen der Landkreise und Regionen erforderlich.

- Erst wenn die Ursachen für die Veränderung der Abflussdynamik erkannt und quantitativ verifiziert sind, kann der Grad der Veränderung, der durch die RVA-Parameter quantifiziert wird, in das Bewertungsverfahren einfließen.

3.3.6 Bewertung der Abflussdynamik

Die Bewertung wird aufgrund der Ausprägungen der RVA-Werte durchgeführt. Eine negative Bewertung der Abflussdynamik wird nur dann vorgenommen, wenn Ursache-Wirkungs-Beziehungen zwischen anthropogenen Veränderungen im Einzugsgebiet und Änderungen der Abflussdynamik nachweisbar sind. Da die RVA-Werte zunächst nur in drei Gruppen eingeteilt wurden, muss für die Bewertung innerhalb des Bewertungsverfahrens „Hydrologische Güte“ eine Übertragung in die 7-klassige Einteilung nach Natürlichkeitsklassen erfolgen. Dabei werden absolute Werte unter 0,33 als nicht signifikant interpretiert und der Klasse 1 zugeordnet. RVA-Werte mit einem Betrag über 0,67 werden nur bei sehr starken Veränderungen erreicht. Sie werden deshalb der Klasse 7 zugeordnet. Die zwischen diesen Extremen liegenden Werte werden äquidistant auf die Klassen 2 bis 6 aufgeteilt. Das Schema der Bewertung ist in Tab. 6 aufgeführt.

Tab. 6: Natürlichkeitsklassen der RVA-Werte

RVA Betrag []	0–0,33	0,33–0,4	0,4–0,47	0,47–0,54	0,54–0,61	0,61–0,67	>0,67
Natürlichkeitsklasse	1	2	3	4	5	6	7

3.4 Bewertungsblock „Stoffhaushalt und Stoffdynamik“

Zur Bewertung des **Stoffhaushalts und der Stoffdynamik** wurde eine dreistufige Methodik bezogen auf die Nährstoffe Stickstoff und Phosphor entwickelt. Zur Parametrisierung des Stoffhaushaltes der Einzugsgebiete wird für die Nährstoffe Stickstoff und Phosphor eine flächendifferenzierte Stoffbilanzierung unter Einbeziehung aller

diffusen und punktförmigen Quellen durchgeführt. Eine Bewertung der Stoffdynamik kann bislang nur für Einzugsgebiete, für die am Pegel mehrjährige Daten zur Wasserbeschaffenheit vorliegen, vorgenommen werden. Die Stoffdynamik kann für ausgewählte Einzugsgebiete mit Hilfe von Einzugsgebietsmodellen simuliert werden. Nachfolgend wird die Methodik zur Quantifizierung der Parameter des Stoffhaushalts und der Stoffdynamik sowie deren Bewertung vorgestellt.

3.4.1 Bewertung des Stoffhaushalts

Die Bearbeitung der Parametergruppe Stoffhaushalt wurde bislang für 15 der 22 Test-einzugsgebiete (insgesamt 5916 km² Einzugsgebietsfläche) in Baden-Württemberg durchgeführt. Die Parametrisierung des Stoffhaushaltes im Einzugsgebiet basiert auf der Aufstellung von raumdifferenzierten Jahresbilanzen 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 Mischkanalisation verstanden. Die Stoffeinträge durch Oberflächenabfluss (Abschwemmung und Erosion), Sickerung (Auswaschung und Drainageinträge) 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 et al. 2001). 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.

3.4.1.1 Quantifizierung der diffusen Einträge

3.4.1.1.1 Quantifizierung der Nährstoffüberschüsse auf der landwirtschaftlichen Nutzfläche

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.7.

Tab. 7: Übersicht der Bilanzglieder der Stickstoff- bzw. 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:	-	N-Entzug 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 Boden- rückhalt)

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 von Denitrifikationsverlusten wurde aufgrund von Literaturangaben ein pauschaler Wert in Höhe von 30 % vom Stickstoff-Bilanzsaldo subtrahiert (Wendland 1992). Grundsätzlich erfolgt die Berechnung aller Größen der Stickstoffbilanz für mineralischen Stickstoff.

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 (Walther 1999, Lammel 1990). 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 explizit 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 „Grünland intensiv“. Die extensiven Flächen werden aus der Aggregation der Landsat-TM-Klassen „Grünland extensiv“, „Brache bewachsen“, „Brache unbewachsen“, „Feuchtfelder“ 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. A3). 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. A3 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):

$$N_{\text{org(LWN)}} = 1 / \text{LWN} * \sum (\text{NA}_i + \text{Anz}_i) * 0,8 \quad [7]$$

$$P_2O_{5\text{org(LWN)}} = 1 / \text{LWN} * \sum (P_2O_5A_i + \text{Anz}_i) \quad [8]$$

$N_{\text{org(LWN)}}$	N-Zufuhr mit Wirtschaftsdüngern auf der LWN [kg N / (ha * a)]
NA_i	spezifischer N-Anfall einer Viehart gemäß Tab. A11 [kg N / (Stück * a)]
$P_2O_{5\text{org(LWN)}}$	P-Zufuhr mit Wirtschaftsdüngern auf der LWN [kg P_2O_5 / (ha * a)]
$P_2O_5A_i$	spezifischer P_2O_5 -Anfall einer Viehart gemäß Tab. A11 [kg P_2O_5 / (Stück * a)]
Anz_i	Anzahl der Viehart [Stück] (bei den Tierarten Schaf und Pferd 50 % der in der Gemeinde vorhandenen Anzahl)

i	betrachtete Vieharten gemäß Tab. A3
0,8	Faktor für Lagerungs- und Ausbringungsverluste
LWN	Landwirtschaftliche Nutzfläche („Acker“ und „Grünland intensiv“ [ha]

Der Nährstoffanfall der Vieharten Rind, Schwein und Huhn wird nach Gleichung [7] und 8 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:

$$N_{\text{org(Ext)}} = 1 / \text{Ext} * \sum (NA_i + \text{Anz}_i) * 0,8 \quad [9]$$

$$P_2O_{5\text{org(Ext)}} = 1 / \text{Ext} * \sum (P_2O_5A_i + \text{Anz}_i) \quad [10]$$

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

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 kulturart-spezifischen 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, kulturart-spezifischen Anrechnungsgrad (Nutzgrad in Formel [13]) der Stickstoffausnutzung angerechnet. Die Differenz zwischen dem gesamten Düngungsbedarf und der Wirtschaftsdüngung entspricht dann der Stickstoffzufuhr mit Mineraldüngern (Wendland et al., 1993). In Tab. A4 sind die Werte für den kulturart-spezifischen 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 $y = f(\text{Ertrag})$ in Form einer Geradengleichung konzipiert. Die kulturartspezifischen Werte des aus dieser Funktion abgeleiteten Phosphatbedarfs sind ebenfalls in Tab. A4 dargestellt. Der Anrechnungsgrad des Phosphats in organischen Düngern auf den Phosphatgesamtbedarf (Nutzgrad in Formel [14]) wurde durchgängig mit 100 % angesetzt und ist deshalb in Tab. A4 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:

$$N_{\text{org } i} = N_{\text{org(LWN)}} * F / [AF1 + (2 * AF2) + (4 * AF4)] \quad [11]$$

$$N_{\text{min}} = 1 / LWN_A * \sum [AF_i * (NB_i - (N_{\text{org } i} * \text{Nutzgrad}_i))] \quad [12]$$

$N_{\text{org } i}$	kulturartspezifische organische Düngung [kg N / (ha * a)]
$N_{\text{org(LWN)}}$	Zufuhr mit Wirtschaftsdüngern auf der LWN der Gemeinde [kg N / (ha * a)] n. Gl. [7]
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]
F	Faktor der kulturartspezifischen organischen Düngungsintensität (F = 1 für Kulturen in AF1, F = 2 für Kulturen in AF2, F = 4 für Kulturen in AF3)
N_{min}	mineralische N-Zufuhr [kg N / (ha * a)]
AF_i	Anbaufläche der Kulturart [ha]
NB_i	N-Bedarf der Kultur gemäß Tab. A4 [kg N / (ha * a)]
Nutzgrad _i	Anrechnungsgrad der organischen Düngung gemäß Tab. A4 [%]
LWN_A	Ackerfläche [ha]
i	betrachtete Kulturarten gemäß Tab. A4

Die Phosphatzufuhr mit Mineraldünger berechnet sich entsprechend:

$$P_{2O_{5\text{org } i}} = P_{2O_{5\text{org}}} * F / [AF1 + (2 * AF2) + (4 * AF4)] \quad [13]$$

$$P_{2O_{5\text{min(LWN)}}} = 1 / LWN_A * \sum [AF_i * (NB_i - (P_{2O_{5\text{org } i}} * \text{Nutzgrad}_i))] \quad [14]$$

$P_{2O_{5\text{org } i}}$	kulturartspezifische organische Düngung in einer Gemeinde [kg P_2O_5 / (ha * a)]
$P_{2O_{5\text{org(LWN)}}}$	Zufuhr mit Wirtschaftsdüngern [kg P_2O_5 / (ha * a)] n. Gl. [8]
$P_{2O_{5\text{min}}}$	mineralische P_2O_5 -Zufuhr [kg P_2O_5 / (ha * a)]
NB_i	P_2O_5 -Bedarf der Kultur gemäß Tab. A4 [kg P_2O_5 / (ha * a)]

Als Zufuhr von mineralischem Dünger auf den Sonderkulturflächen „Weinbau“ und „Obst“ werden die in Tab. A4 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 1999, Walther 1999). Für die Testeinzugsgebiete wurde pauschal ein Wert von 25 kg/(ha*a) angesetzt. Für Phosphat kann der atmosphärische Eintrag mit 0,5 kg P₂O₅/(ha*a) geschätzt werden (Behrendt 1999). Auf den Ackerflächen wird zusätzlich noch eine Zufuhr von 6.5 kg N/(ha*a) und 2 kg P₂O₅/(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:

$$N_{\text{zuf(A)}} = N_{\text{org(LWN)}} + N_{\text{min}} + N_{\text{ks}} + N_{\text{atm}} \quad [15]$$

$$P_{2O_{5\text{zuf(A)}}} = P_{2O_{5\text{org(LWN)}}} + P_{2O_{5\text{min}}} + P_{2O_{5\text{ks}}} + P_{2O_{5\text{atm}}} \quad [16]$$

$N_{\text{zuf(A)}}$	N-Zufuhr auf der Ackerfläche [kg N / (ha * a)]
$P_{2O_{5\text{zuf(A)}}$	P ₂ O ₅ -Zufuhr auf der Ackerfläche [kg P ₂ O ₅ / (ha * a)]
N_{atm}	atmosphärische N-Einträge in einer Gemeinde [kg N / (ha* a)]
$P_{2O_{5\text{atm}}}$	atmosphärische P ₂ O ₅ -Einträge in einer Gemeinde [kg P ₂ O ₅ / (ha *a)]
N_{ks}	N-Zufuhr mit Klärschlamm [kg N / (ha* a)]
$P_{2O_{5\text{ks}}}$	P ₂ O ₅ -Zufuhr mit Klärschlamm [kg P ₂ O ₅ / (ha* a)]

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

$$N_{\text{zuf(IG)}} = N_{\text{org(LWN)}} + N_{\text{atm}} \quad [17]$$

$$P_{2O_{5\text{zuf(IG)}}} = P_{2O_{5\text{org(LWN)}}} + P_{2O_{5\text{atm}}} \quad [18]$$

$$N_{\text{zuf(Ext)}} = N_{\text{org(Ext)}} + N_{\text{atm}} \quad [19]$$

$$P_{2O_{5\text{zuf(Ext)}}} = P_{2O_{5\text{org(Ext)}}} + P_{2O_{5\text{atm}}} \quad [20]$$

$N_{\text{zuf(IG)}}$	N-Zufuhr auf intensivem Grünland [kg N / (ha * a)]
$P_{2O_{5\text{zuf(IG)}}$	P ₂ O ₅ -Zufuhr auf intensivem Grünland [kg P ₂ O ₅ / (ha * a)]
$N_{\text{zuf(Ext)}}$	N-Zufuhr auf extensiven Flächen [kg N / (ha * a)]
$P_{2O_{5\text{zuf(Ext)}}$	P ₂ O ₅ -Zufuhr auf extensiven Flächen [kg P ₂ O ₅ / (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. A4 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. A5):

$$N_{\text{ent(A)}} = 1 / LWN_A * \sum (AF_i * E_i * N_{\text{gehalt } i}) \quad [21]$$

$$P_{2O_5\text{ent(A)}} = 1 / LWN_A * \sum (AF_i * E_i * P_{2O_5\text{gehalt } i}) \quad [22]$$

$N_{\text{ent(A)}}$	N-Entzug auf der Ackerfläche [kg N / (ha * a)]
$N_{\text{gehalt } i}$	N-Gehalt der jeweiligen Kulturart [kg N / dt] gemäß Tab. A5
$P_{2O_5\text{ent(A)}}$	P_{2O_5} -Entzug auf der Ackerfläche [kg P_{2O_5} / (ha * a)]
$P_{2O_5\text{gehalt } i}$	P_{2O_5} -Gehalt der jeweiligen Kulturart [kg N / dt] gemäß Tab. A5
AF_i	Anbaufläche der Kulturart [ha]
i	betrachtete Kulturarten gemäß Tab. A5

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:

$$N_{\text{ent(IG)}} = 2.13 + (N_{\text{zuf(IG)}} * 0.716) \quad [23]$$

$$N_{\text{ent(Ext)}} = 2.13 + (N_{\text{zuf(Ext)}} * 0.716) \quad [24]$$

$N_{\text{ent(IG)}}$	N-Entzug auf intensivem Grünland [kg N / (ha * a)]
$N_{\text{ent(Ext)}}$	N-Entzug auf extensiven Flächen [kg N / (ha * a)]

Aus dem auf diese Weise berechneten Stickstoffentzug wurde unter Annahme eines gleichbleibenden N/P-Verhältnisses der Entzug von P_{2O_5} berechnet.

$$P_{2O_5\text{ent(IG)}} = N_{\text{ent(IG)}} * (P_{2O_5\text{zuf(IG)}} / N_{\text{zuf(IG)}}) \quad [25]$$

$$P_{2O_5\text{ent(Ext)}} = N_{\text{ent(Ext)}} * (P_{2O_5\text{zuf(Ext)}} / N_{\text{zuf(Ext)}}) \quad [26]$$

Auf den Landnutzungsklassen „Weinbau“ und „Obst“ werden für den Nährstoffentzug die in Tab. A5 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).

$$\text{Saldo}_{N(i)} = (N_{\text{zuf}(i)} - N_{\text{ent}(i)}) * 0,7 \quad [27]$$

$$\text{Saldo}_{P(i)} = (P_2O_{5\text{zuf}(i)} - P_2O_{5\text{ent}(i)}) * 0,7 * 0,44 \quad [28]$$

Saldo _{N(i)}	N-Bilanzüberschuss der Landnutzungs-klasse i [kg N / (ha * a)]
N _{zuf(i)}	N-Zufuhr der Landnutzungs-klasse i [kg N / (ha * a)]
N _{ent(i)}	N-Entzug der Landnutzungs-klasse i [kg N / (ha * a)]
i	Landnutzungs-klasse
Saldo _{P(i)}	N-Bilanzüberschuss der Landnutzungs-klasse i [kg N / (ha * a)]
P ₂ O ₅ zuf(i)	N-Zufuhr der Landnutzungs-klasse i [kg N / (ha * a)]
P ₂ O ₅ ent(i)	N-Entzug der Landnutzungs-klasse i [kg N / (ha * a)]
i	Landnutzungs-klasse

3.4.1.1.2 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 Landnutzungs-klassen die Nährstoffüberschüsse berechnet werden. Für die durchlässigen Landelemente werden diese ebenfalls als Bilanzglied der Nährstoffbilanz im Boden berechnet. Für die Nährstoffzufuhren und -entzüge der Sonderkulturarten (Intensiver Obstanbau, Weinbauflächen) werden die in Bach et al. (1998) angegebenen Werte (s. Tab. A4, A5) eingesetzt. Als Nährstoffzufuhr in Waldgebieten wird die atmosphärische Deposition eingesetzt. Als atmosphärische Stickstoffdeposition wird für die Waldgebiete ein Wert von 40 kg N (ha* a) eingesetzt, um die höhere trockene Deposition in Waldgebieten zu berücksichtigen (Walther 1999). Der Stickstoffentzug in Waldgebieten wird wiederum nach Kolbe (2000) mittels einer empirischen Formel aus der Stickstoffzufuhr berechnet:

$$N_{\text{ent}(W)} = (0,9717 * N_{\text{zuf}(W)}) - (0,01354 * (N_{\text{zuf}(W)})^2) \quad [29]$$

N _{ent(W)}	N-Entzug auf Waldflächen [kg N / (ha * a)]
N _{zuf(W)}	N-Zufuhr auf Waldflächen [kg N / (ha * a)]

Der Entzug von P₂O₅ auf Waldflächen wird wiederum über das N/P-Verhältnis entsprechend der Gleichung [26] berechnet.

Für die überwiegend durch durchlässige Landflächen gekennzeichnete Landnutzungs-klasse „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 P₂O₅ / (ha * a) angesetzt. Die organische Düngung in Gärten und städtischen Anlagen wird damit im Wertebereich der organischen Düngung auf den extensiven Flächen der Landwirtschaft angesetzt. Der Nährstoffentzug für die Landnutzungs-klasse „Siedlung locker“ wurde anhand der in Kolbe (2000) angegebenen empirischen Beziehung für Grünland (Gleichung [23]) berechnet.

Für die überwiegend versiegelten Landnutzungs-klassen „Siedlung dicht“ und großflächig versiegelte Bereiche wird keine Berechnung der Nährstoffüberschüsse durchge-

führt. Die Überschüsse von Stickstoff und Phosphor sind für die Testeinzugsgebiete zur Bewertung des Stoffhaushalts in Abb. A1 und A2 dargestellt.

3.4.1.1.3 Flächendifferenzierte Wasserbilanz

Zur Quantifizierung des Stofftransports über die verschiedenen Abflusspfade wird für die Test-Einzugsgebiete eine räumlich differenzierte Wasserbilanz unter Berücksichtigung der einzelnen Abflusskomponenten aufgestellt:

Gesamtabfluss Q_{ges}

Zur flächendifferenzierten Berechnung des Gesamtabflusses wurden die regionalisierten Niederschlagstageswerte des DWD (DWD 1999) (s.a. Kap. 3.3.4.1) sowie die Ergebnisse einer flächendifferenzierten Berechnung der aktuellen Evapotranspiration herangezogen. Im Rahmen des Projekts Wasser- und Bodenatlass Baden-Württemberg wurde zur Berechnung der Grundwasserneubildung am IHF für die Gesamtfläche von Baden-Württemberg die aktuelle Evapotranspiration mit einem SVAT- (Soil-Vegetation-Atmosphere-Transfer) Modell für den Zeitraum von 1961-1990 flächendifferenziert in einem Raster von 500 x 500 m simuliert (Armbruster et al. 2001). 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. Die berechneten Jahresmittel des Niederschlags und der aktuellen Evapotranspiration sind für die Bilanzgebiete in den Abb. A3 und A4 dargestellt.

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. 17). Die aus dem Vergleich festgestellte systematische Überschätzung der gemessenen Pegelabflüsse (im Mittel um 29 %) kann auf verschiedene Ursachen zurückgehen. Als eine Fehlerquelle muss eine Unterschätzung der Verdunstung aufgrund des von Armbruster et al. (2001) 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 bspw. verglichen mit den von Wendling et al. (2000) im Hydrologischen Atlas von Deutschland veröffentlichten Werten der potentiellen Verdunstungshöhe (berechnet als Gras-Referenz-Verdunstung) in ähnlichen Bereichen.

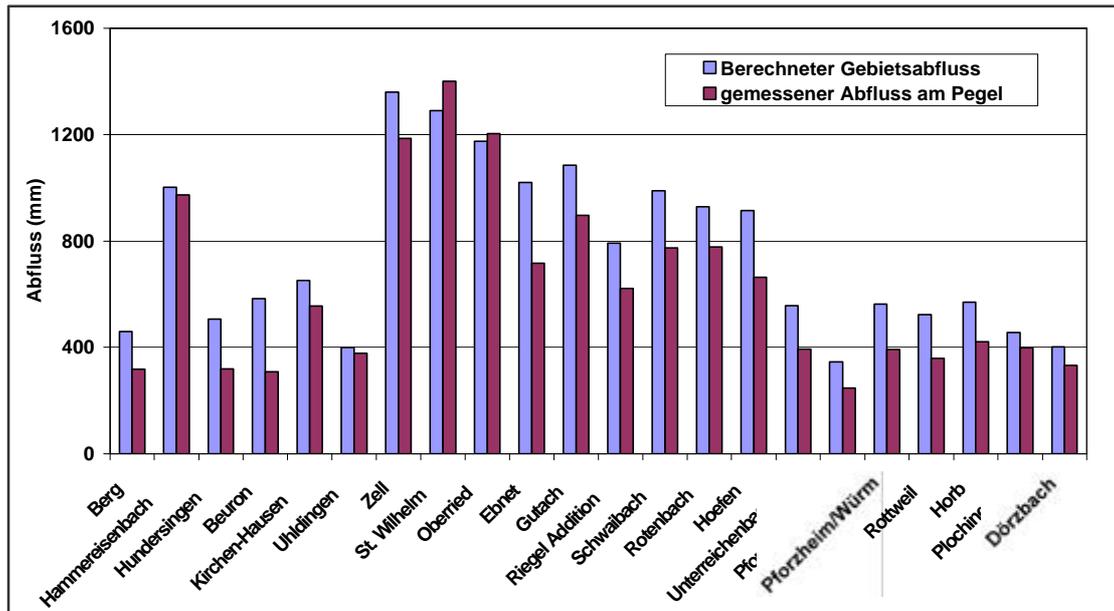


Abb. 17: Vergleich der gemessenen Pegelabflüsse mit den als Differenz von Niederschlag und Verdunstung berechneten Gesamtabflüssen

Die Annahme einer Unterschätzung der Verdunstungswerte in der Größenordnung der festgestellten systematischen Überschätzung der Pegelabflüsse erscheint daher unplausibel und wird ausgeschlossen. 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 dann noch verbleibende Überschätzung der Pegelabflüsse ist bei den Donauegeln 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 verkarstem 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 jedoch 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 benötigt. Die Karte des korrigierten Gesamtabflusses ist für die Bilanzgebiete in Abb.A5 dargestellt.

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 Stoffhaushalt 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.

$$Q_{\text{ges}} = Q_{\text{schnell}} + Q_z + Q_b \quad [30]$$

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 wird in DVWK (1994) eine durch den US Soil Conservation Service (US SCS 1972) entwickelte empirische Gleichung vorgeschlagen.

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 (Bonell 1993, Pearce et al 1986, Tanaka et al. 1988, 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 be-

zeichnet 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 Formeln [31] und [32] berechnet.

$$Q_{\text{schnell(G)}} = Q_{\text{ges(G)}} * 2 * 10^{-6} * (N_J - 500)^{1,65} \quad [31]$$

$$\% Q_{\text{schnell(G)}} = (Q_{\text{schnell(G)}} / Q_{\text{ges(G)}}) * 100 \quad [32]$$

$Q_{\text{schnell(G)}}$	Gebietsmittel der schnellen Abflusskomponente [mm]
$Q_{\text{ges(G)}}$	Gebietsmittel des Gesamtabflusses [mm]
$N_{J(G)}$	Gebietsmittel des Niederschlags (korrigiert analog Gesamtabfluss um -10 %) [mm]
$\% Q_{\text{schnell(G)}}$	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 (Uhlenbrook et al. 2000). Die Karte beruht auf einer Anwendung der „Curve-Number-Methode“ unter Verwendung von Landnutzungsfaktoren und kf-Werten als bodenkundliche Einflussgrößen, die nachfolgend mittels Faktoren der Hangneigung modifiziert wurde. Die in dieser Karte ausgewiesenen Werte wurden zunächst auf 1 normiert. Zur räumlichen Differenzierung der Höhe des schnellen Abflusses wurde das 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:

$$Q_{\text{schnell}} = \% Q_{\text{schnell(G)}} * Q\text{-Faktor}_{\text{norm}} * Q_{\text{ges}} \quad [33]$$

$Q\text{-Faktor}_{\text{norm}}$ Normierter Wert des Abflussfaktors in der Rasterzelle

Eine Karte des Anteils der schnellen Abflusskomponente am Gesamtabfluss in den Bilanzgebieten ist in Abb. A6 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 ist die für die Stoffauswaschung relevante Abflusskenngröße. Sie ergibt sich aus dem Gesamtabfluss abzüglich der schnellen Abflusskomponenten:

$$Q_{\text{swh}} = Q_{\text{ges}} - Q_{\text{schnell}} \quad [34]$$

Q_{swh} mittlere Sickerwasserhöhe [mm]

Eine Karte der berechneten Sickerwasserhöhen ist im Abb. A7 dargestellt.

Verzögerte und langsame Abflusskomponente

Zur Berücksichtigung des unterschiedlich hohen Stoffrückhalts sowie eines möglichen Grundwasserabstroms muss die Sickerwasserhöhe weiter 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 et al. 2001). Eine Karte des Quotienten für die Bilanzgebiete ist in Abb. A8 dargestellt. Die langsame Komponente berechnet sich nach Gleichung [35]:

$$Q_b = Q_{\text{ges}} * (Q_{\text{bas}}/Q_{\text{ges}}) \quad [35]$$

$(Q_{\text{bas}}/Q_{\text{ges}})$ Quotient Basisabfluss durch Gesamtabfluss nach Armbruster et al. (2001) []

In Lockergesteinsbereichen wird in der Karte ein Quotient von 1 ausgewiesen und damit schnelle Abflusskomponenten vernachlässigt. Laut der oben beschriebenen Berechnung der schnellen Abflusskomponente treten aber auch in diesen Bereichen Anteile des Schnellen Abflusses zwischen 2 und 5 % auf. Um diesen Anteil der schnellen Abflusskomponente zu berücksichtigen wird in den Lockergesteinsbereichen der Basisabfluss mit der nach Gleichung [34] berechneten Sickerwasserhöhe gleichgesetzt. Eine Karte des auf diese Weise berechneten Basisabflusses ist in Abb. A9 dargestellt.

Die verzögerte Komponente wird als Restglied berechnet:

$$Q_z = Q_{\text{swh}} - Q_b \quad [36]$$

Anhand eventuell vorhandener signifikant positiver Abweichungen der Einzugsgebietsmittel des Gesamtabflusses von den gemessenen Abflüssen an den Pegeln wird der

Anteil des Grundwasserabstroms an der Grundwasserkomponente Q_b berechnet. Dieser wird später bei der Berechnung der Nährstoffbilanz der Flussgebiete benötigt.

$$Q_{Gwa} = (Q_{ges} - Q_{Pegel}) \quad \text{für } (Q_{ges} - Q_{Pegel}) / Q_{Pegel} \geq 0.05$$

$$Q_{Gwa} = 0 \quad \text{für } (Q_{ges} - Q_{Pegel}) / Q_{Pegel} < 0.05 \quad [37]$$

$$A_{GwaQb} = (Q_{Gwa} / Q_b) * 100 \quad [38]$$

Q_{Gwa} Grundwasserabstrom [mm]

Q_{Pegel} Langjähriges Mittel des gemessenen MQ_{Jahr} am Pegel [mm]

A_{GwaQb} Anteil des Grundwasserabstroms an Q_b [%]

Werte für den Anteil von Grundwasserabstrom an der langsamen Abflusskomponente sind in den Testeinzugsgebieten in Tab. A13 angegeben.

3.4.1.1.4 Flächendifferenzierte Berechnung der diffusen Nährstoffeinträge in die Gewässer

Wie in Kap. 3.4.1.1.3. 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 Testeinzugsgebiet „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 die durch 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 flächenscharfe 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 %) (Behrendt 1999, UBA 1999a, UBA 1999b, Prahsuhn 1999). Im Gegensatz dazu wird ein bedeutender Anteil (20 bis 70 %) der Phosphorbelastung durch

partikuläre Phosphorverbindungen verursacht. 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 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 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, die berechneten Sickerwasserhöhen bzw. die schnellen Abflussanteile sowie zusätzlich stoffspezifische Mobilitätsfaktoren herangezogen. Eine Karte der mittleren Feldkapazitäten ist in Abb. A10 dargestellt.

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 der 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 Adsorptionsfähigkeit 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. Der für diesen Transportpfad eingesetzte

Proportionalitätsfaktor berechnet sich über die Höhe der schnellen Abflusskomponente, die Feldkapazität bezogen auf 25 cm und dem stoffspezifischen Mobilitätsfaktor:

$$P_{\text{schnell N/P}} = (Q_{\text{schnell}} / FK_{2,5\text{dm}}) * MF_{\text{S N/P}} \quad (P_{\text{schnell}} \leq 1) \quad [39]$$

$P_{\text{schnell N,P}}$ Stoffspezifischer Proportionalitätsfaktor der schnellen Abflusskomponente []
 $FK_{2,5\text{dm}}$ Feldkapazität bezogen auf 2,5 dm Bodentiefe [mm]
 $MF_{\text{S N,P}}$ Stoffspezifischer Mobilitätsfaktor (für N MFs = 0,1; für P MFs = 0,9) []

Die mit der schnellen Abflusskomponente mobilisierte Nährstoff-Fracht berechnet sich nach Gleichung [40]:

$$F_{\text{schnell N,P}} = \text{Saldo}_{\text{N,P}} * P_{\text{schnell N,P}} \quad [40]$$

$F_{\text{schnell N,P}}$ Stickstoff- bzw. Phosphorfracht in der schnellen Abflusskomponente [kg/(ha*a)]
 $\text{Saldo}_{\text{N,P}}$ 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 (Walther 1999, Lammel 1990, Prahsuhn 1999). Aufgrund des sehr hohen Aufwands wurde für die Nährstoffbilanzierung auf eine separate Berechnung des Bodenabtrags (bspw. über die Allgemeine Bodenabtragungsgleichung nach Schwertmann (1990)) verzichtet. In Behrendt et al. (1999) werden durchschnittliche Konzentrationen von gelöstem Phosphor im Oberflächenabfluss 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:

$$F_{\text{schnell Pgel}} = (C_{\text{Pgel}} * Q_{\text{schnell}}) / 100 \quad [41]$$

$$F_{\text{schnell Pba}} = F_{\text{schnell P}} - F_{\text{schnell Pgel}} \quad [42]$$

$F_{\text{schnell Pgel}}$ Gelöster Anteil der Phosphorfracht in der schnellen Abflusskomponente [kg/(ha*a)]
 C_{Pgel} Konzentration von $P_{\text{gelöst}}$ im Oberflächenabfluss nach Behrendt et al. (1999) [mg/l]
 $F_{\text{schnell Pba}}$ 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:

$$\text{Saldo}_{\text{Matrix N,P}} = \text{Saldo}_{\text{N,P}} - F_{\text{schnell N,P}} \quad [43]$$

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

Zur Berechnung der Stoffauswaschung $F_{\text{Ausw N,P}}$ 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, Walter 1999). Als Wert für den stoffspezifischen Mobilitätsfaktor wird daher für Stickstoff 0,75 und für Phosphor 0,1 eingesetzt. Die Stoffauswaschung berechnet sich demnach:

$$P_{\text{Ausw N,P}} = (Q_{\text{sws}} / FK_{10\text{dm}}) * MFa_{\text{N,P}} \quad (P_{\text{Ausw N,P}} \leq 1) \quad [44]$$

$$F_{\text{Ausw N,P}} = \text{Saldo}_{\text{Matrix N,P}} * P_{\text{Ausw N,P}} \quad [45]$$

$P_{\text{Ausw N,P}}$ Proportionalitätsfaktor der Stoffauswaschung []
 $MFa_{\text{N,P}}$ stoffspezifischer Mobilitätsfaktor für Stickstoff (0,75) und Phosphor (0,1) []
 $F_{\text{Ausw N,P}}$ Stickstoff- bzw. Phosphorauswaschung mit dem Sickerwasser [kg/(ha*a)]

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

$$F_{Q_z \text{ N,P}} = F_{\text{Ausw N,P}} * (Q_z / Q_{\text{sws}}) \quad [46]$$

$$F_{Q_b \text{ N,P}} = F_{\text{Ausw N,P}} - F_{Q_z \text{ N,P}} \quad [47]$$

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

Nährstoffrückhalt

Für die Transportkomponenten $F_{Q_z \text{ N,P}}$ und $F_{Q_b \text{ N,P}}$ müssen die Stoffrückhalte in der ungesättigten Zone und im Grundwasser berücksichtigt werden. Desweiteren muss für die langsame Komponente eine Verzögerung in der ungesättigten Zone und im Grundwasserleiter angenommen werden. Die Quantifizierung der Verweilzeiten der Grundwasserkomponenten bereitet zur Zeit noch große Probleme. Behrendt et al. (1999) geht 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 in 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 Rückhaltskoeffizienten beschrieben. Zur Quantifizierung dieses Rückhalteoeffizienten wird das im Einzugsgebiet gemittelte Verhältnis der Konzentration im Sickerwasser – berechnet aus den Frachten im Sickerwasser – zum Konzentrationsniveau im Grundwasser herange-

zogen. Das Konzentrationsniveau im Grundwasser wurde für Stickstoff aufgrund der Beprobung der Grundwassermessstellen von 1995 berechnet (LFU 1998). Das Konzentrationsniveau von gelöstem Phosphor wurde den in Behrendt et al. (1999) veröffentlichten Karten entnommen. Aufgrund der kürzeren Passage und Verweilzeit wird für verzögerte Abflusskomponente mit einem geringfügig niedrigeren Rückhalt gerechnet. Der Rückhaltskoeffizient wird deshalb um 5 % höher angesetzt. Die Rückhaltskoeffizienten werden nach den folgenden Gleichungen berechnet:

$$C_{\text{sWS N,P}} = (F_{\text{Ausw N,P}} * 100) / Q_{\text{sWS}} \quad [48]$$

$$Rk_{\text{Qb N,P}} = C_{\text{GW N,P}} / C_{\text{sWS N,P}} \quad [49]$$

$$Rk_{\text{Qz N,P}} = Rk_{\text{Qb N,P}} * 1,05 \quad [50]$$

$C_{\text{sWS N,P}}$	Stickstoff- bzw. Phosphorkonzentration im Sickerwasser [mg/l]
$Rk_{\text{Qb N,P}}$	Rückhaltskoeffizient für die langsame Abflusskomponente []
$Rk_{\text{Qz N,P}}$	Rückhaltskoeffizient für die verzögerte Abflusskomponente []
$C_{\text{GW N,P}}$	Konzentrationsniveau von Stickstoff bzw. Phosphor im Grundwasser [mg/l]
$C_{\text{sWS N,P}}$	Stickstoff- bzw. Phosphorkonzentration im Sickerwasser [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 der Gebieteigenschaften Ackerlandanteil und mittlere Hangneigung berechnet werden (Behrendt 1999). Darauf basierend wurde eine Funktion für das prozentuale Bodenabtrags-Eintrags-Verhältnis (Sediment-Delivery-Ratio) an aus Schwebstoffmessungen berechneten Frachten des partikulären Phosphors angepasst. Schwebstoffmesswerte zur Berechnung der Phosphorfrachten lagen für die Pegel Uhldingen, Oberried und Ebnet vor:

$$SDR = (0.05 * (SL - 0.25)^{0,3} * A_{\text{Acker}}^{1,5}) + (SL/1,6) \quad [51]$$

SDR	Sediment-Delivery-Ratio [%]
SL	Mittlere Hangneigung [%]
A_{Acker}	Anteil der Ackerflächen [%]

Die Verwendung Sediment-Delivery-Ratio setzt als Annahme voraus, dass sich der Phosphorgehalt des Sediments während des Transportprozesses nicht ändert und kein Anreicherungsprozess stattfindet. 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

sichtigung der mit dem Grundwasserabstrom transportierten Nährstofffracht wird der Nährstoffeintrag der Grundwasserkomponente entsprechend des Grundwasserabstromanteils an der Grundwasserkomponente Q_b (Kap. 3.4.1.1.3) aufgeteilt. Der gesamte diffuse Eintrag der gelösten Nährstoffe in die Oberflächengewässer ergibt sich aus dann der Addition der verbleibenden Transportkomponenten.

$$F_{Q_{bgw\ NP}} = F_{Q_b\ NP} * (A_{GwaQb} / 100) * Rk_{Q_b\ NP} \quad [52]$$

$$F_{dif\ OG\ N} = (F_{Q_b\ N} * (1 - (A_{GwaQb} / 100))) * Rk_{Q_b\ N} + (F_{Qz\ N} * Rk_{Qz\ N}) + F_{schnell\ N} \quad [53]$$

$$F_{dif\ OG\ P_{gel}} = (F_{Q_b\ P} * (1 - (A_{GwaQb} / 100))) * Rk_{Q_b\ P} + (F_{Qz\ P} * Rk_{Qz\ P}) + F_{schnell\ P_{gel}} \quad [54]$$

$F_{Q_{bgw\ NP}}$	Stickstoff- und Phosphorfracht im Grundwasserabstrom [kg/(ha*a)]
A_{GwaQb}	Anteil des Grundwasserabstroms an Q_b
$F_{dif\ OG\ N}$	Diffuser Stickstoffeintrag in die Oberflächengewässer [kg/(ha*a)]
$F_{dif\ OG\ P_{gel}}$	Diffuser Eintrag von gelöstem Phosphor in die Oberflächengewässer [kg/(ha*a)]

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

$$F_{dif\ Ppt} = (F_{schnell\ Pba} / 100) * SDR \quad [55]$$

$F_{dif\ Ppt}$	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 $F_{dif\ P_{gel}}$ eingesetzt.

3.4.1.2 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, sowie die Landnutzungsklassifikation und die Rasterkarte des langjährigen mittleren Jahresniederschlags (Abb. A3, siehe Kap. 3.4.1.1.2) herangezogen.

3.4.1.2.1 Einträge über Kläranlagen

Die Abschätzung der Stickstoff- und Phosphoremissionen aus kommunalen Kläranlagen erfolgt über Anzahl der angeschlossenen Einwohner und deren spezifischen 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:

$$ZU_{N,P} = AG_{E,N,P} * E_{KA} \quad [56]$$

$ZU_{N,P}$ Stickstoff- bzw. Phosphorzulaufrecht [g N bzw. P/d]
 $AG_{E,N,P}$ einwohnerspezifische Stickstoff- bzw. Phosphorabgabe [11 g N bzw. 1,8 P/(E*d)]
 E_{KA} an Kläranlagen angeschlossene Einwohner

Die Reinigungsleistung der in den kommunalen Kläranlagen eingesetzten Verfahren kann Tab. A6 entnommen werden. Die Nährstoffelimination wird unter Verwendung der verfahrensspezifischen Reinigungsleistung für jede Kläranlage berechnet.

$$EUKA_{N,P} = ZU_{N,P} * 365.25 (RV_{N,P} / 100) \quad [57]$$

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

3.4.1.2.2 Einträge über Regentlastungen des Mischkanalsystems

Bei der Mischwasserkanalisation werden die Einträge aus den Haushalten, den industriellen Indirekteinleitern und die Regenwasserabläufe in einem Kanal erfasst und der Kläranlage zugeführt. Auslegung von Mischsystem und Kläranlage sind 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 Regenentlastung emittierten Nährstoffen wurde 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 Starkregeneignissen zum Abfluss kommt:

$$a_{URBV} = 0,15 + 0,75 * A_{URBV}/A_{URB} \quad [58]$$

$$q_{URBV} = a_{URBV} * N_J \quad [59]$$

a_{URBV}	Abflussbeiwert
A_{URBV}	versiegelte urbane Fläche [km ²]
A_{URB}	gesamte urbane Fläche [km ²]
q_{URBV}	spezifischer Abfluss von der versiegelten urbanen Fläche [l/(m ² *a)]
N_J	Jahresniederschlag [l/(m ² *a)]

Durch Multiplikation des spezifischen Abflusses mit der an die Mischkanalisation angeschlossenen versiegelten Fläche wird der Gesamtabfluss berechnet, der der Mischkanalisation zufließt. Die einwohnerspezifische Abwassermenge kann nach Gleichung [60] berechnet werden:

$$q_E = AW / E_{KA} \quad [60]$$

q_E	einwohnerspezifische tägliche Abwasserspense [l/(E*d)]
AW	der Kläranlage zugeführte Abwassermenge [l/d]
E_{KA}	an die Kläranlage angeschlossene Einwohner

Der Abschätzung der Nährstoffeinträge über Regenentlastungen der Mischkanalisation liegen die Vorstellungen von Mohaupt et al. (1998) zu Grunde. Danach kann man davon ausgehen, dass nahezu der gesamte nach Gleichung [59] ermittelte abflusswirksame Niederschlag von urbanen Flächen lediglich an den Starkregentagen des Jahres realisiert wird. Die Zahl der Starkregentage wird je nach Bilanzgebiet mit 55 bis 65 angenommen. Die gesamte dem Mischsystem des Untersuchungsgebiets zugeführte Wassermenge kann dann nach Gleichung [61] berechnet werden:

$$Q_{URBM} = [q_{URBV} * A_{URBV} + Z_{NT} * (E_{KA} * q_E + a_{GEW} * q_{GEW} * A_{URB})] / 1000 \quad [61]$$

Q_{URBM}	an Starkregentagen realisierter Abfluss im Mischsystem [m ³ /a]
q_{URBV}	spezifischer Abfluss von der versiegelten urbanen Fläche [l/(m ² *a)]
A_{URBV}	versiegelte urbane Fläche [km ²]
Z_{NT}	Zahl der effektiv wirksamen Starkregentage
E_{KA}	an Kläranlagen angeschlossene Einwohner
q_E	einwohnerspezifische tägliche Abwasserspense [l/(E*d)]
a_{GEW}	Anteil der gewerblichen an der gesamten urbanen Fläche [%]
q_{GEW}	spezifische Abflussspense von gewerblichen Flächen [l/(ha*d)]
A_{URB}	gesamte urbane Fläche [ha]

Für die Berechnung der Menge des gewerblichen Abwassers wurde der Anteil der Landnutzungs-kategorie „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 et al. (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:

$$V_S = (AB_{KA} / 100) * 23,3 \quad [62]$$

$$RE = \frac{[(4000 + 25 * q_R) / (0,551 + q_R)]}{V_S + [(36,8 + 13,5 * q_R) / (0,5 + q_R)]} - 6 + [(N_J - 800) / 40] \quad [63]$$

V_S	Speichervolumen [m ³]
AB_{KA}	Ausbaugrad der Kläranlage [%]
RE	Entlastungsrate des Mischsystems [%]
q_R	Regenabflussspende [l/(ha*s)]
V_S	Speichervolumen [m ³]
N_J	Jahresniederschlag [l/(m ² *a)]

Für die Regenabflussspende wird in Anlehnung an Brombach & MichelBach et al. (1998) ein mittlerer Wert von 1 l/(ha*s) angenommen. Die Stoffkonzentrationen im Mischwasser werden aufgrund eines empirischen Ansatzes berechnet (Brombach & MichelBach et al. (1998) in: Borchardt et al., 1999):

$$C_{MN} = 6,37 * e^{(-0,019) * AG} + 4,44 \quad [64]$$

$$C_{MP} = 0,0805 * e^{(-0,019) * AG} + 1,165 \quad [65]$$

C_{MN}	Stickstoffkonzentration im Mischwasser im Entlastungsfall [mg/l]
C_{MP}	Phosphorkonzentration im Mischwasser im Entlastungsfall [mg/l]
AG	Ausbaugrad

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

$$EUM_{N,P} = C_{MN,P} * RE + Q_{URBM} \quad [66]$$

$EUM_{N,P}$	über die Mischkanalisation eingetragene Nährstoffmengen [t/a]
$C_{MN,P}$	Stickstoff- bzw. Phosphorkonzentration im Mischwasser im Entlastungsfall [mg/l]

RE	Entlastungsrate des Mischsystems [%]
Q _{URBM}	an Starkregentagen realisierter Abfluss im Mischsystem [m ³]

Ein Teil der Regentlastungen 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 des Abwassersystem des Abwasserzweckverbands Forchheim (Zusammenschluss der Gemeinden in Freiburg und Umgebung) angeschlossen. Die zugehörige Kläranlage liegt außerhalb des Bilanzgebiets. Über die genaue Lage der Regentlastungen des Abwassersystems waren keine Daten verfügbar. Es kann jedoch davon ausgegangen werden, dass diese sämtlich innerhalb des Bilanzgebiets liegen. Aus diesem Grunde wurden in diesem Testeinzugsgebiet die für das Abwassersystem berechneten Frachten aus der Regentlastung in die Bilanz eingerechnet, während die Frachten aus dem Ablauf der Kläranlage Forchheim nicht enthalten sind.

3.4.1.3 Nährstoffbilanz der Flussgebiete

3.4.1.3.1 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 hydraulische Belastung eines Flusssystem wird als Quotient der mittleren Jahresabflussmenge und der Fläche des Gewässernetzes des Einzugsgebiets.

$$HL = MQ / A_{GW} \quad [67]$$

HL	hydraulische Belastung [m]
MQ	mittlere Jahresabflussmenge [m ³]
A _{GW}	Fläche des Gewässernetzes [m ²]

Auf der Basis der hydraulischen Belastung kann aufgrund einer empirisch hergeleiteten Potenzfunktion die frachtgewichtete Nährstoffretention berechnet werden. Die Werte für a und b sind in Tab. A6 angegeben:

$$R_{FN,P} = a * HL^b \quad [68]$$

R _{FN,P}	frachtgewichtete Nährstoffretention []
-------------------	--

3.4.1.3.2 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.

$$F_{\text{ges OG N,Pgel}} = \frac{1}{1 + R_{F,N,P}} * (S F_{\text{dif OG N,Pgel}} + S F_{\text{punkt N,P}}) \quad [69]$$

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

$S F_{\text{punkt N,P}}$ Gesamtfracht der Nährstoffe aus Punktquellen ($F_{\text{punkt N,P}} = EUM_{N,P} +$

Im Falle von bekannten Verlusten wie den Versinkungen der Donau werden die Frachten entsprechend korrigiert. Die aufgestellten Bilanzen werden zur Überprüfung den für die Pegel berechneten Frachten gegenübergestellt und im Falle größerer Abweichungen überprüft.

3.4.1.4 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. 2.4) 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 wurden die in der Karte der aktuellen Evapotranspiration enthaltenen Werte so erhöht, dass unter Berücksichtigung der regionalen klimatischen Unterschiede generell die Werte von vollständig bewaldeten Rasterzellen erreicht werden. Der Gesamtabfluss des PNZ wurde aus der Differenz von Niederschlag und der Verdunstung des PNZ berechnet. Um Abflusswerte nahe null oder kleiner zu vermeiden, wurde als kleinstmöglicher Abflussbeiwert ein Wert von 0.05 angenommen. Ein Karte des Gesamtabflusses in den Bilanzgebieten für den PNZ ist in Abb. A11 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, wurde bei der Berechnung der Nährstoffüberschüsse der Land-

flächen die atmosphärische Deposition nicht verändert. Die Nährstoffüberschüsse aller Landnutzungsklassen mit Ausnahme der Wasserflächen wurden auf die Werte der Landnutzungsklasse Wald gesetzt. Mit entsprechend dem PNZ veränderten Eingangsgrößen wurde dann eine Nährstoffbilanzierung entsprechend der in Kap. 3.4.1.1.4. beschriebenen Methodik durchgeführt. Dabei wurden die Parameter zur Beschreibung der Mobilisierbarkeit und der Rückhalte der Nährstoffe unverändert beibehalten.

Die Nährstoffbilanzierung für den PNZ kann aufgrund der großen Unsicherheiten, welche mit Prognosen verbunden sind, die der Grundlage von konzeptionellen Modellansätzen berechnet wurden, nur als sehr 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.

3.4.1.5 Bewertung der Parameter des Stoffhaushalts

Als Parameter zur Bewertung des Stoffhaushalts werden die in Oberflächengewässer und 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:

$$F_{\text{Ges N}} = \sum F_{\text{dif OG N}} + \sum F_{\text{Qbgw N}} + \sum F_{\text{punkt N}} \quad [70]$$

$$F_{\text{Ges P}} = \sum F_{\text{dif OG Pgel}} + \sum F_{\text{dif Ppt}} + \sum F_{\text{Qbgw P}} + \sum F_{\text{punkt P}} \quad [71]$$

$F_{\text{Ges N}}$ Gesamte emittierte Stickstofffracht [kg/(ha*a)]

$F_{\text{Ges P}}$ 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:

$$\text{Def}_{\text{SH N P}} = \left(\frac{F_{\text{Ges IST N P}} - F_{\text{Ges PNZ N P}}}{F_{\text{Ges PNZ N P}}} \right) \quad [72]$$

$\text{Def}_{\text{SH N P}}$ Defizit (prozentuale Überschreitung des PNZ) bei Stickstoff bzw. Phosphor [%]

$F_{\text{Ges IST N P}}$ Gesamte emittierte Stickstofffracht für den Ist-Zustand [kg/(ha*a)]

$F_{\text{Ges PNZ N P}}$ Gesamte emittierte Stickstofffracht 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.8). 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 Wasserqualität noch 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. 8: Natürlichkeitsklassen des Stoffhaushalts

Def_{SH N}	0-25	25 -50	50 - 100	100-200	200 - 400	400 - 800	>800
Def_{SH P}	0 - 500	500 - 1000	1000 - 2000	2000 - 5000	5000 - 10000	10000 – 15000	> 15000
Natürlichkeitsklasse	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 schlechter 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.

3.4.2 Bewertung der Stoffdynamik

Die Stoffdynamik am Pegel kann für diejenigen Pegel berechnet 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 Kon-

zentrationen aus Konzentrations-Abfluss-Beziehungen zur Verfügung. Da für die untersuchten Pegel ab dem Jahr 1993 nur noch Einzelbeprobungen im 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 $\text{NH}_4\text{-N}$, $\text{NO}_2\text{-N}$, $\text{NO}_3\text{-N}$ sowie $\text{PO}_4\text{-P}$ aufgestellt. Über die Beziehung kann im Abhängigkeit des Abflusswertes für jeden Tag ein Konzentrationswert berechnet werden. Anhand der Abweichung der berechneten zu gemessenen Konzentrationswerten eines Validierungszeitraumes wird eine Fehlerspanne berechnet. Diese beschreibt die Unsicherheit der berechneten Frachten auf Grund der Konzentrationsberechnung.

Bei der Bewertung der Stoffdynamik wird der Immissionsansatz als Maßstab der zugrunde gelegt. 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).

Als Qualitätsziele werden in der LAWA-Klassifikation Konzentrationswerte für jede Klasse angegeben, die vom 90-Perzentil der Verteilung der Stoffkonzentration eines zu beurteilenden Gewässers nicht überschritten werden dürfen (Tab. A7). 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. Dies erfolgt für jeden Pegel aufgrund des anhand der dort erhobenen Messdaten ermittelten Verhältnisses von Mittelwert und 90-Perzentil. 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:

$$C_{\text{am}(ix)} = C_{\text{LAWA}(ix)} * (C_{90\text{-P}(x)} / C_{\text{am}(x)}) \quad [73]$$

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

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

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

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

Aus den auf diese Weise abgeleiteten Grenzwerten der Konzentrationsmittel werden über die gemessenen Werte der MQ_{mon} Grenzwerte der Frachten (Sollfrachten) berechnet, die als Bewertungsmaßstab zur Bewertung der Stoffdynamik dienen. Zur Bewertung der Stoffdynamik 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. 40 und 41 sowie anhand der Abb. A34- A38 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.

Die Eingrenzung der Phosphordynamik 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 (DVWK 1998; Hütter 1994, LfU 1998).

3.4.3 Simulation der Stoffdynamik

In ausgewählten Einzugsgebieten wurden im Rahmen des Projekts Möglichkeiten zur Simulation der Stoffdynamik mit Hilfe von einzugsgebietsbezogenen Wasserhaushalts- und Stoffhaushaltsmodellen getestet. Im Rahmen des Bewertungsverfahrens sollen damit die Wirksamkeit von Maßnahmen zur Verringerung der Defizite des Stoffhaushalts und der Stoffdynamik analysiert werden. Durch Simulationen der Stoffdynamik sollen Prognosen hinsichtlich der Wirksamkeit von Maßnahmen zur Verbesserung der Wasserqualität ermöglicht werden.

In der ersten Hälfte des Projekts wurde das konzeptionelle Wasserhaushalts- und Stoffhaushaltsmodell NPSM/HSPF (Johanson et al. 1996) getestet. Anhand einer Testanwendung im Einzugsgebiet der Brugga, wurde festgestellt, dass das Modell aufgrund seiner Konzeption und aufgrund der hohen Datenanforderungen für eine operationelle Anwendung nicht geeignet ist (Eisele et. al. 2001).

Für das Testeinzugsgebiet der Seefelder Aach (Pegel Uhldingen) wurde deshalb ein vereinfachtes Modell zur Simulation der Stoffdynamik basierend auf einer vorhandenen

Wasserhaushaltsmodellierung entwickelt. Das Modellkonzept wurde so entwickelt, dass es auf der Grundlage breitenverfügbarer Eingangsdaten anwendbar ist. Aufgrund seiner erfolgreichen Anwendung in verschiedenen Einzugsgebieten wurde das Wasserhaushaltsmodell LARSIM (Large Area Simulation Model, Bremicker 2000) als Grundlage für das Modellkonzept ausgewählt. Dieses rasterbasierte Einzugsgebietsmodell ist für Einzugsgebiete ab 50 km² und durchschnittlicher Datenausstattung gut geeignet. Die Verknüpfung der im Wasserhaushaltsmodell raumzeitlich differenziert berechneten Abflusskomponenten wurde über externe Schnittstellen mit der Berechnung des Stickstoffhaushalts und der Stickstofftransports auf Monatsbasis verknüpft. Einen Überblick über die Modellkopplung und den Modellansatz gibt Abb. 18.

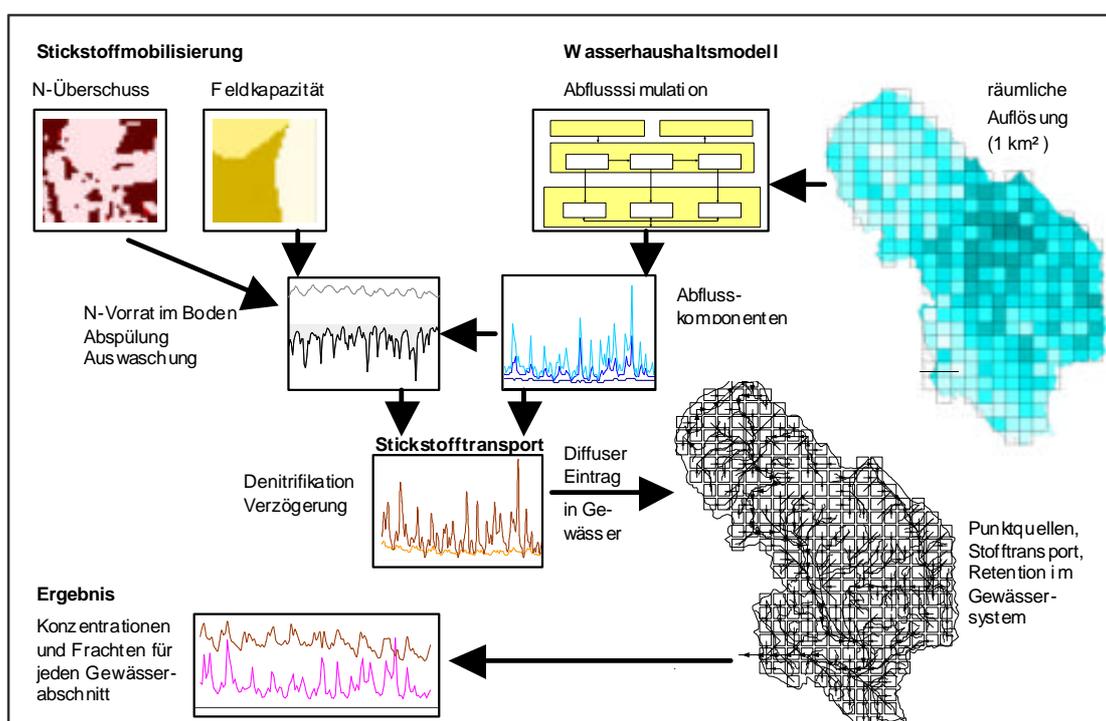


Abb. 18: Modellkonzept für die Simulation der Stickstoffdynamik auf Monatsbasis

Nach einer Anpassung der im Wasserhaushaltsmodell simulierten Wasserflüsse und deren Aggregation auf Monatswerte, können diese als Eingangsdaten für die Simulation des Stofftransports genutzt werden. Im nächsten Arbeitsschritt wird basierend auf der bereits vorliegenden stationären Nährstoffbilanzierung eine monatliche Bilanz der Nährstoffe im Boden aufgestellt. Die Menge der im Boden verfügbaren mobilisierbaren Stickstoffmenge wird durch den folgenden Bilanzansatz berechnet:

$$N_{\text{stor}(t_i)} = N_{\text{stor}(t_i-1)} + N_{\text{in}(t_i)} + N_{\text{mn}(t_i)} - N_{\text{npu}(t_i)} - N_{\text{dn}(t_i)} - N_{\text{im}(t_i)} - N_{\text{out}(t_i-1)} \quad [74]$$

t_i : Zeitschritt [mon],
 N_{stor} : mobilisierbare Stickstoffmenge im Boden [kg/ha]

N_{in} :	Stickstoffzufuhr (Organ- und mineral. Düngung, atmosph. Deposition, [kg/ha]
N_{mn} :	Stickstoff aus Mineralisierung organischer Substanz [kg/ha]
N_{npu} :	Stickstoffentzug durch Pflanzen [kg/ha]
N_{dn} :	Stickstoffentzug durch Denitrifikation [kg/ha]
N_{im} :	Immobilisierung von Stickstoff an der Bodensubstanz [kg/ha]
N_{out} :	Stickstoffverlust durch Abspülung und Auswaschung [kg/ha]

Als Startwert für die mobilisierbare Stickstoffmenge wurden 30 % der in der Nährstoffbilanzierung (Kap. 3.4.1.1) berechneten Überschüsse angenommen. Die monatlichen Werte der Bilanzglieder wurden basierend auf den Jahresmittelwerten der Nährstoffbilanzierung und aus in der Literatur beschriebenen Saisonalität der landwirtschaftlichen Praxis bzw. der Vegetationsentwicklung quantifiziert (Frede & Dabbert 1998, Lang 1999).

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

$$N_{\text{schnell}(ti)} = N_{\text{stor}(ti)} * \text{Frac}_{\text{schnell}(ti)} \quad [75]$$

$$\text{Frac}_{\text{schnell}(ti)} = (Q_{\text{schnell}(ti)} / \text{FK}) * \text{MC}_{\text{schnell}} \quad [76]$$

$$N_{\text{swh}(ti)} = N_{\text{stor}(ti)} * \text{Frac}_{\text{swh}(ti)} \quad [77]$$

$$\text{Frac}_{\text{swh}(ti)} = (Q_{\text{swh}(ti)} / \text{FK}) * \text{MC}_{\text{swh}} \quad [78]$$

N_{schnell} :	Stickstofffracht in der schnellen Abflusskomponente [kg/(ha*a)]
Frac_{sr} :	Anteil der mit der schnellen Abflusskomponente mobilisierten Fracht an N_{stor} : []
Q_{schnell}	Höhe der schnellen Abflusskomponente (Monatswert) [mm]
FK	Feldkapazität [mm]
$\text{MC}_{\text{schnell}}$	Mobilitätsfaktor für die schnelle Abflusskomponente [] (Kalibrierparameter)
N_{swh}	Stickstofffracht im Sickerwasser [kg/(ha*a)]
Frac_{swh}	Anteil der mit dem Sickerwasser mobilisierten Fracht an N_{stor} : []
Q_{swh}	Sickerwasserhöhe (Monatswert) [mm]
MC_{swh}	Mobilitätsfaktor für Sickerwasser (Kalibrierparameter)

Entsprechend der Höhe der verzögerten Abflusskomponente und der Grundwasserkomponente wird die mit dem Sickerwasser ausgewaschene Stickstofffracht weiter aufgeteilt. Der Rückhaltekoefizient für die verzögerte Abflusskomponente wird basierend auf der Topographie (Topographischer Index nach Beven & Kirkby 1979) räumlich differenziert und über das Abflussregime zeitlich variiert.

$$I_{\text{topo}} = \ln(a / \tan \beta) \quad [79]$$

$$DL_{-z}(ti) = 1 - (I_{t\text{-norm}} * (\text{Denit} * \text{TF}_{(ti)} * \text{RF}_{(ti)})) \quad DL_{-z}(ti) \geq 0 \quad [80]$$

$$N_{z\text{em}(ti)} = N_{z(ti)} * (1 - DL_{-z}(ti)) \quad [81]$$

I_{topo}	Topographischer Index []
a	Einzugsgebiet der 50x50 Rasterzelle [m ²] (maximal 1000000 m ² (Größe der LARSIM- Modellraster))
β	Hangneigung der Rasterzelle [°]

DL_z	Anteil des Denitrifikationsverlusts in der verzögerten Komponente[]
I_{t-norm}	Mittelwert von I_{topo} in der LARSIM-Rasterzelle; normiert durch das Gebietsmittel []
Denit	Denitrifikationsfaktor (verzögerte Abflusskomponente, Kalibrierparameter) []
TF	Monatlicher Temperaturfaktor (berechnet aus dem Temperaturregime im Einzugsgebiet)
RF	Monatlicher Abflussfaktor (berechnet aus dem Abflussregime im Einzugsgebiet [])
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 Kalibrierparameter „Denit“ wird zunächst anhand der in der in Kap. 3.4.1.1.4 berechneten Rückhaltekoefizienten abgeschätzt und dann weiter kalibriert. Der Nährstoffrückhalt in der Grundwasserkomponente wird ebenfalls kalibriert, jedoch nicht weiter räumlich und zeitlich differenziert. Für die Grundwasserkomponente wird, basierend auf einem Dispersions-Translations-Ansatz eine zeitliche Verzögerung berechnet (Mehlhorn 1999). Die Stickstofffracht der Grundwasserkomponente berechnet sich demnach wie folgt:

$$N_{g-em(t_i)} = \sum_{i-T}^{i-T} (C_{Swh} f(DTM)) * 10^{-5} * Q_{b_{t_i}} * (1 - DL_g) \quad [82]$$

N_{g-em}	Mit der Grundwasserkomponente in die Gewässer eingetragene Stickstofffracht [kg/ha]
C_{Swh}	Konzentration im Sickerwasser (mg/l);
$f(DTM)$	Faltungsfunktion des Dispersion-Translations-Gleichung
T	Mittlere Verweilzeit (mon);
Q_b	Grundwasserabfluss (Monatswert) [m ³];
DL_g	Anteil der Denitrifikationsverluste in der Grundwasserkomponente[]

Aus der Summe der Frachten der verschiedenen Abflusskomponenten und der aus Punktquellen emittierten Fracht in den oberstrom gelegenen Rasterzellen kann dann der Stickstoffeintrag in die Oberflächengewässer für jeden Flussabschnitt berechnet werden. Der Rückhalt im Gewässersystem wird basierend auf den hydraulischen Belastung (Kap. 3.4.1.1.4), der in Behrendt et al. (1999) beschriebenen Potenzfunktion und einem monatlichen Abflussregimefaktor beschrieben:

$$F_{N(t_i)} = (E_{dN(t_i)} + E_{pN(t_i)}) * (1 + (1 / (1 + R_{L(t_i)})) \quad [84]$$

$$C_{N(t_i)} = (L_{N(t_i)} * 100) / Q_{(t_i)} \quad [85]$$

F_N	Stickstofffracht im Gewässer (Immission) [kg/ha]
E_{dN}	Stickstoffeintrag aus diffusen Quellen [kg/ha]
E_{pN}	Stickstoffeintrag aus diffusen Quellen [kg/ha]
C_N	Stickstoffkonzentration im Gewässer
MQ_{mon}	Monatsmittel des Abflusses (mm)
R_L	Monatswerts des Nährstoffrückhalts []

Das beschriebene Modell zur Simulation der Stoffdynamik wurde an gemessenen Konzentrationen von Gesamtstickstoff am Pegel Uhldingen kalibriert. Die im Kalibrierungsverfahren ermittelten Parameterwerte sind in Tab. A8 aufgeführt.

3.5 Ausweisung der Hydrologischen 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 der Bewertungsmatrix werden die quantifizierten Defizite der einzelnen Parameter zusammengestellt und die zugehörigen Natürlichkeitsklassen angegeben. Die Natürlichkeitsklasse ergibt sich aus der naturfernstesten Bewertung innerhalb der Gruppe. Die 7 Klassen der Hydrologischen Güte ergeben sich aus einer Gewichtung der einzelnen Parametergruppen. Die Gesamtbewertung wird dann in drei Bewertungsblöcken durchgeführt. In Abb. 19 ist das Konzept der Gewichtung in den Bewertungsblöcken zusammengefasst.

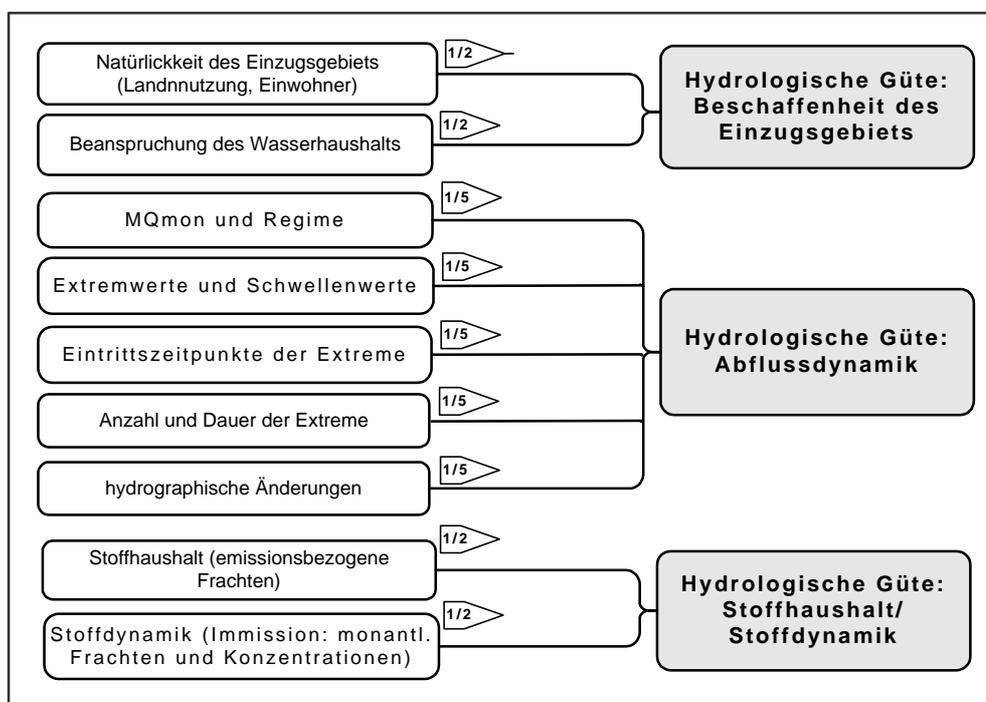


Abb. 19: Gewichtung der Parameter in der drei Blöcken des Bewertungsverfahrens „Hydrologische Güte“

Im Ergebnisteil des Projektberichtes wird die Bewertung nicht wie in Abb.19 dargestellt für jedes Einzugsgebiet, sondern aus methodischen Gründen getrennt nach den drei Bewertungsblöcken dargestellt. Ziel ist es dabei die Ergebnisse der Bewertungsmethodik in den untersuchten Testeinzugsgebieten zu vergleichen. In jedem der drei Bewertungsblöcke werden deshalb eigene Bewertungsmatrizen erstellt. Darüber hinaus werden die Natürlichkeitsklassen einzelner Parameter, Parametergruppen und Bewertungsblöcke kartographisch dargestellt, um regionale Muster erkennbar zu machen.

3.6 Erstellung eines Maßnahmenkataloges

Hinsichtlich der Verbesserung der Hydrologischen Güte müssen die „klassischen“ Gewässerentwicklungspläne, die sich in räumlicher Hinsicht überwiegend auf das Fließgewässer selbst und seine Umgebung bis zur Ausdehnung der Aue beschränken, um eine Komponente „Maßnahmen im Einzugsgebiet“ erweitert werden. Als Grundlage zur Aufstellung der Maßnahmenkataloge müssen für die jeweiligen Bereiche Entwicklungsziele formuliert werden. Hydrologische Entwicklungsziele im Rahmen allgemeiner Naturschutzbelange könnten z. B. sein (abgeleitet aus LAGS 1999):

- Sicherung bzw. Wiederherstellung naturnaher ungenutzter Stand- und Fließgewässer
- Sicherung der Höhe bestimmter Kennwerte des Abflusses (z.B. HQ2)
- Sicherung bzw. Wiederherstellung naturnah strukturierter Gräben
- Erhalt bzw. Sicherung von Feuchtwiesen und –weiden.
- Reduzierung der Nährstoffbelastung (Erreichen einer besseren Güteklasse)
- Reduzierung des Sedimenteintrags

Auf der Basis solcher Entwicklungsziele können hydrologische Kriterien, die sich auf die Fläche beziehen, zukünftig in Gewässerentwicklungsplänen verankert werden. Für die Parametergruppen der Abflussdynamik, des Stoffhaushalts und der 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 hydrologischen und agrarökologischen Sachverstand Maßnahmen zur Verringerung von Defiziten vorgeschlagen. Eine "Regenerationszeit", die Planung, Umsetzung und vollständige Wirkung der Maßnahmen beinhaltet, wird ebenfalls abgeschätzt. Aufgrund der häufig komplizierten Rechtslage für auf der Fläche anzusetzende Veränderungen ist die "Regenerationszeit" als oberste Grenze eher großzügig angesetzt. Aus Sicht der

Hydrologie und des Naturschutzes ist hier eher von einer pessimistisch betrachteten langen Regenerationszeit auszugehen. Die Regenerationszeit ist in Jahren angegeben.

Die qualitativen Angaben im Maßnahmenkatalog müssen im Rahmen des Managements eines bestimmten Einzugsgebiets genauer untersucht werden. Zur Planung einer Maßnahme muss deren Auswirkung auf die Zielgröße quantifiziert werden und in ein Verhältnis zu Ihrem finanziellen Aufwand gesetzt werden. Die Durchführung solcher Kosten-Nutzen-Analysen ist nicht Teil des Bewertungsverfahrens. Beispiele von Methoden zur Durchführung von Kosten-Nutzen-Analysen im Flussgebietsmanagement sind bspw. in Messner & Geyley (2001) sowie Borchardt et al. (2000) enthalten.

4 Ergebnisse

4.1 Beschaffenheit des Einzugsgebiets

Die Bewertung der Parametergruppen „Natürlichkeit des Einzugsgebiets“ und „Beschaffenheit des Einzugsgebiets“ wurde entsprechend Kap. 3.2 durchgeführt. In Abb. 20 und Abb. 21 werden Karten der Natürlichkeitsklassen der Test-Einzugsgebiete für einzelnen Parameter dargestellt. Die einzelnen Parameterwerte und Natürlichkeitsklassen sind in der Bewertungsmatrix (Tab. A9 enthalten).

Aus den Karten der Natürlichkeitsklassen der Landnutzung und der Bevölkerungsdichte (Abb. 20) wird deutlich, dass die Parametergruppe „Natürlichkeit des Einzugsgebiets“ durch die Ausprägung des Parameters Bevölkerungsdichte bestimmt wird. Aufgrund der überwiegend ländlich geprägten Landnutzungsstruktur erreichen fast alle Einzugsgebiete mindestens die Natürlichkeitsklasse 2. Nur das stärker urban geprägte Einzugsgebiet der Würm fällt in die Klasse 3. Im Hinblick auf den Einfluss der Landnutzung auf den Stoffhaushalt fällt das Ergebnis der Bewertung etwas zu positiv aus. Dies könnte durch eine Veränderung der der Klasse Ackerland zugeordneten Natürlichkeitsklasse (siehe Tab. 2 in Kap. 3.2.1) erreicht werden.

Dagegen zeigt sich bei der Bewertung der Bevölkerungsdichte ein differenzierteres Bild. Eine Natürlichkeitsklasse unter 2 erreichen nur Einzugsgebiete im Schwarzwald, in denen keine größeren Ortschaften (> 2000 EW) vorhanden sind. Einzugsgebiete ohne größere Städte erreichen die Natürlichkeitsklasse 3. In den mit der Natürlichkeitsklasse 4 bewerteten Einzugsgebieten Riegel/Leopoldskanal, Rottweil/Neckar, Plochingen/Neckar und Pforzheim/Enz sind größere Städte vorhanden (z.B.: Freiburg, Schwenningen, Rottweil, Reutlingen, Plochingen, Böblingen, Sindelfingen, Pforzheim). Das Einzugsgebiet Pforzheim/Würm erhält auch hier die schlechteste Klassierung.

Die Karte der Beanspruchung des Wasserhaushaltes in den Einzugsgebieten (Abb. 21) zeichnet überwiegend die Verteilung der Bevölkerungsdichte nach. Zusätzlich macht sich in den Einzugsgebieten Neckar/Plochingen, Pforzheim/Enz, Pforzheim/Würm und Dörzbach/Jagst die Fernwasserversorgung durch schlechtere Klassierungen bemerkbar. Bei der Bewertung der Intensität der Stauhaltungen fallen erwartungsgemäß die Einzugsgebiete mit größeren Dauerstauhaltungen (Kinzig-Talsperre, Nagold-Talsperre) oder mit einer sehr hohen Anzahl von Stauhaltungen durch Natürlichkeitsklassen größer 2 auf. Im Falle der Kinzigtalsperre muss jedoch bezüglich der Auswirkungen auf die Abflussdynamik berücksichtigt werden, das diese erst 1995 fertiggestellt wurde.

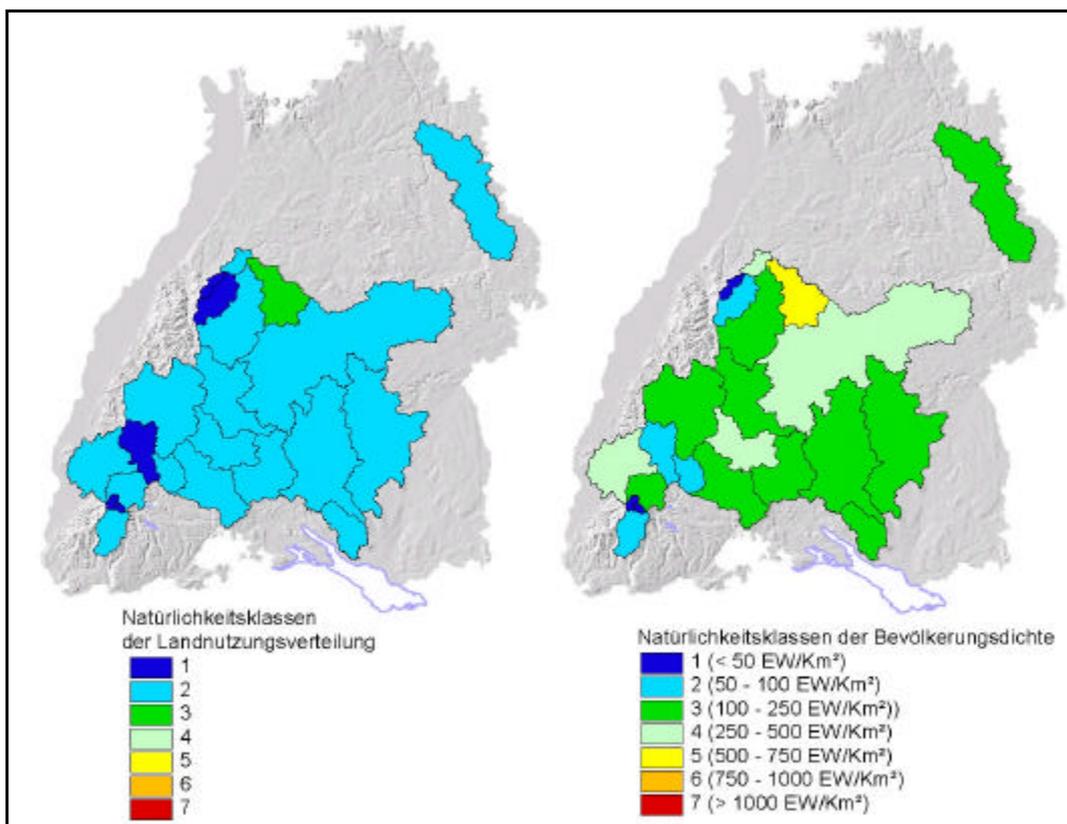


Abb. 20: Bewertung der Natürlichkeit des Einzugsgebiets

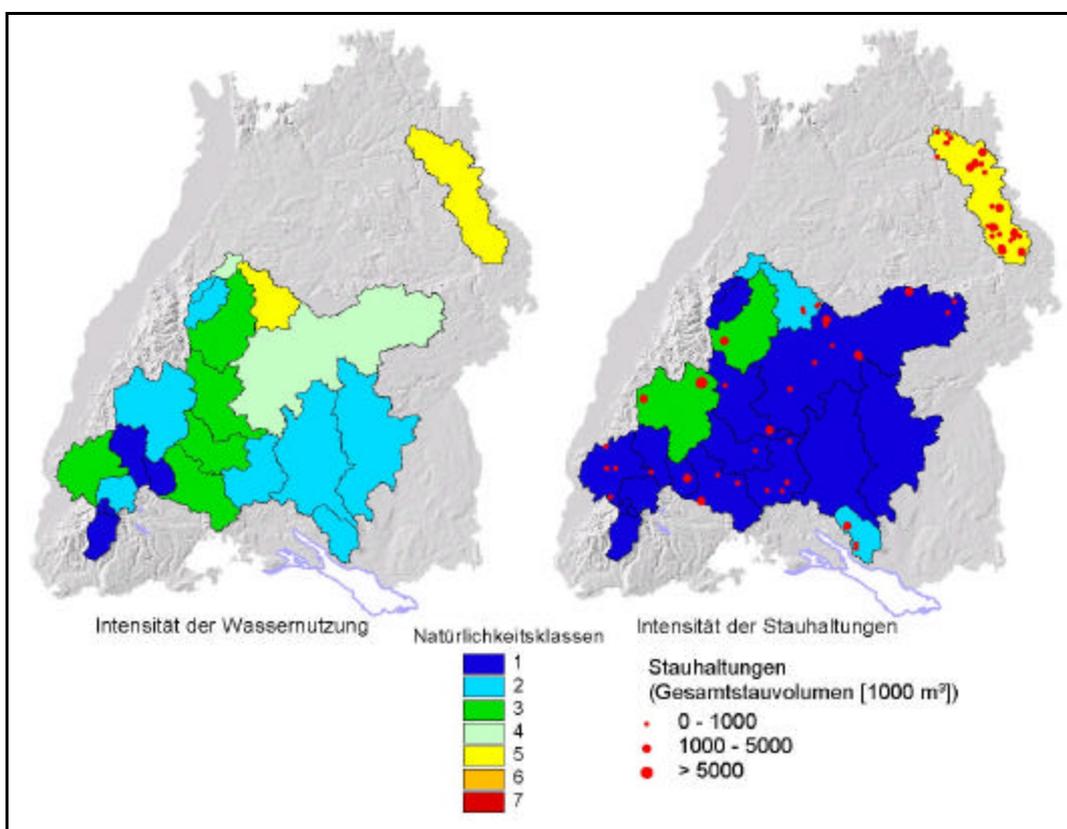


Abb. 21: Bewertung der Beanspruchung des Wasserhaushalts

Abb. 22 zeigt das Ergebnis der zusammenfassenden Bewertung der Beschaffenheit des Einzugsgebiets für alle untersuchten Einzugsgebiete. Die in der Karte dargestellten Natürlichkeitsklassen können als Vergleichswert für das Ausmaß der anthropogenen Einflüsse im Einzugsgebiet als plausibel angesehen werden. Bei dieser integralen Bewertung spiegelt sich am stärksten der Einfluss der Bevölkerungsdichte und der Intensität der Wassernutzungen wieder.

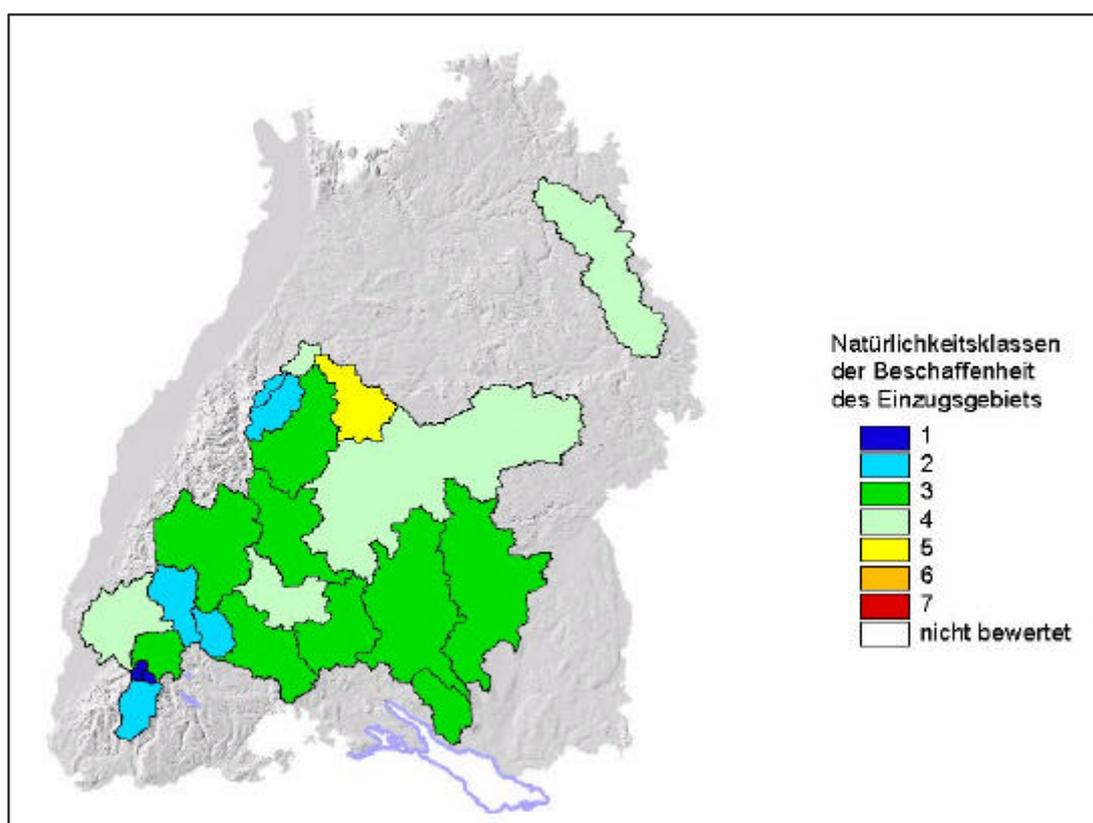


Abb. 22: Darstellung der Bewertung der Beschaffenheit des Einzugsgebiets

4.2 Abflussdynamik

4.2.1 Einführung

Die folgenden Untersuchungen zur Abflussdynamik erfolgen getrennt nach hydrologisch begründeten IHA-Parametergruppen. Als gruppierende Merkmale wurden hierzu die hydrologischen Prozesse zugrundegelegt, die Einfluss auf die IHA-Parameter haben können. Die Ergebnisse der Anwendung der IHA/RVA-Methode wird im folgenden für alle untersuchten Einzugsgebiete visualisiert und diskutiert. Um eine Übersicht der Verteilung der Ausprägung aller Parameter einer Gruppe im geographischen Raum zu

erhalten, wurden Matrizen generiert, deren Zeilen durch die IHA/RVA-Parameter und deren Spalten durch die Einzugsgebiete gebildet werden. Dabei sind die Einzugsgebiete entsprechend ihrer räumlichen Lage in Baden-Württembergs angeordnet (siehe dazu auch Abb. 4). Die äußerste linke Spalte der Matrix wird vom Einzugsgebiet Uhldingen/Seefelder Aach eingenommen, das am weitesten im Südosten des Landes liegt. Es folgen in der Matrix von links nach rechts die Donauteileinzugsgebiete in der Reihenfolge vom größten (Berg/Donau) bis zum kleinsten (Hammereisenbach/Breg). Darauf folgen die Einzugsgebiete des südlichen Schwarzwaldes (Wiese, Dreisam, Elz) und deren Teileinzugsgebiete, ein Einzugsgebiet des mittleren Schwarzwaldes (Kinzig), die Neckarteileinzugsgebiete (Rottweil, Horb und Plochingen) sowie die Teileinzugsgebiete der Enz im nördlichen Schwarzwald. Die äußerste rechte Spalte wird vom Einzugsgebiet Dörzbach/Jagst eingenommen, das am weitesten im Norden liegt. Diese Art der Darstellung hat den Vorteil, dass räumlich benachbarte Einzugsgebiete auch in der Tabelle benachbart sind, so dass die regionale Struktur sichtbar bleibt. Wenn sich aus dem Stand der Untersuchung für ein Pegelinzugsgebiet ein begründeter Verdacht auf anthropogen bedingte Veränderungen der Abflussdynamik ergibt, wird der Name des Pegelinzugsgebiet im Text fett und kursiv dargestellt. Dadurch wird das Auffinden der entsprechenden Textpassagen und damit die Überprüfung der abschließenden Bewertungen erleichtert.

4.2.2 Monatliche Abflüsse

(Gruppe 1 der ökologisch begründeten Gruppierung)

(Mittlere Monatsabflüsse (MoMQ), Parde-Koeffizienten)

4.2.2.1 RVA-Analyse der Monatsabflüsse

In Abb. 23a ist die Art der maximalen (positiv = rot) bzw. minimalen (negativ = blau) Ausprägung der RVA-Parameter in den untersuchten Zeitreihen dargestellt. Das Jahr, auf das der maximale/minimale RVA-Wert fällt ist in die jeweilige Zelle der Matrix geschrieben. Zellen mit grauer Farbe indizieren, dass die RVA-Ausprägungen der zugrundeliegenden Zeitreihen entweder im Intervall $[(-0,33)-0,33]$ (\rightarrow keine Veränderung) liegen, oder dass die RVA-Ausprägung aufgrund der Ganglinie der IHA-Parameter als unplausibel oder unsicher angesehen wurde (vergl. Kap. 3.3).

Herbst

Es zeichnet sich in Abb. 23 a ein jahreszeitliches Muster ab. Die Herbstmonate Oktober und November sind durch rote Farben (positive RVA-Ausprägung → Abnahme der zwischenjährlichen Variabilität) oder graue Farben (keine Veränderung) gekennzeichnet. Die Jahre, auf die die RVA Maxima fallen, streuen zwischen 1956 und 1968. Die weite Verbreitung der positiven RVA-Werte kann als Hinweis auf klimatische Ursachen für die Veränderungen angesehen werden. Das Einzugsgebiet *Rotenbach/Eyach* weicht durch eine negative RVA-Ausprägung und das Auftretensjahr des RVA-Minimums (1972) von diesem Muster ab. Der abweichende RVA-Wert für den Monat Oktober gibt einen Hinweis auf mögliche anthropogene Veränderungen im Einzugsgebiet. Das Einzugsgebiet St-Wilhelm/St.Wilhelmer Talbach weist ein erheblich abweichendes Auftretensjahr des maximalen RVA-Wertes (1976) auf. Die Zeitreihe dieses Pegels ist nur 43 Jahre lang. Unter der Prämisse, dass die Teilzeitreihen zur RVA-Berechnung mindestens 20 Jahre lang sein müssen, konnten nur für die vier Jahre 1976-1979 RVA-Werte berechnet werden. So erklärt sich das abweichende Auftretensjahr des maximalen RVA-Wertes. Es ist unwahrscheinlich, dass durch das ausgewiesene Jahr auch das Jahr der maximalen Änderung im Einzugsgebiet getroffen wurde. Damit ist der errechnete maximale RVA-Wert nicht mit den maximalen RVA-Werten anderer Einzugsgebiete mit langen Zeitreihen vergleichbar. Dies gilt auch für den Pegel Rottweil/Neckar (42 Jahre). Die beiden Einzugsgebiete gehen aus diesem Grunde nicht in die Bewertung ein.

Winter

Im Monat Dezember treten ausschließlich negative RVA-Werte auf (Zunahme der Variabilität oder Trend oder beides). Betroffen sind alle Donau-Teileinzugsgebiete, der St.Wilhelmer Talbach und die Dreisam. Die Auftretensjahre der Minima streuen von 1973-1978. Auch hier deuten die weite Verbreitung in benachbarten Regionen und der einheitliche Zeitraum, in den die RVA-Minima fallen, auf einen möglichen klimatischen Einfluss hin. Überraschend ist allerdings die Abweichung der zeitlichen Lage der RVA-Minima von den entsprechenden RVA-Minima der Monatsniederschläge (Abb. 23c). Für die Wintermonate Januar und Februar werden nur für wenige Einzugsgebiete Veränderungen angezeigt (St.Wilhelm/St.Wilhelmer Talbach, Unterreichenbach/Nagold, Pforzheim/Würm und Pforzheim/Enz). In allen vier Einzugsgebieten ist eine Abnahme der zwischenjährlichen Variabilität festzustellen.

Frühling

In den Frühlingsmonaten März bis Mai treten verbreitet negative RVA-Werte auf. Eine Ausnahme hiervon bildet der positive RVA-Wert des Pegels *Pforzheim/Würm* für den Monat März.

Sommer

Die Sommermonate Juli bis August sind durch das Auftreten positiver RVA-Werte (Abnahme der zwischenjährlichen Variabilität) gekennzeichnet. Ausnahmen hiervon bilden die *Pegel Pforzheim/Würm* und *Höfen/Enz.* Für den Monat Juni treten sowohl negative wie auch positive RVA-Werte auf.

Parde-Koeffizienten

Für das Einzugsgebiet des Pegels *Beuron/Donau* wird ein positiver RVA-Wert für den Parde-Koeffizienten des Monats mit dem höchsten Abfluss und ein negativer RVA-Wert für den Monat mit dem geringsten Abfluss ausgegeben. Da in die Parde-Koeffizienten der mittlere Jahresabfluss als normierende Größe eingeht, ist es bei der Interpretation nötig, auch das Verhalten dieser Größe im Untersuchungszeitraum zu betrachten. Aus Tab. A12 und Abb. A15 im Anhang geht hervor, dass der mittlere Abfluss am Pegel Beuron/Donau im Untersuchungszeitraum deutlich zugenommen hat, während beim Jahresniederschlag keine solche Tendenz feststellbar ist. Die Zunahme des Abflusses hat offensichtlich keine klimatische Ursache, da die Annahme, dass die Verdunstung abgenommen hat, im Widerspruch zur Entwicklung der Temperaturen in den letzten Jahrzehnten steht (Rapp & Schönwiese 1996). Die Erhöhung des mittleren Abflusses kann als Ursache der geringeren zwischenjährlichen Variabilität des Parde-Koeffizienten des Monats mit dem höchsten Abfluss in Betracht gezogen werden. Es bleibt folglich der Verdacht einer anthropogenen Beeinflussung im Einzugsgebiet bestehen. Der negative RVA-Wert für den Parde-Koeffizienten des Monats mit dem geringsten Abfluss wird im Rahmen der weiter unten besprochenen Trenduntersuchungen weiter analysiert werden.

Für den Pegel Schwaibach/Kinzig wird ein positiver RVA-Wert für den Parde-Koeffizienten des Monats mit dem geringsten Abfluss angezeigt. Die Abnahme der zwischenjährlichen Variabilität dieses Parameters steht im Einklang mit dem Verhalten der Monatsabflüsse Juli bis September, die für den Pegel auch die Niedrigwasserparameter stellen (Abb.A 31). Sowohl der mittlere Jahresniederschlag wie auch der mittlere Abfluss haben in diesem Einzugsgebiet zugenommen (Abb. A22 im Anhang). Die Erhöhung des Jahresniederschlages (+ 99 mm im Vergleich der Teilzeiträumen 1931-66 und 1967-97 (Tab. A11)), die sich auf die Monate November/Dezember und März bis Mai verteilt, (Abb.A 31) dürfte zu einer besseren Speicherfüllung vor den Niedrigwassermonaten und damit zu einer Abnahme der Variabilität in diesen Monaten führen. So kann die Veränderung der Variabilität dieses Parameters klimatischen Ursachen zugeschrieben werden.

Die negative RVA-Wert für die Parameter „MaxParde“ des Pegels Plochingen/Neckar und MinParde des Pegels Pforzheim/Würm werden in der weiter unten besprochenen Trendanalyse diskutiert.

RVA der monatlichen Gebietsniederschläge

Die bisherigen Untersuchungen zeigten jahreszeitliche Muster der Verteilung der Veränderungen der Monatswerte, die klimatische Einflüsse als Ursachen vermuten lassen. Um diese Annahmen zu prüfen, wurde die IHA/RVA-Methode auch auf die mittleren monatlichen Gebietsniederschläge angewendet. Die Ausprägung der RVA-Werte ist in Abb. 23c visualisiert.

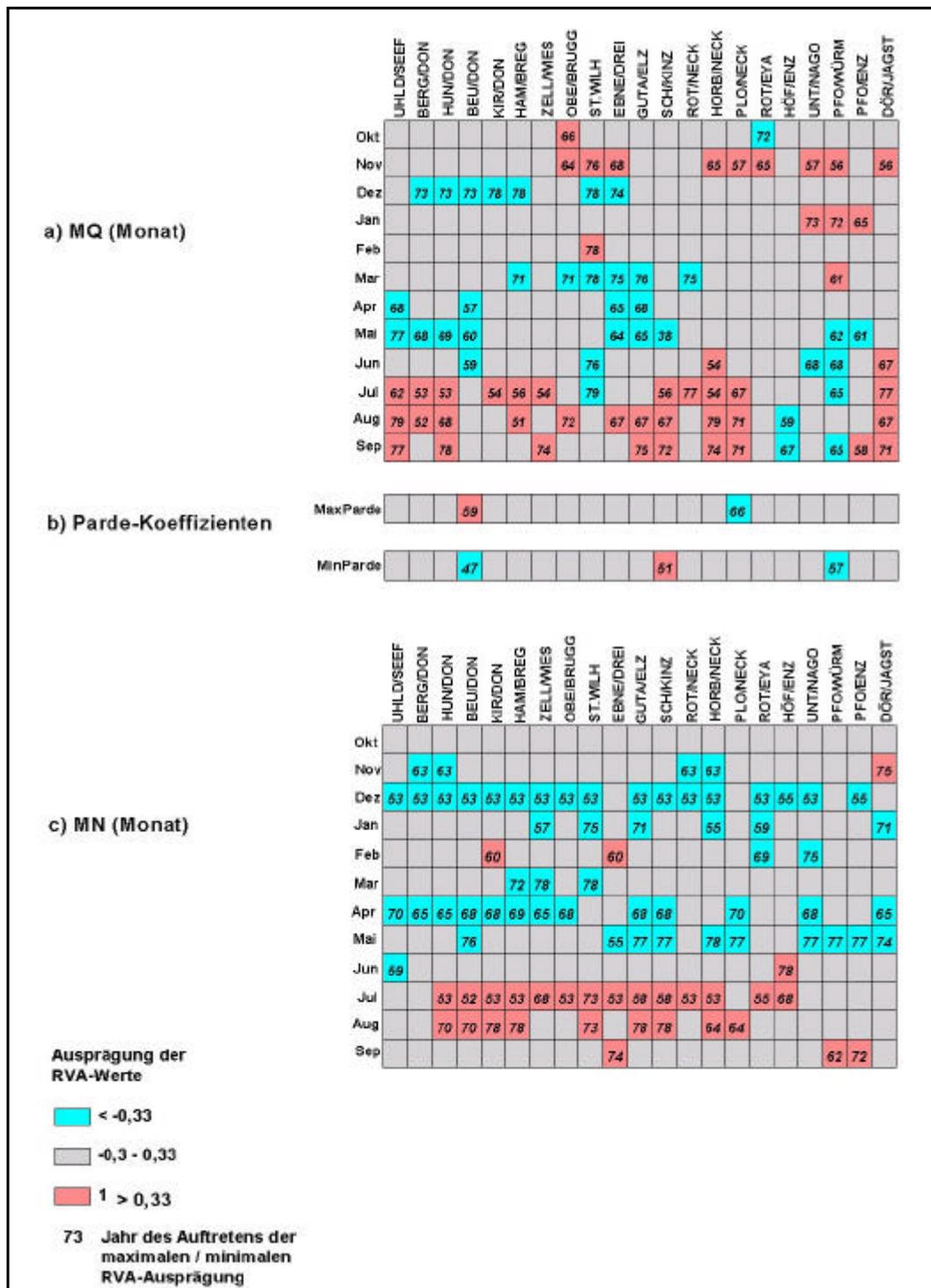


Abb. 23: Ergebnisse der RVA-Analysen für die IHA-Parameter der Monatsmittelwerte und Parde-Koeffizienten des Abflusses sowie für die Monatsmittelwerte des Niederschlags

Es zeigt sich ein ähnliches jahreszeitliches Muster, wie schon bei den mittleren Monatsabflüssen. Abweichend zu den Monatsabflüssen werden für den Oktober keine Veränderungen angezeigt und für den November negative RVA-Werte. Für den Dezember werden, wie auch bei den Monatsabflüssen, negative RVA-Werte berechnet. Die Ergebnisse für den Januar weichen wiederum tendenziell von den Ergebnissen bei den Abflusswerten ab. Für die Frühlings- und Sommermonate ist Übereinstimmung bezüglich der Muster festzustellen. Interessant ist der Umstand, dass für die verschiedenen Monate die RVA-Maxima und –Minima systematisch in verschiedene Zeiträume fallen. So fallen z.B. die minimalen RVA-Werte für den Dezember ausschließlich auf die Jahre 1953-1955 und für den Monat April in die Jahre 1965-1970.

Fazit

Zusammenfassend kann gesagt werden, das sowohl bei den Monatsabflüssen wie auch bei den Monatsniederschlägen tendenziell negative RVA-Werte für den Dezember und die Frühlingsmonate auftreten, die durch eine Zunahme der Niederschläge und der daraus resultierenden Abflüsse in diesen Monaten verursacht werden. Dagegen sind die Sommermonate durch positive RVA-Werte, also durch eine Abnahme der zwischenjährlichen Variabilität sowohl der Niederschläge als auch der Abflüsse, geprägt. Die Einzugsgebiete *Rotenbach/Eyach*, *Pforzheim/Würm* und *Höfen/Enz* weichen von diesem jahreszeitlichen Muster ab. Es besteht für diese Einzugsgebiete der Verdacht einer anthropogen bedingten Veränderung im Einzugsgebiet. Auch der positive RVA-Wert für den Parameter MinParde des Pegels *Beuron/Donau* wird auf nicht klimatisch bedingte Ursachen im Einzugsgebiet zurückgeführt.

4.2.2.2 Trendanalyse der Monatsabflüsse und -niederschläge

Da negative RVA-Werte auch durch Trends verursacht werden können, wurde eine Trendanalyse durchgeführt. Dazu wurden zum einen 30-jährige gleitende Mittel der IHA-Parameter berechnet und visualisiert (siehe Kap. 3.3) und zum anderen der Trendtest nach Mann-Kendall durchgeführt. Die Annahme, dass ein Trend vorhanden ist, wurde mit einer Irrtumswahrscheinlichkeit von 5% getestet. Die Ergebnisse der Trendanalysen sind in Abb. 24 dargestellt. Hellblaue bzw. hellrote Farbe weist hier darauf hin, dass ein Trend visuell erkennbar ist, der jedoch im Sinne des Mann-Kendall-Tests nicht signifikant war. Zusätzlich wurden Vergleichsrechnungen für die Zeiträume vor 1966 und nach 1966 durchgeführt. Diese Aufteilung teilt die Zeitreihen etwa in der Mitte und erlaubt aufgrund des noch großen Stichprobenumfangs der beiden Teilzeitreihen ver-

lässliche Aussagen über eine Veränderung. Die Ergebnisse dieser Vergleichsrechnungen sind im Anhang für die Niederschlagsdaten in Tab. A11 und für die Abflussdaten in Tab. A12 wiedergegeben.

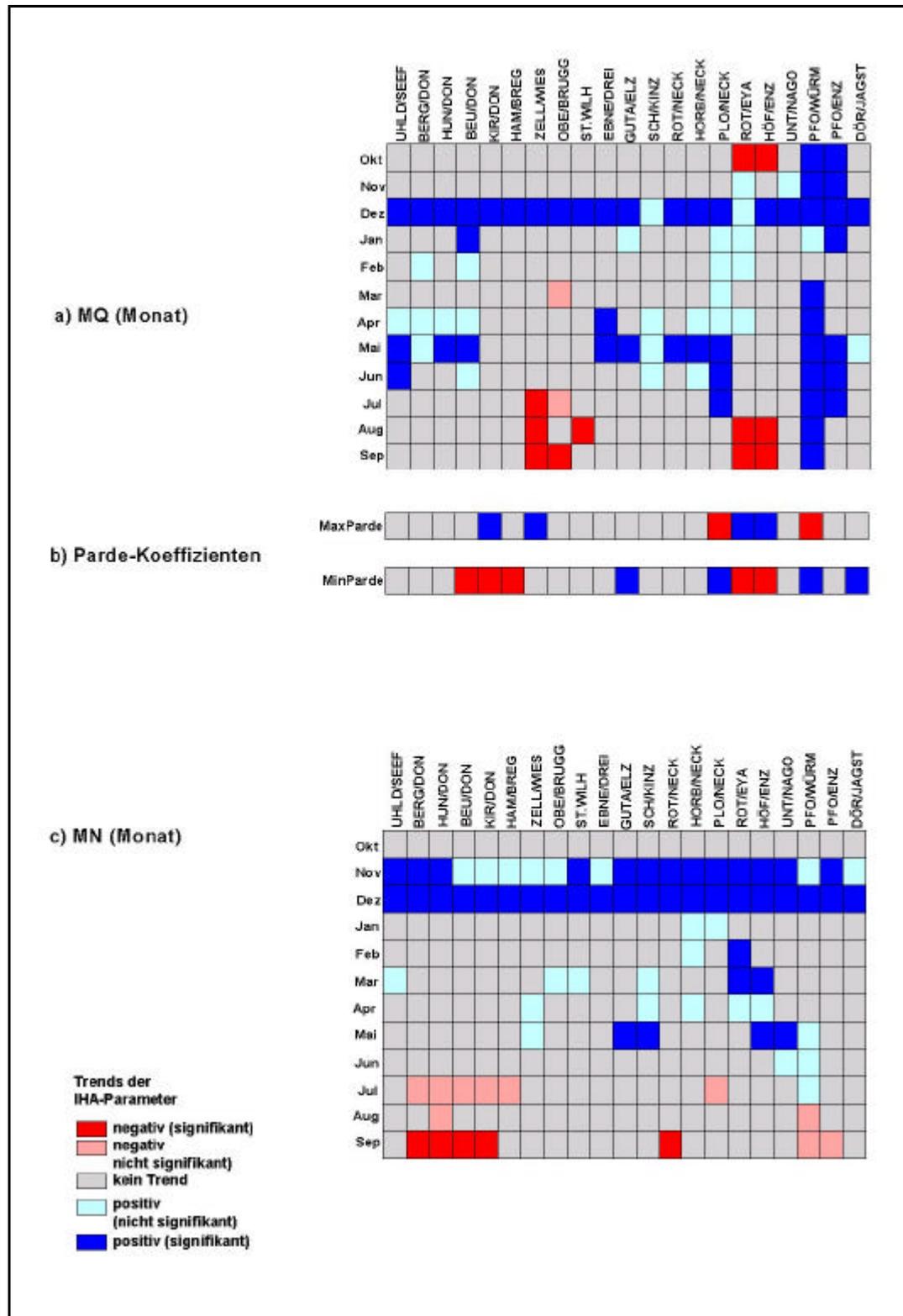


Abb. 24: Ergebnisse der Trend-Analysen für die IHA-Parameter der Monatsmittelwerte und Parde-Koeffizienten des Abflusses sowie für die Monatsmittelwerte des Niederschlags

November/Dezember

Es zeigt sich (Abb. 24 c), dass die Gebietsniederschläge im Dezember für alle Einzugsgebiete signifikant zugenommen haben. Auch im November ist eine Zunahme der Gebietsniederschlag in allen untersuchten Einzugsgebieten zu verzeichnen. Allerdings ist diese Tendenz nicht in allen Einzugsgebieten statistisch gesichert. Die selbe Tendenz, die für die Gebietsniederschläge gefunden wurde, kann für den Monat Dezember mit Ausnahme des Pegels Schwaibach/Kinzig auch für den Abfluss aller Einzugsgebiete statistisch gesichert nachgewiesen werden (Abb. 24 a). Die für den Abfluss im Monat Dezember berechneten negativen RVA-Werte haben ihre Ursache in diesem Trend und müssen als klimatisch bedingt angesehen werden.

April, Mai und Juni

Auch für die Abflüsse in den Monaten April bis Mai ist eine weit verbreitete Zunahme festzustellen. Die Anwendung der Trendanalysen auf die Einzugsgebietsniederschläge zeigt eine ähnliche Verteilung. Allerdings ist diese in manchen Einzugsgebieten nicht so deutlich ausgeprägt wie bei den Abflüssen. Aus Tab. A11 im Anhang kann jedoch gesehen werden, dass in allen untersuchten Einzugsgebieten eine Zunahme der Niederschläge in den Frühlingsmonaten stattgefunden hat. Erstaunlich ist, dass an den Pegeln **Rotenbach/Eyach**, und Höfen/Enz keine signifikante Zunahme der Abflüsse im Frühling festgestellt werden konnte (Abb. 24 a), obwohl die Zunahme der Niederschläge im Vergleich vor 66 / nach 66 dort am größten waren (97 mm und 84mm (Tab. A11)).

Auffälligkeiten bei den Trends der Monatsabflüsse

Die Darstellung für die Abflusswerte (Abb. 24 a) zeigt Auffälligkeiten im Muster für die Einzugsgebiete **Rotenbach/Eyach** und **Höfen/Enz** in den Monaten August, September und Oktober, die nicht durch die Niederschlagsentwicklung zu erklären sind. In diesen Monaten hat der Abfluss signifikant abgenommen, obwohl der Niederschlag keinen signifikanten Trend aufweist. Die Abnahme der Niederschläge in den Sommermonaten aus der Vergleichsrechnung (vor 1966 / nach 1966) ergibt auch nur geringfügige Abnahmen der Sommerniederschläge (-14 mm und -19 mm (Tab. A11)).

Ähnliche Auffälligkeiten zeigen sich für die Einzugsgebiete Zell/Wiese, Oberried/Brugga und St.Wilhelm/St.Wilhelmer Talbach. Für diese Einzugsgebiete ergeben sich aus der Vergleichsrechnung (vor 1966 / nach 1966) allerdings beträchtliche Abnahmen der Sommerniederschläge (Juli bis September). Sie liegen bei -62 mm für das Einzugsgebiet des Pegels Zell/Wiese, -58 mm für Oberried/Brugga und - 57 mm für

St.Wilhelm/St.Wilhelmer Talbach. Dieses Niederschlagsdefizit kann als Ursache für die Abnahme der Abflüsse in diesem Monaten angesehen werden.

Auch die Einzugsgebiete *Pforzheim/Würm*, *Pforzheim/Enz* und *Plochingen/Neckar* zeigen Auffälligkeiten bezüglich der Tendenz der Monatsabflüsse. Der Abfluss am Pegel Pforzheim/Würm hat mit Ausnahme des Februars in jedem Monat des Jahres zugenommen. Auch an den Pegeln Pforzheim/Würm und Plochingen/Neckar ist in der Mehrzahl der Monate eine Zunahme des Abflusses zu verzeichnen, obwohl der Gebietsniederschlag sich nicht ähnlich entwickelt hat. Es ist anzunehmen, dass die Veränderungen der Abflussdynamik hier durch anthropogene Veränderungen im Einzugsgebiet bedingt sind.

Parde-Koeffizienten

Bei der Analyse der RVA-Werte traten für die Pegel *Beuron/Donau* und Pforzheim/Würm negative RVA-Werte der Parameter MinParde auf. Im Falle des Pegels Beuron/Donau ist der RVA-Wert durch einen negativen Trend verursacht. Wie bei der Besprechung der RVA-Werte schon festgestellt wurde, hat an diesem Pegel der mittlere jährliche Abfluss zugenommen. Bei den Niedrigwassermonaten Juli bis September lässt sich keine Tendenz des Abflusses ausmachen. Dies gilt auch für die Niedrigwasserparameter (Vergl. Kap. 4.2.3). Die Abnahme des Parde-Koeffizienten ist also auf die Zunahme des mittleren Jahresabflusses zurückzuführen. Da diese Zunahme nicht klimatisch bedingt ist, ist die Veränderung des Parameters auf anthropogene Ursachen im Einzugsgebiet zurückzuführen. Die starke Zunahme des Abflussbeiwertes (Abb. A12 im Anhang) weist auf Veränderungen der Faktoren hin, welche die Abflussbildung steuern. Hier spielt die Landnutzung eine bedeutende Rolle (Preuschen 1992). Da derzeit keine Daten über die zeitliche Entwicklung der Landnutzung vorliegen ist eine Verifikation nicht möglich. Es wird jedoch angenommen, dass die Änderungen im Bereich Land- und Forstwirtschaft (34% und 50% der Fläche) zu suchen sind, da Siedlungsflächen im Einzugsgebiet eine untergeordnete Rolle spielen (5% der Fläche) (Siehe Kap. 4.1).

Im Falle des Pegels *Pforzheim/Würm* ist der negative RVA-Wert auf eine Zunahme des Parde-Koeffizienten des Monats mit dem geringsten Abfluss zurückzuführen. Auch an diesem Pegel hat der mittlere Jahresabfluss zugenommen (Abb. A12). Zwar hat in diesem Einzugsgebiet auch der Jahresniederschlag zugenommen, jedoch nicht in dem Maße, dass die Abflusszunahme damit zu erklären ist. So zeigt auch hier die Restgröße aus der Wasserbilanz eine negative Tendenz. Da eine Abnahme der Verdunstung nicht angenommen werden kann muss die Ursache auch hier anthropogen sein. Anders als im Falle des Pegels Beuron/Donau hat der Abfluss der Würm auch in den Niedrigwassermonaten zugenommen. Die beiden Einzugsgebiete unterscheiden sich auch im Bereich der Hochwasserparameter (Kap. 4.2.4). Daraus lässt sich schließen, dass die anthropoge-

nen Veränderungen, welche die Veränderungen der Abflussdynamik bedingen, in den beiden Fällen verschieden sind.

Der negative RVA-Wert für den Parameter MaxParde am Pegel *Plochingen/Neckar* ist durch eine Abnahme des Parde-Koeffizienten bedingt. Dieser wiederum hat seine Ursache in der Zunahme des mittleren Jahresabflusses. Die Hochwasserabflüsse an diesem Pegel weisen keine Tendenz auf (Kap. 4.2.4). Um abschätzen zu können, ob die Zunahme des Jahresabflusses durch die Zunahme des Niederschlages erklärt werden kann, wurde eine Vergleichsrechnung für die Teilperioden 1931-1961 und 1962-1997 durchgeführt. Von der ersten zur zweiten Teilzeitreihe hat der Niederschlag im Mittel um 65 mm/a zugenommen und der Abfluss um 53 mm/a. Der Abflussbeiwert ist von 0,37 auf 0,4 angestiegen. Nimmt man einen unveränderten Abflussbeiwert von 0,37 im Einzugsgebiet an, so kämen im Mittel in der zweiten Teilperiode 30 mm/a oder 3,75 m³/s zuviel zum Abfluss. Da die Annahme eines unveränderten Abflussbeiwertes nicht gesichert ist, muss diese Zahl mit entsprechender Vorsicht interpretiert werden. Immerhin gibt die Berechnung einen Hinweis auf eine nicht nur klimatisch bedingte Zunahme des Abflusses. Diese Vermutung wird auch durch die Monatswerte gestützt.

Fazit

Die signifikante Zunahme der Gebietsniederschläge im Dezember ist Ursache der Zunahme der Abflüsse im Dezember und damit auch Ursache für die beobachteten negativen RVA-Ausprägungen im Dezember.

Die Ursache für die verbreitete Zunahme der Abflüsse in den Monaten April, Mai und Juni dürfte in der Zunahme der Niederschläge in den Frühlingsmonaten (März bis Juni) liegen.

Die Einzugsgebiete *Rotenbach/Eyach*, *Höfen/Enz*, *Pforzheim/Würm*, *Pforzheim/Enz*, *Plochingen/Neckar* und *Beuron/Donau* zeigen Tendenzen bezüglich der Monatsabflüsse, die nicht durch die Tendenz der Gebietsniederschläge erklärt werden. Für diese Einzugsgebiete werden anthropogen bedingte Veränderungen im Einzugsgebiet angenommen.

4.2.2.3 Variabilität der Monatsabflüsse und -niederschläge ohne Trend

Positive RVA-Werte indizieren eine Abnahme der zwischenjährlichen Variabilität. Ist kein Trend vorhanden, bedeuten negative RVA-Werte eine Zunahme der Variabilität. Für einige IHA-Verteilungen konnte neben einem Trend visuell eine Zu- oder Abnahme

der Variabilität ausgemacht werden. Daher wurde eine gesonderte Darstellung der Änderung der Variabilität generiert (Abb. 25). Es zeigt sich sowohl für die Niederschlags- wie auch für die Abfluss-Parameter eine deutliche jahreszeitliche Gliederung. Die Zunahme der Variabilität der Abflüsse in den Monaten März bis Mai einiger Einzugsgebiete wird gut durch die Zunahme der Variabilität der Niederschläge in diesen Monaten erklärt.

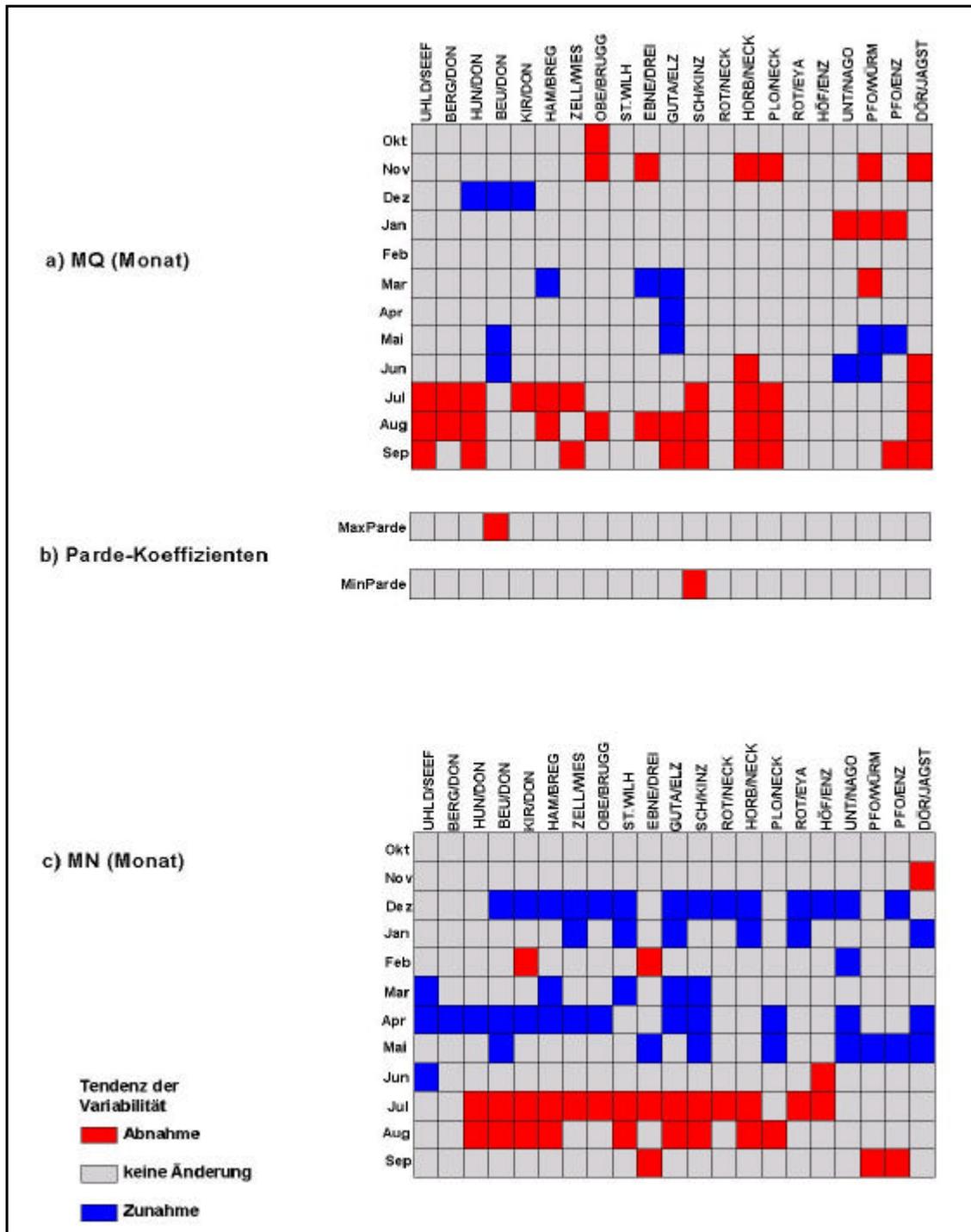


Abb. 25: Änderung der Variabilität für die IHA-Parameter der Monatsmittelwerte und Parde-Koeffizienten des Abflusses sowie für die Monatsmittelwerte des Niederschlags

4.2.2.4 Untersuchungen zu den nichtklimatischen Ursachen der RVA-Ausprägungen der Monatsabflüsse

Anhand der bisherigen Analysen konnte gezeigt werden, dass eine große Zahl der durch die RVA-Methode identifizierten Änderungen der Abflussdynamik der Monatswerte klimatische Ursachen haben. Darüber hinaus ergaben sich aber auch Hinweise auf anthropogen bedingt Veränderungen im Einzugsgebiet. Nach diesen Ursachen soll im Folgenden gefahndet werden, um einerseits die Plausibilität der RVA-Ausprägungen zu prüfen und andererseits aufzuzeigen, welche Eingriffe in ein Einzugsgebiet welche Veränderungen der Abflussdynamik zur Folge haben können.

Für den Pegel *Pforzheim/Würm* wurde eine Zunahme im Abfluss diagnostiziert, die nicht allein durch die Zunahme des Niederschlages zu erklären ist (Abb. A12). Davon waren besonders deutlich die Niedrigwassermonate Juli bis Oktober betroffen, was sich auch im Parameter MinParde manifestiert hat (Abb. 24 b). Die Hochwasserabflüsse zeigen dagegen keine solche Tendenz (Kap. 4.2.4), was zur Folge hat, dass der Parameter MaxParde signifikant abgenommen hat (Abb. 24 b und A32). Die Vergleichsrechnungen der Wasserbilanz für die Teilzeitreihen 1931-1966 und 1967-1997 (Tab. A11 und A12) zeigen, dass der Niederschlag im Mittel um 41 mm/a zugenommen hat, während der Abfluss um 63 mm/a zunahm. Der Abflussbeiwert ist von 0,23 auf 0,29 gestiegen. Unter Annahme eines konstant gebliebenen Abflussbeiwertes von 0,23 kämen in der zweiten Teilperiode im Mittel 53 mm/a oder 0,71 m³/s zuviel zum Abfluss. Da im Einzugsgebiet im Untersuchungszeitraum eine starke Zunahme der Bevölkerung und damit auch der Siedlungsflächen zu verzeichnen ist, ist auch mit einer Zunahme des Abflussbeiwertes zu rechnen. Allerdings spricht der Umstand, dass gerade die Niedrigwasserabflüsse zugenommen haben (Kap. 4.2.3), während bei den Hochwasserabflüssen kein Trend zu verzeichnen ist (Kap. 4.2.4) eher dafür, dass die Versiegelung von Flächen durch Siedlungszunahme nicht die entscheidende Rolle für die Abflusszunahme spielt. Die Zunahme im Niedrigwasserbereich lässt vielmehr auf Fremdwassereinwirkung schließen.

Vom Zweckverband Bodenseewasserversorgung konnten die in Tab. 9 angegebenen Informationen über die Zuleitung von Fremdwasser in das Einzugsgebiet der Würm bezogen werden. Die Kontingente werden über das Jahr gesehen nach Angaben des Zweckverbandes jedoch nur zwischen 50 und 70 % ausgeschöpft. In der Summe würde die Zuleitung durch den Zweckverband ins Würm-Einzugsgebiet jährlich zwischen 0,27 und 0,41 m³/s liegen. Der durch die Vergleichsrechnung (vor 1966 und nach 1966) geschätzte Wert liegt mit 0,71 m/s höher. Allerdings kann er aufgrund der vereinfachten Annahmen auch nur als grobe Orientierung über die Tendenz angesehen werden. Aus Tab. 9 geht hervor, dass die Stadt Sindelfingen den größten Anteil (300 l/s) von der Bodenseewasserversorgung erhält. Eine telefonische Anfrage bei den Stadtwerken

Sindelfingen (Herr Apelt) erbrachte die in Tab. 10 wiedergegebenen Angaben. Der Verbrauch hat demzufolge nach 1958 zunächst stark zugenommen und ist in der jüngeren Vergangenheit rückläufig. Aufgrund dieser Zahlen ist es jedoch nicht möglich die Höhe und zeitliche Lage des Maximums auszumachen. Die zeitliche Lage der nicht klimatisch bedingten RVA-Maxima für die Monatswerte am Pegel Pforzheim/Würm streut zwischen 1957 und 1965 (Abb. 23). Dies erscheint aufgrund der dargelegten Informationen auch als plausibel. Es kann also davon ausgegangen werden, dass die Zunahme des Abflusses am Pegel Pforzheim/Würm und die damit verbundene Veränderung der Abflussdynamik während der Niedrigwassermonate durch die Zuleitung von Fremdwasser in das Einzugsgebiet verursacht wird. Der Höhepunkt dieser Veränderung dürfte in die 60-Jahre fallen.

Tab. 9: Beteiligungsquoten der Mitglieder des Zweckverbandes Bodenseewasserversorgung im Einzugsgebiet der Würm (Quelle: Zweckverband Bodenseewasserversorgung)

Mitglied	Quote	Wasserlieferung
Böblingen	106 l/s	ab 20.10.1958
Sindelfingen	300 l/s	ab 27.10.1958
Heimsheim	11 l/s	ab 21.05.1982
Magstadt	28 l/s	ab 01.04.1960
Weil der Stadt	40 l/s	ab 11.09.1964
ZV WV der Gebietsgemeinden	14 l/s	ab 11.09.1964
ZV WV Döffingen, Dätzingen, Schafhausen	7 l/s	ab 05.04.1993
ZV Renninger Wasserversorgungsgruppe	37 l/s	ab 25.07.1965
Summe	543 l/s	

Tab. 10: Zeitliche Entwicklung der Wasserabgabe durch die Bodenseewasserversorgung an die Stadtwerke Sindelfingen (Quelle: Telefonische Auskunft Herr Apelt)

Jahr	Jahresverbrauch [mio. m ³]	Durchschnittlicher Verbrauch [m ³ /s]
1958	2,5	0,08
1981	8,0	0,25
1997	4,5	0,14

Die Einzugsgebiete der Pegel *Rotenbach/Eyach* und *Höfen/Enz* weisen ähnliche Trends in den Niedrigwassermonaten und Parde-Koeffizienten auf (Abb. 24). Während der Monate mit geringem Abfluss (August-Oktober) ist eine Abnahme des Abflusses festzustellen. Dies schlägt sich in der Abnahme der Parde-Koeffizienten für die Monate mit dem geringsten Abfluss nieder. Die Untersuchung der jährlichen Wasserbilanz zeigt, dass in beiden Einzugsgebieten die Jahresniederschläge zwischen 1931-1997 beträchtlich zugenommen haben während der Abfluss nur in sehr geringen Umfang oder gar nicht zunahm (Abb. A25 und A26 im Anhang).

Für zwei Teileinzugsgebiete des Pegelinzugsgebietes Rotenbach/Eyach wurde für den Zeitraum 1974-1986 eine Zunahme des Jahresabflusses sowie des Abflussbeiwertes gezeigt (Caspary 1990). Als Ursache hierfür wurde die Schädigung der Wälder im Einzugsgebiet durch Umweltgifte in der Luft ausgemacht. Durch Modellrechnungen konnte gezeigt werden, dass die Waldschäden besonders zu einer Zunahme der Hochwasserabflüsse führten (Caspary 1990). Die in der vorliegenden Arbeit festgestellte geringe Zunahme des Abflusses sowie die Abnahme des Abflussbeiwertes (Abb. A25 und Tab. A12) legen nahe, dass eine Beeinflussung im Einzugsgebiet vorliegen muss, die den Auswirkungen der Waldschäden auf die Abflussdynamik teilweise entgegenwirkt. Recherchen bei Regionalverbänden und Wasserversorgungsunternehmen haben ergeben, dass die Mannenbach-Wasserversorgung im Zeitraum 1987-2000 etwa 1,7 – 1,8 Mio. m³/a Wasser im Eyach-Einzugsgebiet förderte und zur Gänze aus dem Einzugsgebiet ableitete (Mannenbach-Wasserversorgung, Telefonat mit Herrn Seitz). Das entspricht einer mittleren Abflussmenge von 0,06 m³/s. Ein Vergleich der Wasserbilanzen der Zeiträume 1931-1966 und 1967-1997 ergab unter der Annahme eines unveränderten Abflussbeiwertes ein Defizit von 0,13 m³/s. Es liegen keine Informationen über die zeitliche Entwicklung der Wasserförderung vor 1987 vor. Es ist lediglich bekannt, dass seit 1938 aus zwei Quellen gefördert wird und dass zu einem späteren Zeitpunkt, der nicht zu eruieren war, vier weitere Quellen erschlossen wurden. Von den 6 Quellen sind fünf dauernd in Nutzung und eine fungiert als Notbrunnen für Trocken- und Hochlastzeiten.

Eine Anfrage bei der Schwarzwald-Wasserversorgung (Telefonat mit Herrn Rotenbücher) ergab, dass durch die Schwarzwald-Wasserversorgung aus dem Einzugsgebiet des Pegels **Höfen/Enz** etwa 1,3 Mio m³/a abgeleitet werden. Das entspricht einem mittleren Abfluss von 0,04 m³/s.

Die Abnahme der Abflüsse während der Niedrigwassermonate an den Pegeln **Rotenbach/Eyach** und **Höfen/Enz** dürfte ihre Ursache zumindest teilweise in der Ableitung von Wasser aus den Einzugsgebieten haben. Höhere Verdunstung durch eine Zunahme der Temperaturen könnte ein weiterer Faktor hierfür sein. Im Einzugsgebietes des Pegels Rotenbach/Eyach haben die Niederschläge besonders im Monat Dezember (+ 57 mm) zugenommen (Abb. A25). Der Abfluss folgt dieser Entwicklung nur schwach. Dagegen weist der Abfluss ein Maximum der Zunahme im April auf, was wiederum nicht durch die Zunahme der gefallen Niederschläge erklärt wird (Abb. A25). Der Niederschlag im Dezember dürfte folglich in Form von Schnee fallen, der im Einzugsgebiet gespeichert und im April bei der Schneeschmelze freigesetzt wird. Während der langen Zeit, die der Niederschlag im Form von Schnee im Einzugsgebiet gespeichert ist, kann eine größere Menge durch Sublimation und Verdunstung verloren gehen, als wenn dieser direkt abfließen würde. So wird die Auswirkung der starken Zunahme des Niederschlages im Dezember auf den Jahresabfluss wahrscheinlich durch

Verdunstungsverluste abgeschwächt. Dies kann einen Teil des abgeschätzten Abflussdefizits erklären.

Die Zunahme der Parde-Koeffizienten für die Hochwassermonate in beiden Einzugsgebieten könnte durch Waldschäden verursacht sein. Im Einzugsgebiet Höfen/Enz kommt noch zusätzlich eine beträchtliche Zunahme des Anteiles der Siedlungsfläche als Faktor in Frage.

Am Pegel *Plochingen/Neckar* ist eine Abnahme des Parde-Koeffizienten der Hochwassermonate festzustellen (Abb. 24 b), was sich in einem negativen RVA-Wert manifestiert (Abb. 23 b). Die Abnahme des Parde-Koeffizienten ist nicht in einer Abnahme der Abflüsse der Hochwassermonate begründet, sondern in einer Zunahme des Jahresabflusses (Abb. A24 im Anhang). Bezüglich der Trends der Monatswerte und Parde-Koeffizienten weist das Einzugsgebiet ein ähnliches Muster auf, wie das Einzugsgebiet Pforzheim/Würm. Wie dieses wird auch das Einzugsgebiet des Pegels Plochingen/Neckar mit beträchtlichen Mengen Bodenseewassers versorgt. In LfU (1985) wird die mittlere Wasserzufuhr aus Fremdgebieten mit 1,2 m³/s beziffert.

Der negative RVA-Wert des Monats Juli für den Pegel St.Wilhelm/St.Wilhelmer Talbach ist aufgrund der kurzen Zeitreihe als unsicher anzusehen.

Fazit

Es konnten anthropogene Einflüsse in den Einzugsgebieten *Pforzheim/Würm*, *Rotenbach/Eyach*, *Höfen/Enz* und *Plochingen/Neckar* nachgewiesen werden, die in der Lage sind, die beobachteten Veränderungen der Abflussdynamik wenigstens teilweise zu erklären. Die IHA/RVA-Methode erwies sich als geeignet, die Auswirkungen von Fremdwassereinflüssen und Wasserableitungen auf die Abflussdynamik anzuzeigen.

Da auch in den beschriebenen Fällen Überlagerungen von klimatischen und anthropogenen Ursachen möglich sind, steht eine abschließende Quantifizierung der Anteile der beiden Ursachengruppen an den Veränderungen noch aus. Dies erfordert eine erweiterte Datengrundlage (Niederschlagsdargebot (Wasserdargebot aus Niederschlag und Schneeschmelze), Temperaturdaten, Daten zur zeitlichen Entwicklung der Wasserbewirtschaftung, Daten zur Änderung von Landnutzung und Waldzustand) sowie detaillierte Modellrechnungen.

Bei den Recherchen zu den Ursachen der Veränderungen hat sich gezeigt, dass die vom Statistischen Landesamt Baden-Württemberg verfügbaren Daten zur Wasserbewirtschaftung nur bedingt aussagekräftig sind, da sie sich auf die Landkreise beziehen und keine einzugsgebietsbezogenen Aussagen erlauben. Eine einzugsgebietsbezogene Erhe-

bung solcher Daten wäre auch mit Blick auf die Europäische Wasserrahmenrichtlinie wünschenswert.

4.2.2.5 Bewertung der Abflussdynamik für die Monatswerte

Für die Monatswerte und Parde-Koeffizienten wurden die in Tab. 11 aufgeführten, nicht klimatisch bedingten Änderungen der Abflussdynamik festgestellt.

Tab. 11: Bewertung der Abflussdynamik für die Monatswerte

Pegel	Parameter	Maximale bzw. minimale RVA-Ausprägung	Klasse	Nicht klimatische Ursachen
Beuron/Donau	MaxParde MinParde	-0,59	5	Zunahme des MQ durch Änderung der Faktoren, welche die Abflussbildung steuern. Annahme: Änderung der Landnutzung im Bereich Land- und Forstwirtschaft
Plochingen/Neckar	MaxParde	-0,52	4	Zunahme des MQ durch Fremdwasserzuleitung
Rotenbach/Eyach	Okt	-0,67	6	Ableitung von Wasser aus dem Einzugsgebiet
Höfen/Enz	Aug, Sep	-0,45	3	Ableitung von Wasser aus dem Einzugsgebiet
Pforzheim/Würm	Mar, Jul, Sep, MinParde	0,58	5	Zuleitung von Fremdwasser

4.2.3 Niedrigwasserparameter

(NQ(Jahr), NM3Q, NM7Q, NM30Q, NM90Q, Baseflow, Anzahl der Niedrigwasserpulse, mittlere Dauer der Niedrigwasserpulse)

NMxQ (Gruppe 2 der ökologische begründeten Gruppierung)

Für die Niedrigwasserparameter NQ(Jahr) bis NM90Q ist an den Pegeln Kirchenhausen/Donau, Hammereisenbach/Breg, Zell/Wiese und Oberried/Brugga fast durchgängig eine Abnahme der Variabilität festzustellen (Abb. 26). Hier zeigt sich, wie schon

bei den Niedrigwassermonaten, ein klimatischer Einfluss. Dafür spricht auch die zusammenhängende räumliche Verteilung der betroffenen Einzugsgebiete.

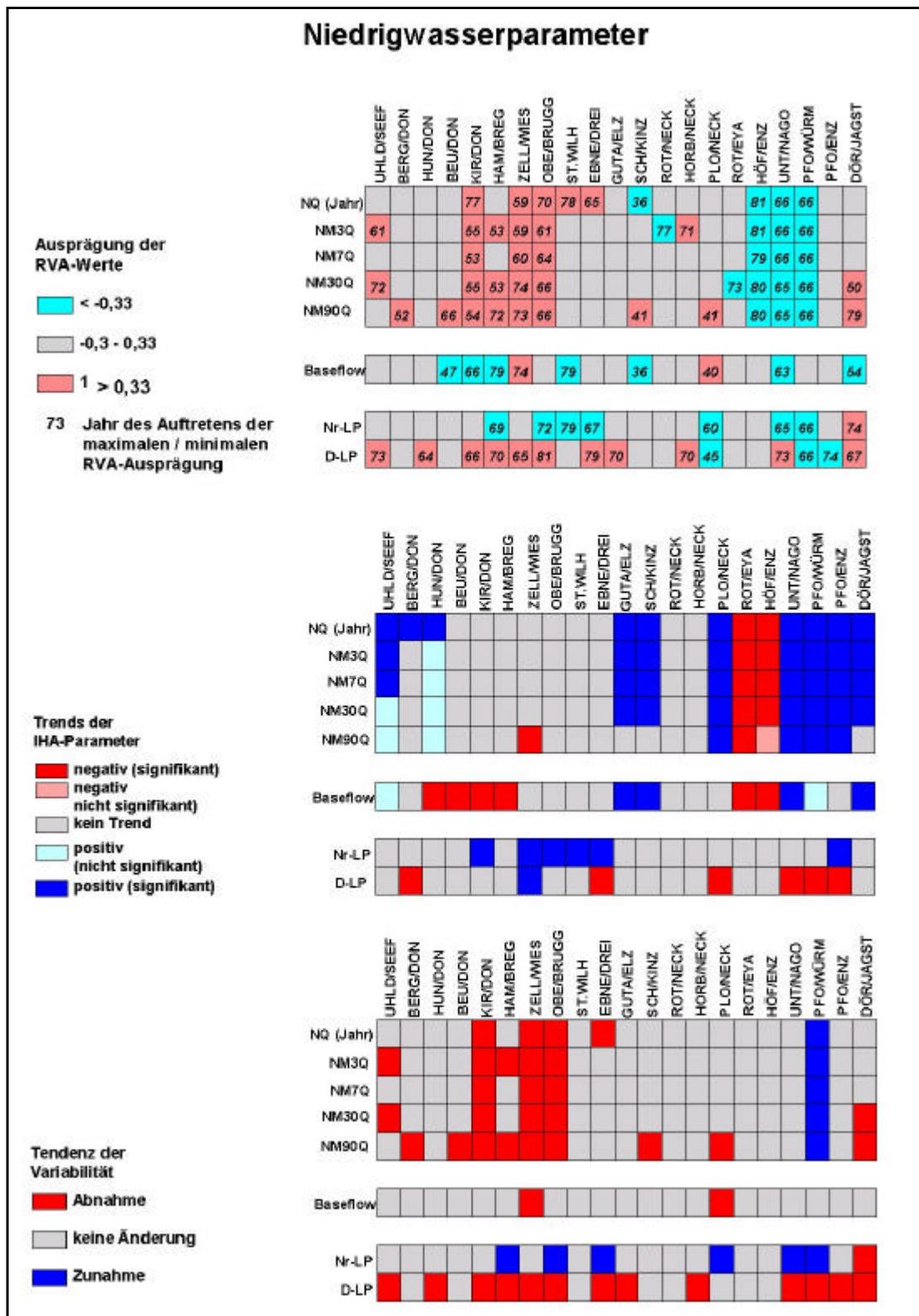


Abb. 26: RVA-Ausprägungen, Ergebnisse der Trendanalyse und Änderung der Variabilität der IHA Niedrigwasserparameter

Betrachtet man die Tendenz der Variabilität ohne die Auswirkungen der Trends (Abb. 26 unten), fällt auf, dass nur am Pegel **Pforzheim/Würm** eine Zunahme der Variabilität im Niedrigwasserabfluss zu verzeichnen ist. In allen untersuchten Einzugsgebieten hat der Jahresniederschlag zugenommen (Tab. A11 im Anhang). Die Zunahme fällt auf die Winter- und Frühlingsmonate, in denen die hydrologischen Speicher gefüllt werden. Die bessere Füllung der Speicher dürfte die Ursache für die geringere zwischenjährliche Variabilität der Niedrigwasserabflüsse sein.

Die durchgängig negativen RVA-Werte der Parameter NQ(Jahr) bis NM90Q an den Pegeln Höfen/Enz (Abb. 26), Unterreichenbach/Nagold und Pforzheim/Würm sowie die negativen RVA an den Pegeln Rotenbach/Eyach und Schwaibach/Kinzig sind durch Trends der IHA-Parameter bedingt. Im Falle **Pforzheim/Würm** ist die Zunahme im Niedrigwasser wenigstens teilweise durch Zuleitung von Fremdwasser ins Einzugsgebiet bedingt (Kap. 4.2.2). Die Zunahme der Herbst/Winter- und Frühlingsniederschläge könnte ebenfalls einen Beitrag hierzu leisten. Allerdings ist die Zunahme des Jahresniederschlags mit 5 % vergleichsweise gering (Tab. A11 im Anhang). Die selbe, jedoch nicht so ausgeprägte, Tendenz zeigen die Niedrigwasserabflüsse am Pegel Pforzheim/Enz (die RVA-Parameter zeigen keine Veränderung an). Die Würm fließt oberhalb dieses Pegels in die Enz. Die Abnahme der Niedrigwasserabflüsse der Enz und der Eyach gleichen den Effekt der Zunahme der Niedrigwasserabflüsse der Würm teilweise aus.

Die Zunahme der Niedrigwasserabflüsse am Pegel Plochingen/Neckar ist wenigstens teilweise durch Fremdwasserzuleitung bedingt (Kap. 4.2.2). Aufgrund der schwachen Ausprägung der RVA-Parameter wird diese Tendenz jedoch nicht bewertet.

Die Abnahme der Niedrigwasserabflüsse an den Pegeln **Rotenbach/Eyach** und **Höfen/Enz** hat ihre Ursache in der Ableitung von Wasser aus diesen Einzugsgebieten (Kap. 4.2.2).

An den Pegeln Uhldingen/Seefelder Aach, Hundersingen/Donau, Gutach/Elz, Schwaibach/Kinzig, Unterreichenbach/Nagold und Dörzbach Jagst sind Zunahmen in den Niedrigwasserabflüssen zu verzeichnen. An den Pegeln Gutach/Elz, Unterreichenbach/Nagold und Schwaibach/Kinzig kann mit großer Sicherheit davon ausgegangen werden, dass die Erhöhung des Gebietsniederschlags im Winter und Frühling (Gutach/Elz + 173 mm, Unterreichenbach/Nagold + 137 mm und Schwaibach/Kinzig +141 mm) die Hauptursache für die Zunahme der Niedrigwasserabflüsse sind. In den Einzugsgebieten der Pegel Uhldingen/Seefelder Aach und Hundersingen/Donau ist die Erhöhung der Winter/Frühlings-Niederschläge nicht so ausgeprägt (+55 mm und +65 mm). Allerdings ist die Zunahme im Niedrigwasser an diesen Pegeln auch nicht über alle Parameter deutlich. Die Einzugsgebietsanalyse (Kap. 4.1), sowie herangezogene Literatur (LfU 1985, LfU 1988) ergaben keine Hinweise auf

Fremdwassereinflüsse. Die beobachteten Zunahmen im Niedrigwasserabfluss sind folglich sehr wahrscheinlich auf die Erhöhung des mittleren Gebietsniederschlages in den Winter/Frühlings-Monaten zurückzuführen. Die deutliche Zunahme des Niedrigwasserabflusses am Pegel *Dörzbach/Jagst* ist nicht durch die geringe Erhöhung des Gebietsniederschlages in den Winter/Frühlings-Monaten (+ 41 mm) zu erklären. Sowohl die Einzugsgebietsanalyse (Kap. 4.1) als auch Untersuchungen durch die LfU (1985) weisen erwartungsgemäß auch auf Fremdwassereinfluss hin.

Der negative RVA-Wert für den Pegel Rottweil/Neckar wird aufgrund der kurzen Zeitreihe als unsicher angesehen und geht nicht in die Bewertung ein.

Basisabfluss (NM7Q/MQ) (Gruppe 2 der ökologisch begründeten Gruppierung)

Die RVA-Werte des Basisabflusses bestätigen tendenziell die RVA-Parameter der NM7Q. Besonders deutlich wird das bei der Betrachtung der Trends. Auffällige Ausnahmen hiervon bilden die Donau-Teileinzugsgebiete der Pegel Hammereisenbach, Kirchen-Hausen, Beuron und Hundersingen. An diesen Pegeln ist eine Abnahme des Basisabflusses festzustellen, obwohl keine solche Tendenz der NM7Q angezeigt wird. An diesen Pegeln hat eine deutliche Zunahme des MQ die Abnahme des Basisabflusses bedingt (Abb. A14 –A 17 im Anhang). Aus den Abbildungen wird auch deutlich, dass die Zunahme des mittleren Abflusses nicht allein durch klimatische Einflüsse erklärt werden kann. Außer am Pegel Hundersingen nimmt die Restgröße der Wasserbilanz deutlich ab. Dies würde unter sonst unveränderten Bedingungen im Einzugsgebiet bedeuten, dass die Verdunstung abgenommen hat. Da die Temperaturen in den letzten Jahrzehnten aber gestiegen sind (Rapp & Schönwiese 1996) muss ein anderer Faktor für die Zunahme des MQ verantwortlich sein. Als möglich Ursachen sind Versiegelung, Fremdwasserzuleitung oder Waldschäden in Betracht zu ziehen. Der Umstand, dass für genau diese Pegel Zunahmen der Hochwasserabflüsse festgestellt werden (Kap. 4.2.4) lässt Fremdwasserzuleitung als mögliche Ursache ausscheiden. Diese würde sich eher in den Niedrigwasserabflüssen bemerkbar machen, was hier aber nicht der Fall ist. Die Einzugsgebiete sind durch vergleichsweise geringe Anteile an Siedlungsflächen und große Anteile an Wald und landwirtschaftlicher Nutzfläche gekennzeichnet (Kap. 4.1). Caspary (1990) konnte für Teileinzugsgebiete der Eyach zeigen, dass Waldschäden zu einer Zunahme des Abflussbeiwertes und zu einer Erhöhung der Hochwasserabflüsse führen können. Ob die Donau-Teileinzugsgebiete in besonderem Maße von Waldschäden betroffen sind, konnte im Rahmen dieser Untersuchung noch nicht quantifiziert werden.

Anzahl und mittlere Dauer der Niedrigwasserpulse (Gruppe 4 der ökologisch begründeten Gruppierung)

Als mögliche anthropogene Einflussgrößen auf die Parameter Anzahl und „mittlere Dauer der Niedrigwasserpulse“ sind Stauhaltungen und Ausleitungen zu nennen. Die Untersuchung zeigt eine weit verbreitete Zunahme der Anzahl und gleichzeitige Abnahme der Dauer der Niedrigwasserpulse. Die weite Verbreitung der gleichen Tendenz lässt auf klimatische Ursachen schließen. Ausnahmen von diesem Muster bilden die Pegel *Zell/Wiese* und *Dörzbach/Jagst*. Am erstgenannten Pegel hat auch die Dauer der Niedrigwasserpulse zugenommen. Ein Blick auf die NMxQ-Werte zeigt eine abnehmende Tendenz der NM90Q am erstgenannten Pegel. Dies bestätigt die Tendenz zu langen Niedrigwasserphasen. Die Vergleichsrechnung der Wasserbilanz für die Zeiträume 1931-1966 und 1967-1997 ergibt unter der Annahme eines konstanten Abflussbeiwertes ein Defizit von 0,93 m³/s oder 142 mm/a. Auch wenn diese Schätzung große Unsicherheiten beinhaltet ist das hohe Defizit doch ein Hinweis auf eine Veränderung im Einzugsgebiet. Die genauen Ursachen müssen allerdings erst noch nachgewiesen werden.

Am Pegel *Dörzbach/Jagst* fällt die Abnahme der Variabilität beider Parameter auf. Die maximale Veränderung wird für die Jahre 1967 bzw. 1974 angezeigt. Tatsächlich wurden in den Jahren 1969 und 1974 Stauhaltungen zum Hochwasserschutz im Einzugsgebiet errichtet, die sowohl hinsichtlich dem Gesamtstauvolumen als auch hinsichtlich dem Anteil an beeinflusster Einzugsgebietesfläche betrifft als bedeutsam einzustufen sind. Auch der Bewertungsblock „Beschaffenheit des Einzugsgebietes“ (Kap. 4.1) weist das Einzugsgebiet bezüglich Stauhaltungen als mittel bis stark beeinflusst auf.

4.2.3.1 Bewertung der Abflussdynamik für die Niedrigwasserparameter

Tab. 12: Bewertung der Abflussdynamik für die Niedrigwasserparameter

Pegel	Parameter	Max. bzw. min. RVA-Ausprägung	Klasse	Nicht klimatische Ursachen
Beuron/Donau	Basisabfluss	-0,74	7	Zunahme des MQ durch Änderung der Faktoren, welche die Abflussbildung steuern. Annahme: Änderung der Landnutzung im Bereich Land- und Forstwirtschaft

Tab. 12: Fortsetzung

Pegel	Parameter	Max. bzw. min. RVA-Ausprägung	Klasse	Nicht klimatische Ursachen
Kirchen-Hausen/Donau	Basisabfluss	-0,42	3	Zunahme des MQ durch Änderung der Faktoren, welche die Abflussbildung steuern. Annahme: Änderung der Landnutzung im Bereich Land- und Forstwirtschaft oder Waldschäden
Hammereisenbach/Breg	Basisabfluss	-0,41	3	Zunahme des MQ durch Änderung der Faktoren, welche die Abflussbildung steuern. Annahme: Änderung der Landnutzung im Bereich Land- und Forstwirtschaft oder Waldschäden
Zell/Wiese	Dauer der Niedrigwasserpulse	0,44	3	Ursachen noch nicht geklärt; Verdacht auf Wasserableitung
Rotenbach/Eyach	NM30Q	-0,35	2	Wasserableitung
Höfen/Enz	NQ(Jahr), NM3Q, NM7Q, NM30Q, NM90Q	-0,6	5	Wasserableitung
Pforzheim/Würm	NQ(Jahr), NM3Q, NM7Q, NM30Q, NM90Q	-0,86	7	Wasserzuleitung
Dörzbach/Jagst	NM30Q, NM90Q,	0,49	2	Wasserzuleitung
Dörzbach/Jagst	Anzahl und Dauer der Niedrigwasserpulse	0,44	3	Stauhaltung

4.2.4 Hochwasserparameter

(HQ(Jahr), HM3Q, HM7Q, HM30Q, HM90Q, Anzahl der Hochwasserpulse, mittlere Dauer der Hochwasserpulse)

Für Veränderungen der Hochwasserparameter kommen klimatische Faktoren wie zum Beispiel die Erhöhung der Starkniederschläge sowie die Zunahme des Auftretens und der Persistenz von Wetterlagen in Betracht, die ergiebige Niederschläge bedingen.

Als Veränderungen im Einzugsgebiet, die zu einer Veränderung des Hochwasserverhaltens führen, kommen in erster Linie Veränderungen der Landnutzung und wasserbauliche Maßnahmen (Hochwasserrückhalteräume, Gewässerausbau etc.) in Betracht.

HMxQ (Gruppe 2 der ökologisch begründeten Gruppierung)

Die Ergebnisse der RVA- und Trendanalysen (Abb. 27) zeigen, dass im Hochwasserbereich weniger Veränderungen erkennbar sind als im Niedrigwasserbereich. Deutliche Zunahmen der Hochwasserabflüsse sind für die Donauteileinzugsgebiete der Pegel *Hammereisenbach*, *Kirchen-Hausen*, *Beuron* und *Hundersingen* sowie die Pegel *Ebnet/Dreisam*, *Höfen/Enz* und *Pforzheim/Enz* festzustellen. Die Parameter HM30Q und HM90Q weichen etwas vom einheitlichen Bild ab. Es ist zu überlegen, ob Sie nicht eher das mittlere Abflussverhalten repräsentieren als Hochwasser. Die Analyse der Trends der maximalen mittleren Gebietsniederschlagssummen bestimmter Periodenlängen (Abb. 28) ergibt ein von den Trends der Hochwasserparameter deutlich abweichendes Bild. In erster Linie sind in den nordöstlichen Einzugsgebieten deutliche Zunahmen der Niederschlagssummen zu verzeichnen. Allerdings geben die Untersuchungen keine Hinweise über die zeitliche Verteilung dieser maximalen Niederschlagssummen und der HMxQ. Je nach Jahreszeit kann die hydrologische Antwort auf ein Niederschlagsereignis einer vorgegebenen Stärke und Dauer jedoch sehr unterschiedlich ausfallen (Uhlenbrook et al. 2001, Steinbrich et al. 2001). Folglich kann die Untersuchung der Trends der maximalen Niederschlagssummen nur einen groben Hinweis auf die zu erwartende Änderung im Hochwasserabfluss geben. Zudem muss berücksichtigt werden, dass Tageswerte des Abflusses, wie sie in der vorliegenden Untersuchung verwendet werden, Extreme im Abfluss für kleinere Einzugsgebiete schlechter repräsentieren als für große Einzugsgebiete.

Es bleibt vor allem für die Donaueinzugsgebiete, für die nur schwache Anzeichen einer Zunahme der maximalen Niederschlagssummen auszumachen sind, der Verdacht einer anthropogenen Beeinflussung bestehen. Für diese Einzugsgebiete wird diese Annahme auch durch die Abnahme der Restgröße aus der Wasserbilanz bestätigt (Abb. A14 –A 17 im Anhang). Die Ursachen im Einzugsgebiet müssen indes noch nachgewiesen werden. Sowohl die Teileinzugsgebiete der Donau wie auch die beiden Einzugsgebiete der Pegel Ebnet/Dreisam und Höfen/Enz sind mit 2-5 % der Fläche nur vergleichsweise gering besiedelt (Kap. 4.1). In den Einzugsgebieten der Pegel Hammereisenbach/Breg, Ebnet/Dreisam und Höfen/Enz liegen die Waldanteile zwischen 61 und 92 % der Gesamtfläche. Die unteren Donaueinzugsgebiete weisen mit 13-22 % hohe Anteile an Ackerfläche auf. Der Waldanteil ist dort aber mit 41-50 % noch als bedeutend einzustufen. Die Erhöhung der Hochwasserabflüsse könnte zum einen durch Waldschäden in den Einzugsgebieten bedingt sein und zum anderen durch eine Zunahme der Ackerflächen im untersuchten Zeitraum. Um das zu überprüfen fehlt derzeit noch das geeignete Datenmaterial.

Die negativen RVA-Werte für die Pegel St.Wilhelm/St.Wilhelmer Talbach und Rottweil/Neckar werden aufgrund der kurzen Zeitreihen nicht bewertet.

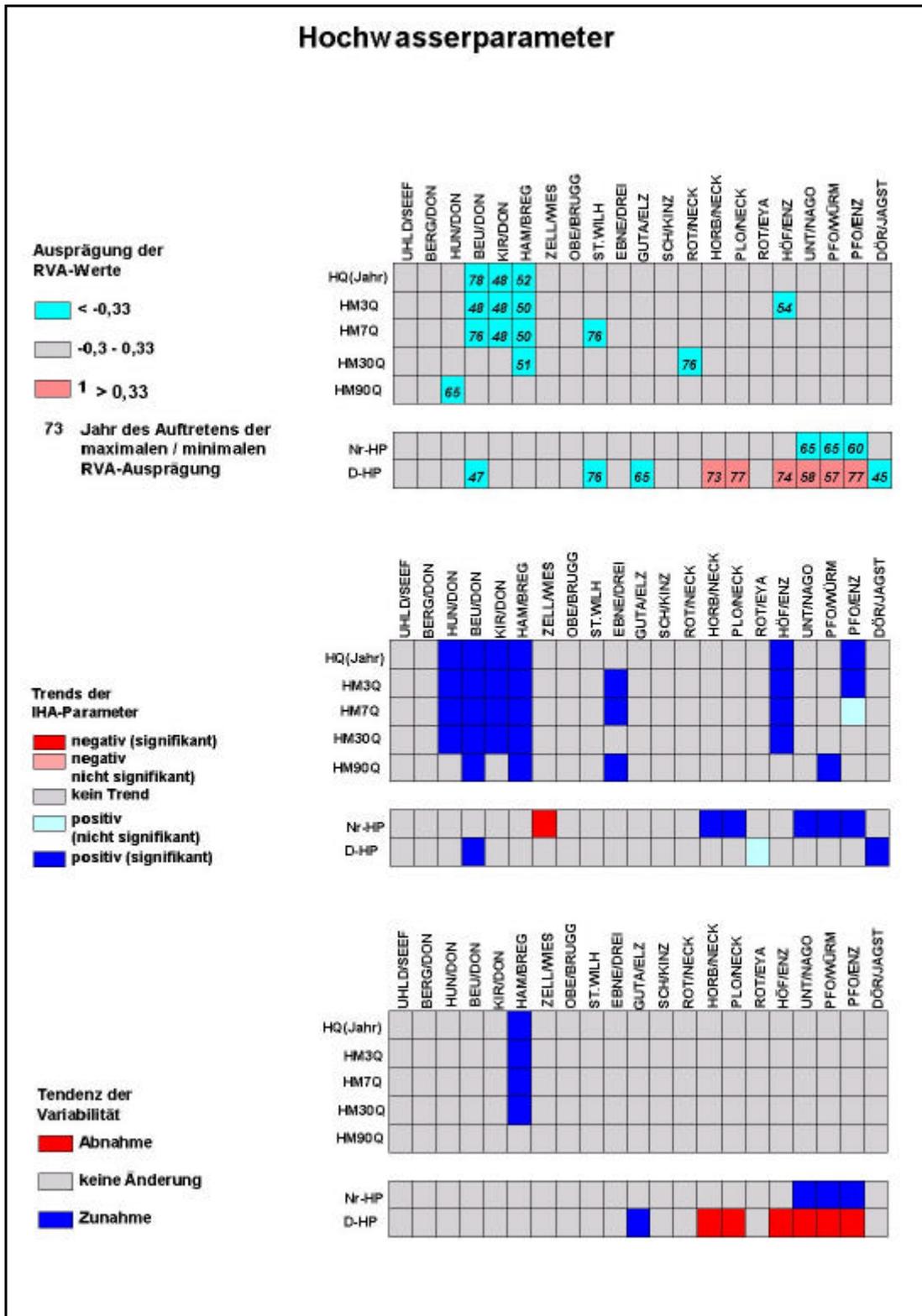


Abb. 27: RVA-Ausprägungen, Ergebnisse der Trendanalyse und Änderung der Variabilität der IHA Hochwasserparameter

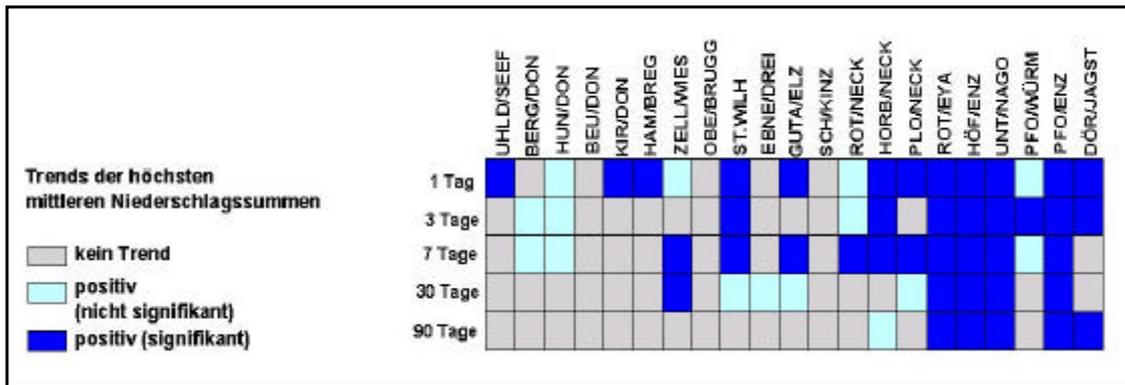


Abb. 28: Trends der maximalen Niederschlagssummen verschiedener gleitender Zeitfenster

Anzahl und Dauer der Hochwasserpulse (Gruppe 4 der ökologisch begründeten Gruppierung)

Die Anzahl der Hochwasserpulse hat an den Pegeln Horb/Neckar, Plochingen/Neckar, Unterreichenbach/Nagold, Pforzheim/Würm und Pforzheim/Enz zugenommen. An den drei letztgenannten Pegeln führte dies zu deutlich negativen RVA-Werten.

Da die Einzugsgebiete der Pegel *Pforzheim/Würm*, *Pforzheim/Enz* und *Plochingen/Neckar* hohe Siedlungsanteile in ihren Einzugsgebieten aufweisen (13%, 8% und 9%) (Kap. 4.1) ist die Annahme naheliegend, dass zunehmende Versiegelung die Ursache für die Zunahme der Zahl der Hochwasserpulse ist. Die Zunahmen der Abflussbeiwerte an den Pegeln Pforzheim/Würm und Plochingen/Neckar dürften ihre Ursache in erster Linie in der Zuleitung von Fremdwasser in deren Einzugsgebiete haben (Kap. 4.2.2.4), könnten aber auch teilweise auf Versiegelung zurückzuführen sein. Der Umstand, dass der Abflussbeiwert am Pegel Pforzheim/Enz nur gering zugenommen hat, liegt wohl an der ausgleichenden Wirkung der Abflussdefizite an den Pegeln Rotenbach/Eyach und Höfen/Enz. Dieser Ausgleich wirkt sich jedoch nicht auf die Zahl der Hochwasserpulse aus. Dadurch wird die Annahme gestützt, dass die Ursache für die Zunahme der Hochwasserpulse in zunehmender Versiegelung der Böden begründet ist.

Für die Einzugsgebiete der Pegel Unterreichenbach/Nagold und Horb/Neckar wurde einerseits keine Zunahme der Abflussbeiwerte festgestellt, (Tab. A12) andererseits sind diese Gebiete nur wenig dicht besiedelt (Kap. 4.1). Möglicherweise hat die stärkere Zunahme der Gebietsniederschläge (Tab. A11) sowie der maximalen Niederschlagssummen der Dauerstufen 1-7 die Zunahme der Zahl der Hochwasserpulse bewirkt. Dies könnte anhand einfacher Niederschlags-Abflussmodelle auf Tagesbasis getestet werden, wenn Tageswerte des Niederschlagsdargebotes zur Verfügung stehen, wie sie derzeit vom DWD im Rahmen eines KLIWA-Projektes erarbeitet werden.

Eine weitere mögliche Ursache für die Anzeige einer Zunahme der Anzahl der Hochwasserpulse könnte die landesweite Umstellung der Methode zur Bestimmung des Tagesmittelwertes des Abflusses in den 60er-Jahren sein. Bis dahin wurde der Tagesmittelwert graphisch ermittelt. Das neuere Verfahren berechnet den Mittelwert aus den digitalisierten Abflussdaten. Bei starker Krümmung der Abflusskurve wird der Mittelwert mit dem graphischen Verfahren geringer geschätzt als mit dem neuen Verfahren (Telefonische Auskunft von Herrn Willibald, LfU, Pegel- und Datendienst). Die sprunghafte Erhöhung der Zahl der Abflussumkehrungen in den 60er-Jahren (Kap. 4.2.5) wird auf diese Umstellung zurückgeführt. Auch die RVA-Minima des Parameters „Anzahl der Hochwasserpulse“ für die Pegel Unterreichenbach/Nagold, Pforzheim/Würm und Pforzheim/Enz fallen in die 60er-Jahre. Da die Mittelwertverschiebung dieses Parameters jedoch nicht so weit verbreitet auftritt, wie es bei der Abflussumkehr zu beobachten ist, ist der Zusammenhang nicht naheliegend.

Für Veränderungen der Dauer der Hochwasserpulse können die folgenden Annahmen getroffen werden:

- Abnehmende Dauern der Hochwasserpulse dürften durch Änderungen im Einzugsgebiet bedingt sein. So können Versiegelung, Drainagen, Gewässerausbau und Laufverkürzungen dazu führen, dass Hochwasserwellen schneller ablaufen (Uhlenbrook & Leibundgut 1997, Engel 1989, Richter 1987, Anderl 1979, Wittenberg 1976, Unbehauen 1973).
- Zunahmen der Dauer der Hochwasserpulse können in der Zunahme der Häufigkeit und Persistenz der Großwetterlage „West-Zyklonal“ mit andauernden Niederschlagsereignissen (Bardossy & Caspary 1995 und Caspary 1998) oder in einer zunehmenden Retention im Einzugsgebiet begründet sein.

Über mögliche Ursachen der Abnahme der zwischenjährlichen Variabilität der Länge der Hochwasserpulse werden folgende Annahmen gemacht:

- Eine durch Versiegelung, Drainage, und Gewässerausbau bedingte systematische Abnahme der Dauer der Hochwasserpulse dürfte mit einer Abnahme der Variabilität der Dauern verbunden sein.
- Auch für die Zunahme der Dauern der Hochwasserpulse durch Erhöhung der Retention im Einzugsgebiet oder durch die Zunahme von Westwetterlagen wird eine Abnahme der zwischenjährlichen Variabilität der Dauern angenommen.

An den Pegeln Beuron/Donau und Dörzbach/Jagst wird eine zunehmende Dauer der Hochwasserpulse beobachtet. Im Falle der Jagst, kommt die Einrichtung von Stauhaltungen im Jahre 1969 und 1974 als mögliche Ursache in Frage. Das Maximum der Veränderung wird aber für das Jahr 1945 angezeigt. So wird davon ausgegangen, dass

die Änderung im Klimabereich begründet sind. Da für das Einzugsgebiet des Pegels Beuron/Donau nicht von einer Erhöhung des Retentionsvermögens ausgegangen werden kann (die Zunahme des Abflussbeiwertes und Verschärfung der Hochwassersituation sprechen dagegen), wird die Ursache für die Zunahme der Dauer der Hochwasserpulse auch hier in den klimatischen Änderungen gesehen. Die abnehmende zwischenjährliche Variabilität der Dauer der Hochwasserpulse an den Pegeln *Plochingen/Neckar*, *Pforzheim/Würm* und *Pforzheim/Enz* könnte wie auch die Zunahme der Anzahl der Hochwasserpulse in der zunehmenden Versiegelung in diesen Einzugsgebieten begründet sein. Für die Pegel Horb/Neckar, Höfen/Enz und Unterreichenbach/Nagold können zum aktuellen Stand der Untersuchungen nur sehr unsichere Aussagen getroffen werden. Es kommen sowohl klimatische wie auch anthropogene Faktoren in Frage. Da aber einerseits der Bewertungsblock „Beschaffenheit des Einzugsgebietes“ keine Hinweise auf anthropogene Ursachen gibt und andererseits eine vergleichsweise starke Zunahme der Niederschläge in den betroffenen Einzugsgebieten feststellbar ist, wird die Ursache im klimatischen Bereich vermutet.

4.2.4.1 Bewertung der Abflussdynamik für die Hochwasserparameter

Tab. 13: Bewertung der Abflussdynamik für die Hochwasserparameter

Pegel	Parameter	Max. bzw. min. RVA-Ausprägung	Klasse	Ursachen
Hundersingen/Donau	HM90Q	-0,37	2	Änderung der Abflussbildung Annahme: Änderung der Landnutzung im Bereich Land- und Forstwirtschaft oder Waldschäden
Beuron/Donau	HQ(Jahr), HM3Q, HM7Q	-0,51	4	wie oben
Kirchen-Hausen/Donau	HQ(Jahr), HM3Q, HM7Q	-0,53	4	wie oben
Hammereisenbach/Breg	HQ(Jahr), HM3Q, HM7Q, HM30Q	-0,69	7	wie oben
Höfen/Enz	HM3Q	-0,34	2	wie oben
Pforzheim/Würm	Anzahl der Hochwasserpulse	-0,82	7	Änderung der Abflussbildung Annahme: Zunehmende Versiegelung durch Zunahme der Siedlungsflächen
Pforzheim/Enz	Anzahl der Hochwasserpulse	-0,54	4	wie oben
Plochingen/Neckar	Dauer der Hochwasserpulse	0,36	2	wie oben

Tab. 13: Fortsetzung

Pegel	Parameter	Max. bzw. min. RVA-Ausprägung	Klasse	Ursachen
Pforzheim/Würm	Dauer der Hochwasserpulse	0,43	3	wie oben
Pforzheim/Enz	Dauer der Hochwasserpulse	0,58	5	wie oben

4.2.5 Rate und Frequenz der hydrologischen Änderungen

(Gruppe 4 der ökologisch begründeten Gruppierung)

(Rise Rate, Fall Rate, Reverses)

Rate des mittleren Anstiegs und Fallens der Abflussganglinie

Für Veränderungen der mittleren Rate des Anstieges und des Fallens der Abflussganglinie kommen sowohl klimatische Veränderungen als auch anthropogene Veränderungen der Speichereigenschaften im Einzugsgebiet in Betracht. Die generelle Erhöhung der Niederschläge im Winterhalbjahr (Tab. A11 im Anhang) und die Zunahme der Wetterlage „West-Zyklonal“ (Caspary & Bardossy 1995 und Caspary 1996) dürften eher zu einer Zunahme der Raten des Anstiegs und des Betrages der Rate des Fallens führen. Dieser Effekt kann durch Veränderungen der Speichereigenschaften überlagert werden. So können Bodenversiegelung Gewässerausbau und Waldschäden diese Raten ebenfalls erhöhen. Die Einrichtung von Talsperren und das Leeren der vorhandenen Speicher können die Rate des Anstieges und je nach Bewirtschaftung auch den Betrag der Rate des Fallens mindern.

An den Pegeln Uhldingen/Seefelder Ach und Berg/Donau ist eine Abnahme der zwischenjährlichen Variabilität beider Parameter zu beobachten (Abb. 30). Hierfür dürften klimatische Ursachen verantwortlich sein, da keine Tendenz der Zu- oder Abnahme feststellbar sind.

Die negativen RVA-Werte der Pegel *Beuron/Donau* und *Kirchen-Hausen/Donau* sind durch die Zunahme der Rate des Abflussanstieges bedingt und werden anthropogen bedingten Änderungen in den Speichereigenschaften des Einzugsgebietes zugeschrieben. In diesen Einzugsgebieten hat im untersuchten Zeitraum die Restgröße der Wasserbilanz abgenommen. Da die Entwicklung der Temperaturen und der damit eng ver-

bundenen Verdunstung in diesem Zeitraum diese Entwicklung nicht erklären können, muss von einer Veränderung der Speichereigenschaften ausgegangen werden. Welcher Art diese Veränderung ist, muss indes noch geklärt werden. Der negative RVA-Wert für den Pegel St.Wilhelm/St.Wilhelmer Talbach ist aufgrund der kurzen Zeitreihe als unsicher anzusehen und wird daher nicht bewertet.

Am Pegel *Ebnet/Dreisam* ist eine Zunahme der mittleren Anstiegsrate und des Betrages der Rate des Fallens zu verzeichnen. Diese Beobachtung steht im Einklang mit der beobachteten Zunahme der Hochwasserabflüsse an diesem Pegel. Da die Niederschläge im Einzugsgebiet des Pegels nicht in entsprechendem Maße zugenommen haben und für die maximalen Niederschlagssummen keine Zunahmen zu verzeichnen sind (siehe voriges Kapitel), wird eine anthropogene Veränderung im Einzugsgebiet als Ursache angenommen.

An den Pegeln *Rotenbach/Eyach* und *Höfen/Enz* ist die Anstiegsrate und der Betrag der Rate des Fallens der Abflussganglinie im Untersuchungszeitraum kleiner geworden. Ein Umstand, der mit Blick auf die starken Zunahmen der Einzugsgebietsniederschläge und der maximalen Niederschlagssummen in den Einzugsgebieten dieser Pegel überrascht. Auch die Zunahme der Hochwasserabflüsse am Pegel Höfen/Enz lässt entgegengesetzte Tendenzen erwarten. Die in Kap. 4.2.2 festgestellte Ableitung von Wasser aus den beiden Einzugsgebieten kann diese Veränderungen nicht erklären. Bisher konnte noch keine schlüssige Erklärung des Phänomens gefunden werden.

Am Pegel *Pforzheim/Würm* wird eine Abnahme der zwischenjährlichen Variabilität beider Parameter festgestellt. Gleichzeitig ist die Zunahme der Steilheit der steigenden und fallenden Äste der Abflussganglinie zu verzeichnen. Die Zunahme der Steilheit dürfte in der starken Zunahme der Siedlungsflächen in diesem ohnehin schon recht dicht besiedelten Raum zurückzuführen sein. Die Niederschlagsdaten lassen die Veränderung nicht erwarten. Die Abnahme der zwischenjährlichen Variabilität ist auf die beträchtliche Zuleitung von Fremdwasser in das Einzugsgebiet zurückzuführen. Die mehr oder weniger konstante Aufhöhung des Abflusses bewirkt eine Dämpfung der zwischenjährlichen Schwankungen.

Auch am Pegel *Dörzbach/Jagst* ist ein Rückgang der zwischenjährlichen Variabilität der Rate des Anstieges der Abflussganglinie zu verzeichnen. 1974 wurde in diesem Einzugsgebiet eine Stauhaltung zum Hochwasserschutz fertiggestellt, die sowohl bezüglich des Umfangs des Stauvolumens als auch der beeinflussten Teilfläche des Einzugsgebiets als bedeutsam eingestuft werden kann (Kap. 4.1). Das Maximum der RVA-Werte im Jahre 1974 legt dies als Ursache der Abnahme der Variabilität nahe.

Abflussumkehrungen (Reverses)

Der Parameter Reverse zählt die Änderungen von steigendem zu sinkendem Abfluss und umgekehrt. Es fällt auf, dass fast an allen Pegeln eine Zunahme dieser Abflussumkehrungen festgestellt wird. Diese erfolgt bei allen Pegeln mehr oder weniger sprunghaft im Laufe der 60er-Jahre (vergl. Abb. 29). Die weite Verbreitung der Veränderung in Baden-Württemberg lässt zunächst auf klimatische Ursachen schließen. Andererseits wäre aber auch eine landesweite Änderung der Mess- oder Auswertungstechnik als mögliche Ursache denkbar. Eine Abfrage bei der LfU (Herr Dieter Willibald) ergab, dass in den 60er-Jahren landesweit eine Umstellung von graphischer Ermittlung des Tagesmittelwertes zur automatischen Ermittlung des Tagesmittelwertes aus digitalisierten Daten erfolgte. Das alte Verfahren schätzt den Mittelwert bei stark gekrümmten Abflusskurven geringer als das neue Verfahren. Somit dürfte es sich bei der beobachteten Veränderung in der Abflussdynamik wohl um ein Artefakt handeln.

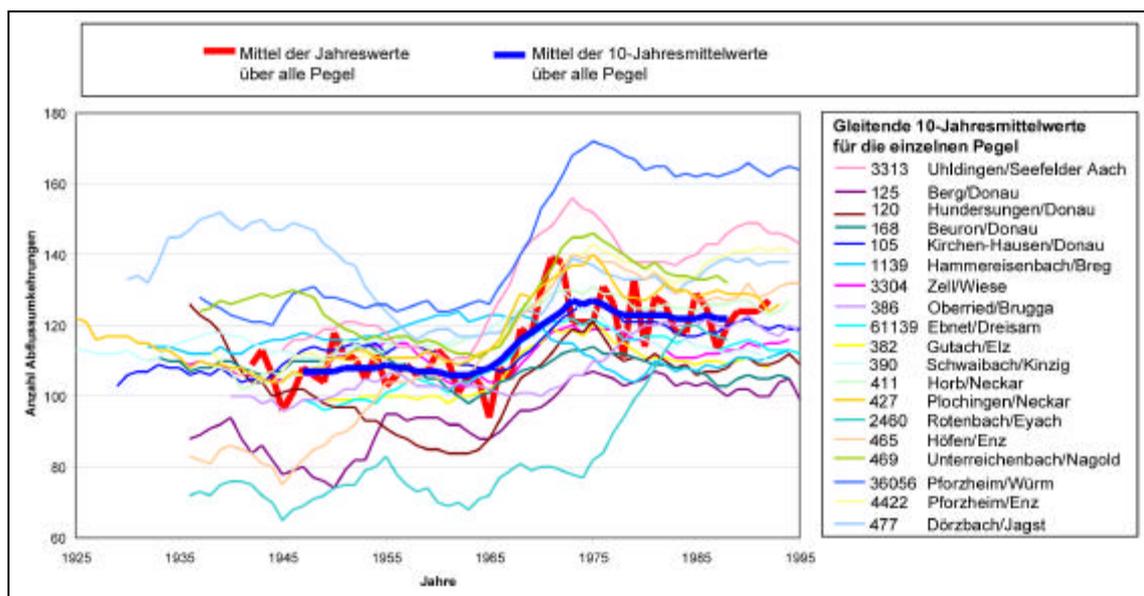


Abb. 29: Sprunghafte Änderung der Zahl der Abflussumkehrungen in den 60er-Jahren

4.2.5.1 Bewertung der Abflussdynamik für die Parameter Rate und Frequenz der hydrologischen Änderungen

Tab. 14: Bewertung der Abflussdynamik für die Parameter Rate und Frequenz der hydrologischen Änderungen

Pegel	Parameter	Max. bzw. min. RVA-Ausprägung	Klasse	Ursachen
Beuron/Donau	Anstiegsrate	-0,37	2	Änderung Abflussbildung Annahme: Änderung der Landnutzung im Bereich Land- und Forstwirtschaft, oder Waldschäden
Kirchen-Hausen/Donau	Anstiegsrate	-0,44	3	wie oben
Ebnet/Dreisam	Anstiegsrate	-0,44	3	wie oben
Rotenbach/Eyach	Anstiegsrate	-0,62	6	Bislang keine schlüssige Erklärung
Höfen/Enz	Rate des Fallens	-0,37	2	Bislang keine schlüssige Erklärung
Dörzbach/Jagst	Anstiegsrate	0,42	3	Stauhaltung

4.2.6 Parameter zur Saisonalität

(Gruppe 3 der ökologisch begründeten Gruppierung)

(Monat des höchsten MoMQ, Monat des niedrigsten MoMQ, Kalendertag des HQ (Jahr) Kalendertag des NQ (Jahr))

Mit Ausnahme sehr großer Änderungen im Einzugsgebiet wie Talsperren, sind Ursachen für die Parameter der Saisonalität ausschließlich im klimatischen Bereich zu erwarten. Ihre Untersuchung ist vor allem wichtig um die mittlere Lage der Niedrig- und Hochwasserzeiten feststellen zu können. Sie sind daher auch unerlässliche Informationsquellen zur Beurteilung der Monatswerte. In den untersuchten Testgebieten sind keine Veränderungen im Einzugsgebiet bekannt, die in der Lage wären eine Veränderung der Saisonalitätsparameter zu erklären. Die ausgewiesenen Änderungen sind daher sehr wahrscheinlich klimatisch bedingt. Rote Farben bei den Trends bedeuten eine Verlagerung früher ins Jahr, während blaue Farben eine Verlagerung später ins Jahr anzeigen. An den Pegeln St.Wilhelm/St.Wilhelmer Talbach und Ebnet/Dreisam hat eine

Verschiebung der mittleren Lage des Monats mit den geringsten Abfluss und des Tages mit dem geringsten Abfluss stattgefunden (Abb. 30).

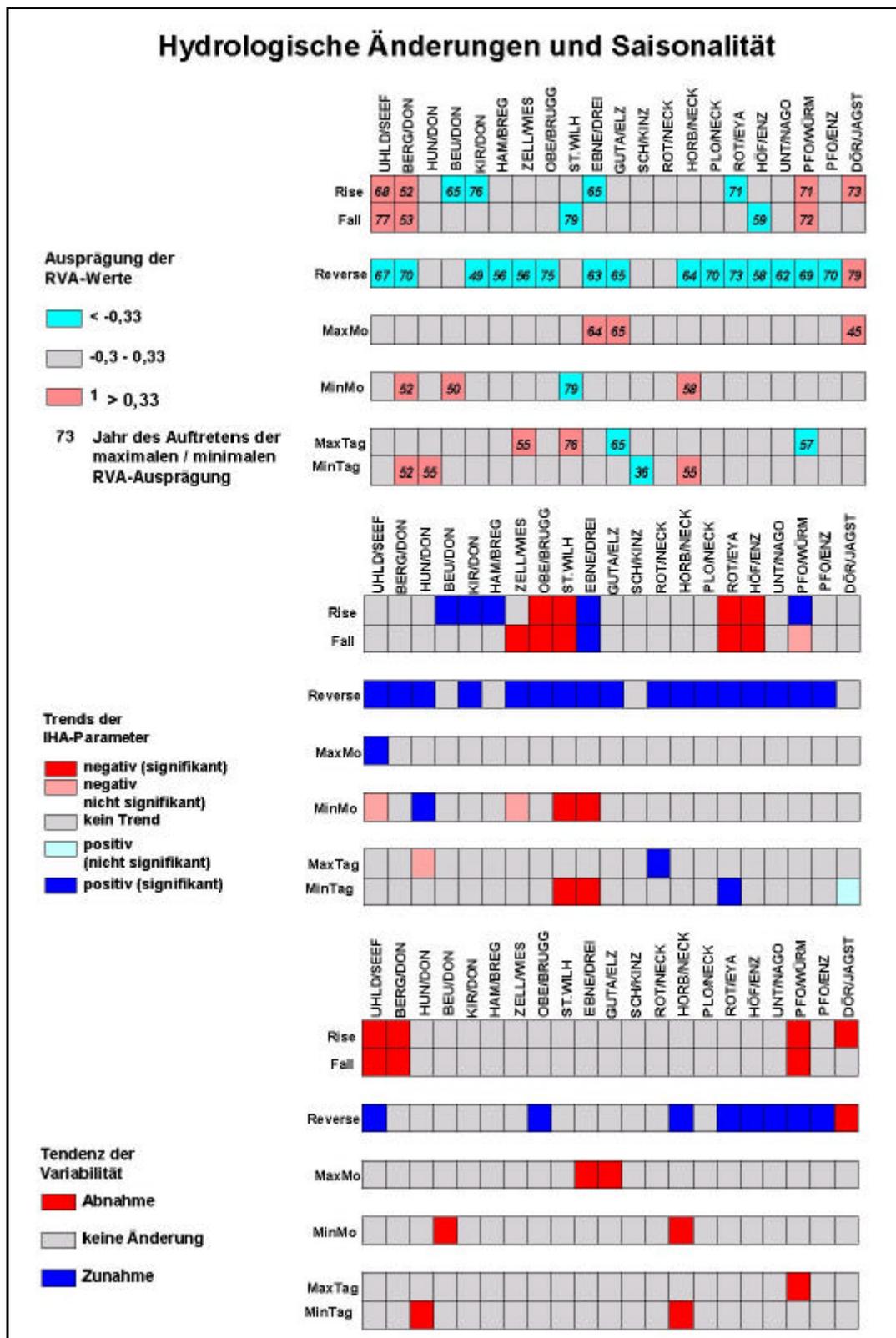


Abb. 30: RVA-Werte, Trends und Tendenzen der Variabilität für die Parameter zu Änderungen der Abflussganglinie und für die Parameter zur Saisonalität

Der Monat des geringsten Abflusses verlagerte sich in beiden Einzugsgebieten vom Oktober zum September. Auch der Tag des geringsten Abflusses verlagerte sich in beiden Einzugsgebieten von Mitte Oktober nach Mitte September.

4.2.7 Zusammenfassende Beurteilung der anthropogenen Beeinflussung der Abflussdynamik

In der bisherigen Diskussion der Untersuchungen zur Abflussdynamik wurden die einzelnen IHA-Parameter aus hydrologischer Sicht in Gruppen zusammengefasst. Dabei wurden die hydrologischen Prozesse, die Einfluss auf die Parameter haben können als gruppierende Merkmale zu Rate gezogen. Die Parametergruppierung, wie sie von der IHA/RVA-Methode vorgegeben wird (Tab. A2) basiert dagegen auf der ökologischen Relevanz der Parameter. So erklären sich unterschiedliche Gruppierungen in der vorliegenden Arbeit. Die Bewertung der Abflussdynamik erfolgt im weiteren aufgrund der ökologischen Bedeutung. Folglich werden die Parameter in Tab. 15 gemäß der Gliederung in Tab. A2 in ökologisch begründete Gruppen zusammengefasst. Jedem Einzugsgebiet wird in Tab. 15 die schlechteste Klasse zugeordnet, die es in der jeweiligen IHA-Parametergruppe zugeschrieben bekommen hat (vergl. Kap. 3.3.6). Aus Platzgründen werden in der Tabelle nur Einzugsgebiete aufgeführt, die in der jeweiligen Gruppe in Klassen >1 fallen. Die Parametergruppe 3 (Parameter zur Saisonalität) taucht nicht in der Tabelle auf, weil in dieser Gruppe nur klimatisch bedingte Veränderungen ermittelt wurden.

Tab. 15: Bewertung der Abflussdynamik gemäß der ökologisch begründeten Gruppierung der IHA-Parameter

Parametergruppe	Pegel	Schlechteste Klassen-zuordnung	Ursachenkenntnis
Parametergruppe 1: Größenordnung der monatlichen Abflussbedingungen			
	Beuron/Donau	5	Annahme
	Plochingen/Neckar	4	bekannt
	Rotenbach/Eyach	6	bekannt
	Höfen/Enz	3	bekannt
	Pforzheim/Würm	5	bekannt

Tab. 15: Fortsetzung

Parametergruppe	Pegel	Schlechteste Klassen-zuordnung	Ursachen-kennntnis
Parametergruppe 2: Größenordnungen und Dauer der Jährlichen Abflussextrême			
	Hundersingen/Donau	2	Annahme
	Beuron/Donau	7	Annahme
	Kirchen-Hausen/Donau	3	Annahme
	Hammereisenbach/Breg	7	Annahme
	Zell/Wiese	3	Annahme
	Rotenbach/Eyach	2	bekannt
	Höfen/Enz	5	bekannt
	Pforzheim/Würm	7	bekannt
	Dörzbach/Jagst	2	bekannt
Parametergruppe 4: Frequenz, Häufigkeit und Dauer der Hoch- und Niedrigwassersituationen			
	Plochingen/Neckar	2	Annahme
	Pforzheim/Würm	7	Annahme
	Pforzheim/Enz	5	Annahme
	Dörzbach/Jagst	3	bekannt
Parametergruppe 5: Rate der hydrographischen Änderungen			
	Beuron/Donau	2	Annahme
	Kirchen-Hausen/Donau	3	Annahme
	Ebnet/Dreisam	3	Annahme
	Rotenbach/Eyach	6	ungeklärt
	Höfen/Enz	2	ungeklärt
	Dörzbach/Jagst	3	bekannt

Für jedes Einzugsgebiet wurde die Gesamtbewertung der Abflussdynamik als Mittelwert der fünf Bewertungen aus den ökologisch begründeten Parametergruppen berechnet. Das numerische Ergebnis der Mittelwertberechnung ist in Tab. A10 im Anhang wiedergegeben. In Abb. 31 ist das Ergebnis kartographisch aufbereitet dargestellt. Es zeigt sich, dass der größte Teil der untersuchten Einzugsgebiete bezüglich ihrer Abflussdynamik als im untersuchten Zeitraum nicht (1) oder wenig (2) verändert eingestuft werden können. Für den Fall, dass der Zustand zu Beginn des Untersuchungszeitraumes natürlich war, könnte also auch der aktuelle Zustand als natürlich bezeichnet werden. Nur drei Einzugsgebiete werden als wenig bis mittel (3) oder mittel verändert (4) bewertet. Das Einzugsgebiet des Pegels Pforzheim/Würm wird mit mittel stark verändert (4) am schlechtesten bewertet. In einzelnen Parametergruppen wurde für dieses Einzugsgebiet sogar die Bewertung extrem beeinflusst (7) erreicht. Die Mittelwertbildung relativiert die Einzelergebnisse. Es ist in diesem Zusammenhang nochmals darauf hin-

zuweisen, dass in der Parametergruppe 3 kaum mit negativen Bewertungen zu rechnen ist. Da auch sie zu einem fünftel in die Berechnung eingeht, wird die Gesamtbewertung dadurch allgemein etwas gemildert. Es ist daher zu diskutieren, ob die Gruppe 3 in die Bewertung eingehen sollte oder nicht. Die IHA-Parameter der Gruppe sind wichtig zum Verständnis anderer Parameter und zur Untersuchung klimatischer Einflüsse. Da jedoch kaum eine anthropogene Beeinflussung im Einzugsgebiet denkbar scheint, die diese Parameter beeinflusst. Ohne auch andere IHA-Parameter zu beeinflussen, liefert die Gruppe keinen weiteren Beitrag zur Bewertung der Abflussdynamik.

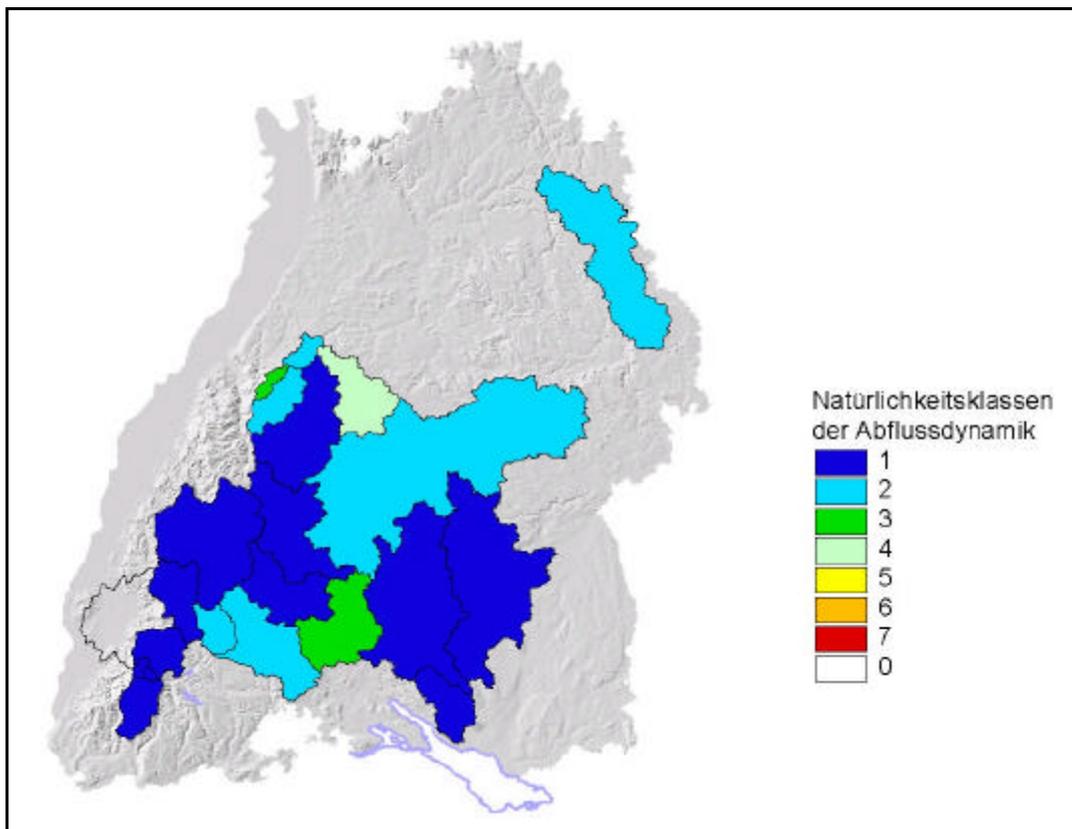


Abb. 31: Gesamtbewertung der Natürlichkeit der Abflussdynamik

An den Teileinzugsgebieten der Donau scheint sich ein Skaleneffekt bemerkbar zu machen. Während für die kleineren Teileinzugsgebiete Veränderungen angezeigt werden, wird die Abflussdynamik an den unterstrom liegenden Pegeln Hundersingen und Berg als unverändert eingestuft. Es wird angenommen, dass weit über die Einzugsgebietsflächen verteilte Veränderungen, wie sie für die Donaueinzugsgebiete vermutet werden (Änderung der Faktoren, welche die Abflussbildung steuern) sich in ihrer Wirkung auf die Abflussdynamik am Pegel für größere Einzugsgebiete mehr verwischen oder teilweise gegenseitig aufheben. Dagegen wirken sich Veränderungen in Einzugsgebieten der kleineres Skale deutlicher auf die Abflussdynamik aus.

4.3 Stoffhaushalt und Stoffdynamik

4.3.1 Ergebnisse Stoffhaushalt

Als Ergebnis der Nährstoffbilanzierung wurden für alle untersuchten Einzugsgebiete die einzelnen Frachtkomponenten nach Kap. 3.4.1.1.4 berechnet. Die Berechnungsergebnisse sind im Anhang (Tab. A13 und A14) dargestellt. Um die Aussagekraft der Parameter des Stoffhaushalts zu überprüfen, wurde zunächst eine Validierung der Ergebnisse der Nährstoffbilanzierung anhand gemessener Daten angestrebt. Für einige Testeinzugsgebiete liegen langjährige Messreihen der Wasserqualität vor. Für diese Testeinzugsgebiete wurden 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. 32).

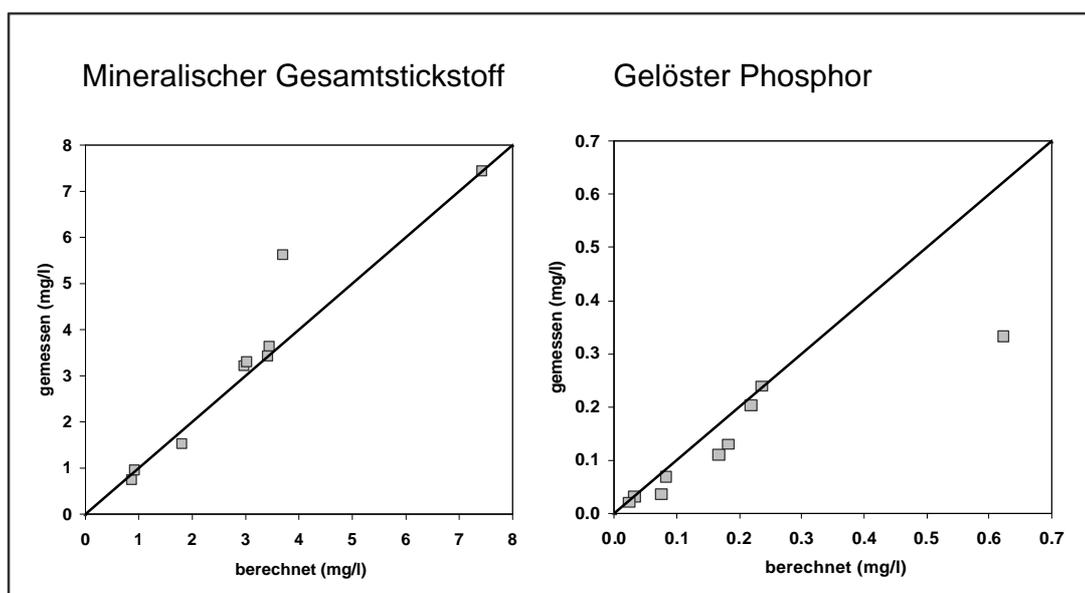


Abb. 32: Vergleich der aus der Nährstoffbilanzierung berechneten Konzentration von mineralischem Gesamtstickstoff und gelöstem Phosphor mit Mittelwerten von gemessener Konzentrationen.

Zur Validierung der Konzentrationen von gelöstem Phosphor standen nur Daten zu Konzentrationen von Phosphat zur Verfügung. In der Fraktion des gelösten Phosphors sind jedoch neben Phosphat-Phosphor auch andere gelöste Phosphorverbindungen (größtenteils gelöster organischer Phosphor) enthalten (Schwoerbel 1993, Walther 1999). Die berechneten Konzentrationen waren deshalb nicht direkt mit den gemessenen Konzentrationen von Phosphat-Phosphor vergleichbar. Aus Literaturangaben

konnte ein mittleres Verhältnis von Phosphat-Phosphor und gelöstem organischem Phosphor am gesamten gelösten Phosphor abgeleitet werden (Walther 1999). Über dieses Verhältnis wurden nachfolgend die gemessenen Konzentrationen von Phosphat-Phosphor-Konzentrationen umgerechnet.

Der Vergleich der berechneten und gemessenen Konzentrationsmittelwerte ergab für gelösten Gesamtstickstoff und Phosphor mittlere prozentuale Abweichungen von 11 % bzw. 33 %. 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 wurde 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 vonnöten, die im Rahmen dieser Untersuchung 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. Dieser Fehler ist möglicherweise auf die Vernachlässigung von Stickstofffrachten bedingt, die über das verkarstete Gestein des Malm in der Schwäbischen Alb dem Neckargebiet aus dem Donaeinzugsgebiet zugeführt werden. Da bei der Parametrisierung des Stoffhaushalts jedoch nur die im Einzugsgebiet emittierten Frachten betrachtet werden, wirkt sich dieser Fehler nicht auf die Bewertung aus.

Neben der Berechnung von Gebietsmittelwerten wurden als Ergebnis der Nährstoffbilanzierung die flächendifferenzierten Werte diffusen Einträge und punktförmigen Einträge von Stickstoff und Phosphor kartographisch dargestellt. In den Abb. 33 - 34 sind Karten der flächendifferenzierten Einträge von mineralischem Stickstoff und gelöstem Phosphor für den Ist-Zustand dargestellt. In Abb. 35 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 Sediment-Eintrags-Verhältnissen (SDR), 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, Cepuder & Mittermayer 1998, Wendland et al. 1993, Kolbe 2000).

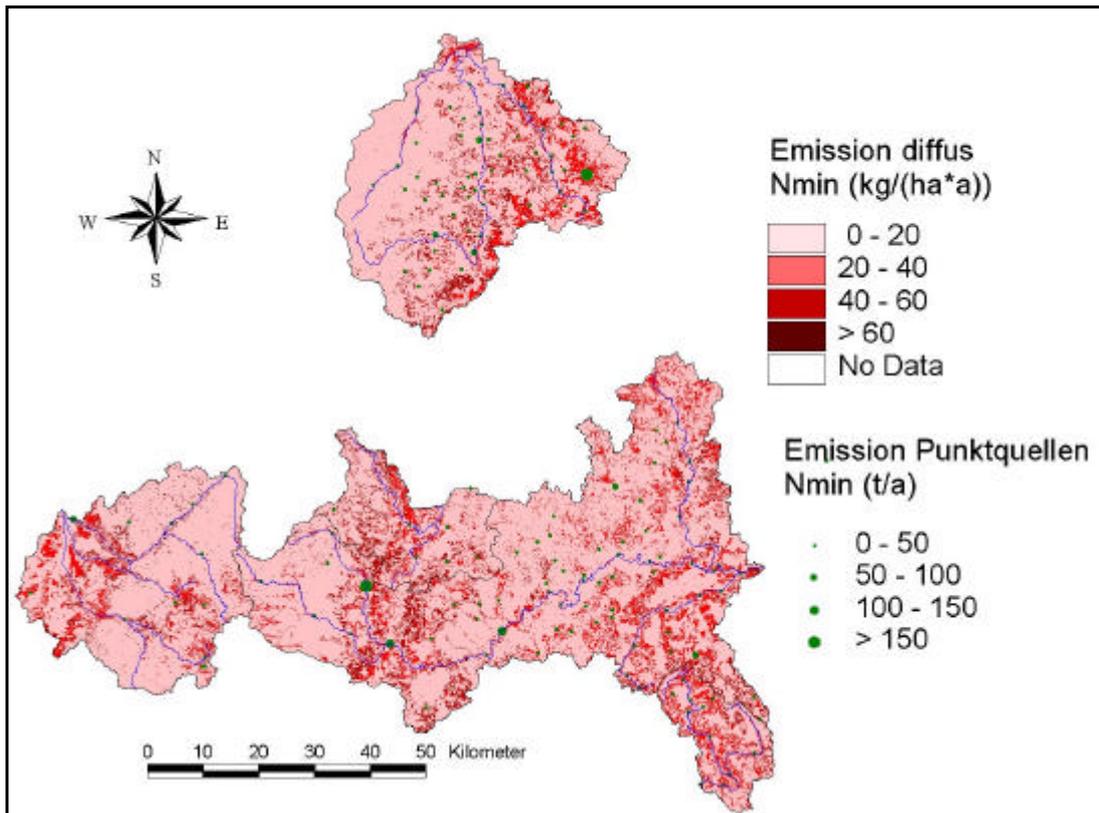


Abb. 33: Karte der Stickstoffeinträge für den Ist-Zustand

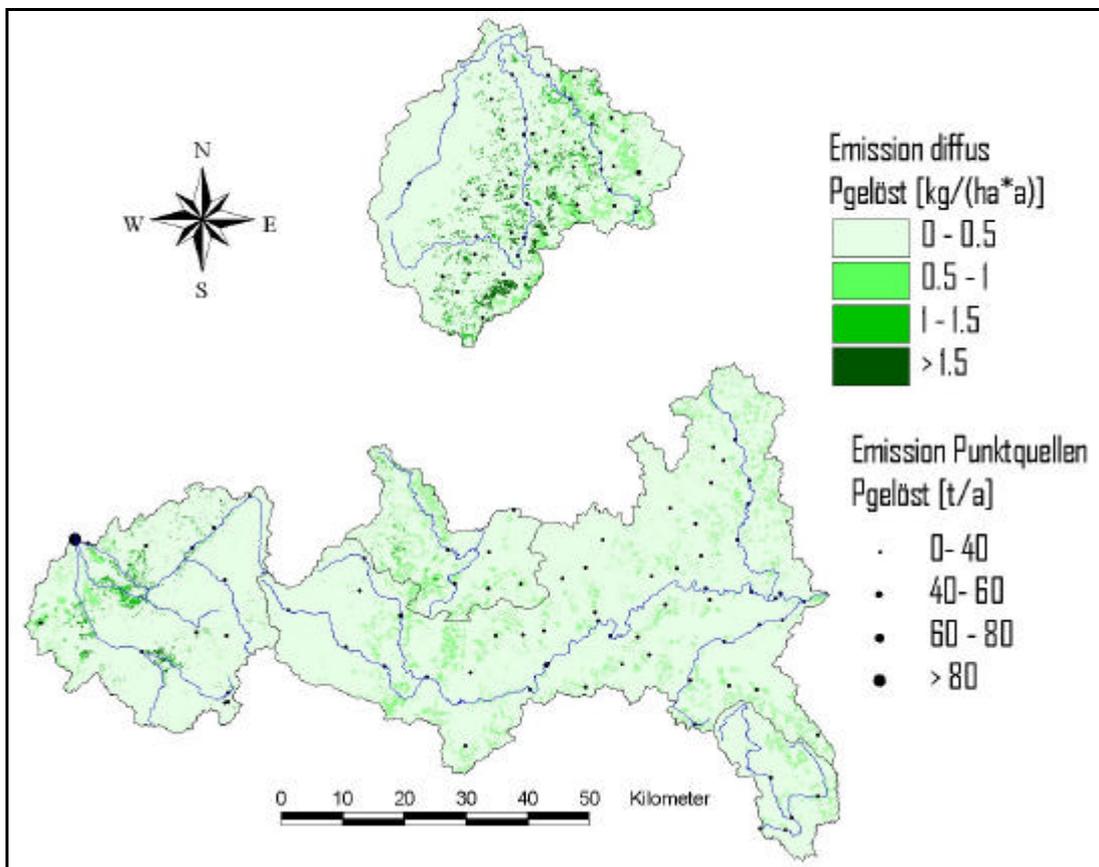


Abb. 34: Karte der gelösten Phosphoreinträge für den Ist-Zustand

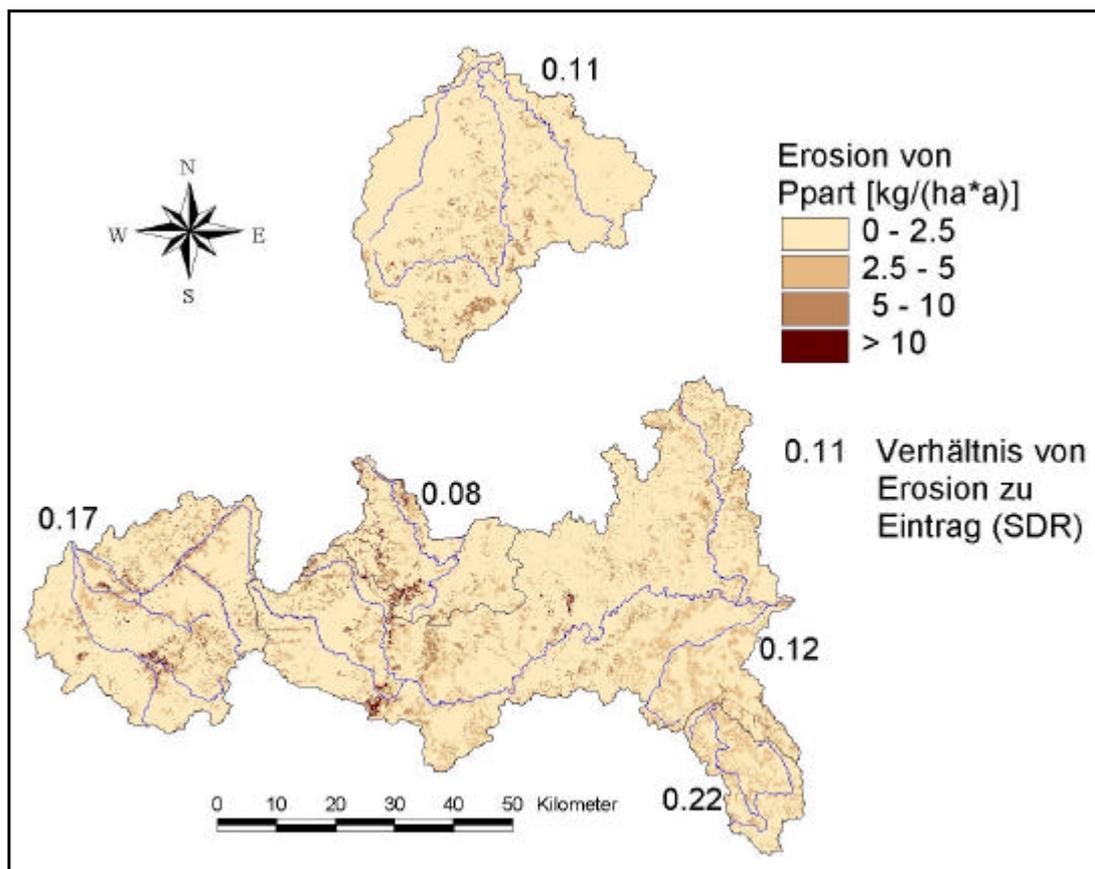


Abb. 35: Karte der partikulären Phosphoreinträge für den Ist-Zustand

Aufgrund der aus den erhöhten Nährstoffüberschüssen resultierenden hohen Stoffeinträgen, tritt der Einfluss natürlicher Standortfaktoren wie Niederschlagshöhen, Bodeneigenschaften, Topographie und Geologie weitgehend zurück. Auf den inselhaft 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 aufgrund der sehr hohen Abflüsse nicht zu hohen Konzentrationen.

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 flächendifferenzierte Einträge von Stickstoff, gelöstem und partikulärem Phosphor für den PNZ sind in den Abb. 36 –38 dargestellt. Für Stickstoff und gelösten Phosphor wird anhand der Kartendarstellungen deutlich, dass das Mobilisierungspotential vorwiegend durch die Wasseraustratsraten im Boden bedingt wird. Die räumlichen Unterschiede spiegeln daher die Bodeneigenschaften, sowie die Höhe der Niederschläge und Abflüsse wieder (s.a. Abb. A3 – A10). Zusätzliche räumliche Unterschiede sind auf die unterschiedlichen Rückhaltsfaktoren in den Testeinzugsgebieten zurückzuführen.

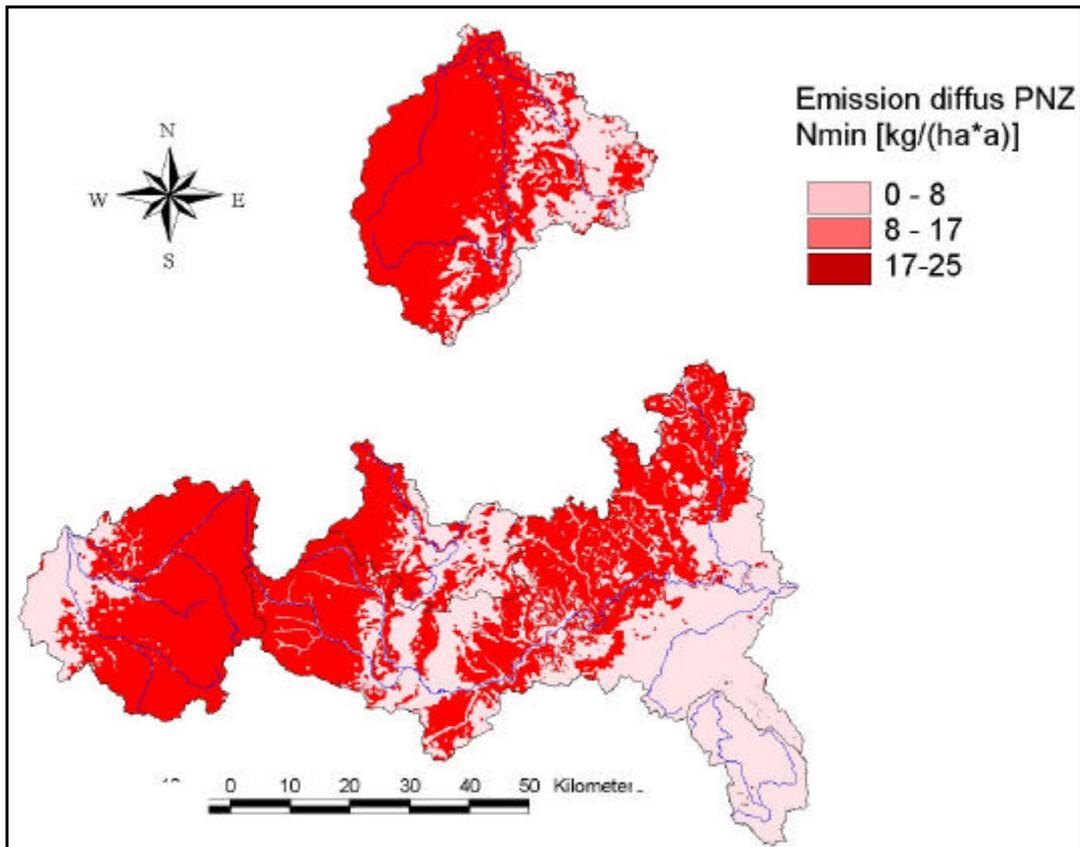


Abb. 36: Karte der Stickstoffeinträge für den PNZ

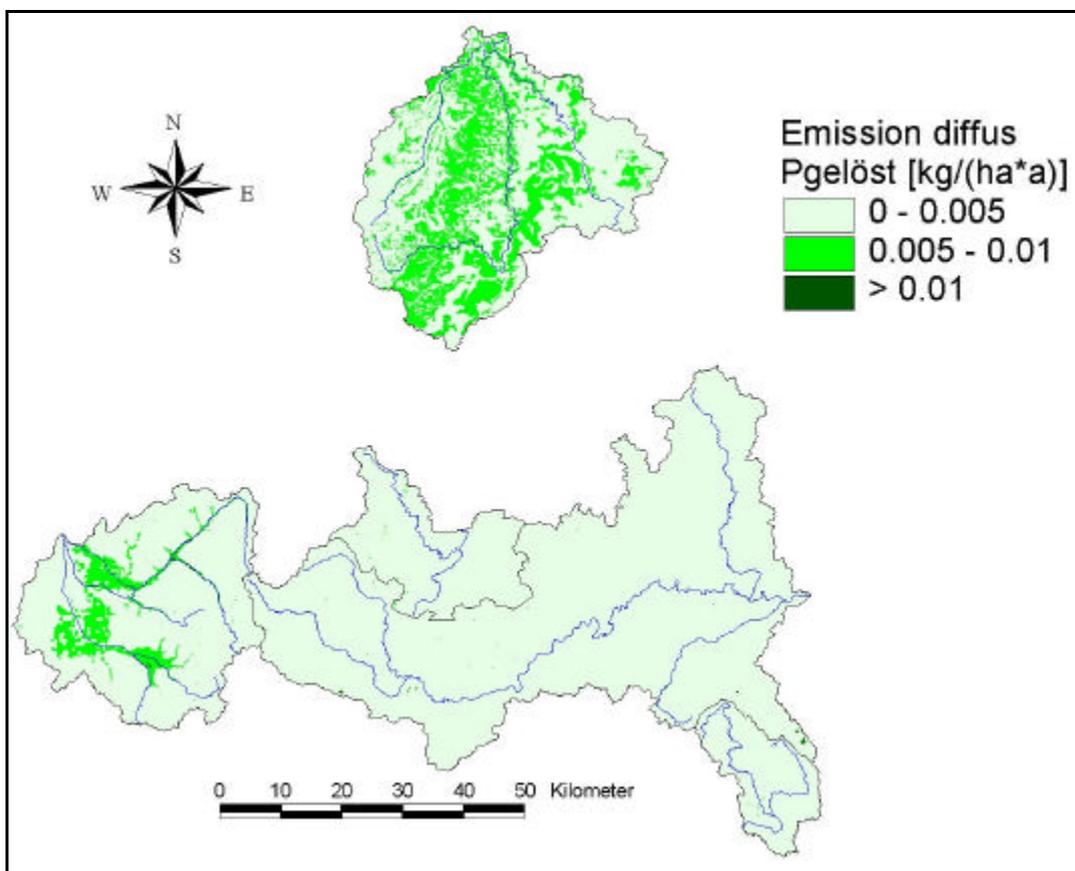


Abb. 37: Karte der gelösten Phosphoreinträge für den PNZ

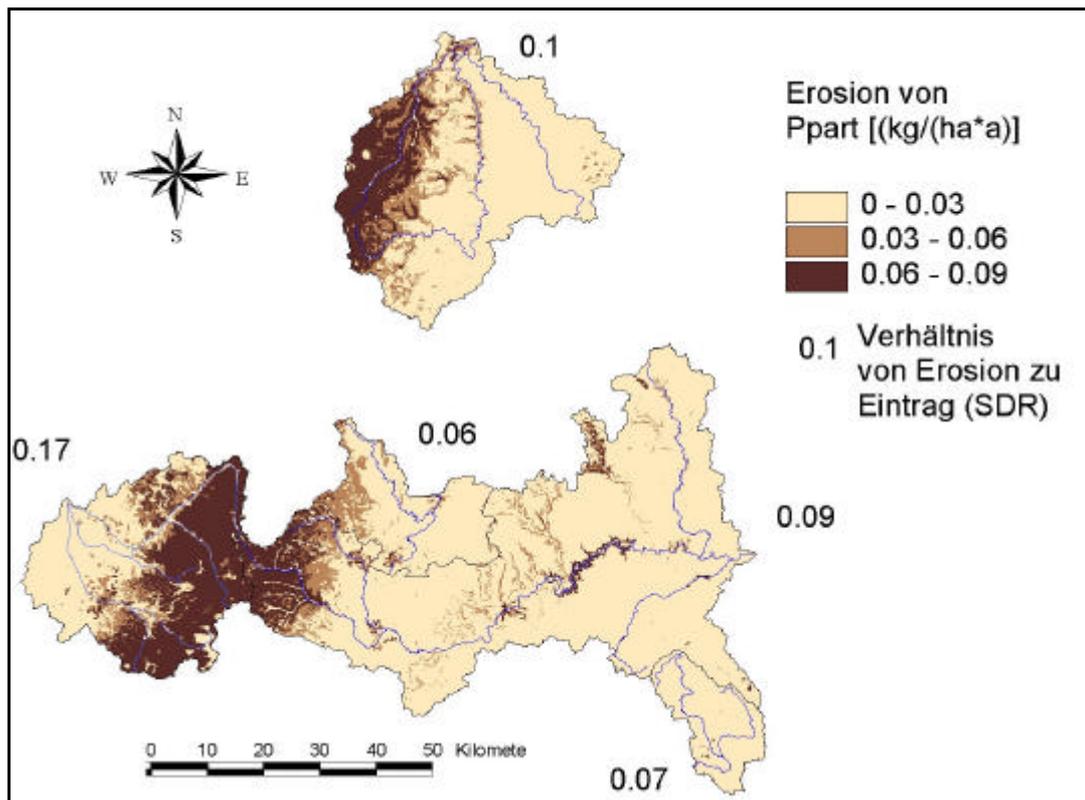


Abb. 38: Karte der partikulären Phosphoreinträge für den PNZ

Da für den Ist-Zustand in den Bilanzgebieten Riegel/Addition und 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 diese Gebiete auch bei der Berechnung des PNZ ein geringerer Stoffrückhalt angesetzt. In Bereichen mit geringen Feldkapazitäten ergeben sich deshalb vergleichsweise höhere Auswaschungsraten. Dies wird bei der Phosphorbilanzierung besonders deutlich. Die Berechnung des PNZ für den Eintrag von partikulärem Phosphor spiegelt dagegen im wesentlichen die Niederschlagshöhen und die topographischen Verhältnisse wieder. 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 im Rahmen der Bewertung der Stoffdynamik stärker hervor.

Bei der Beurteilung der Bilanzierungsergebnisse muss generell auf konzeptionellen Charakter der Berechnungsansätze verwiesen werden. Mittels der vorhandenen digitalen Datengrundlage kann der Wasserhaushalt sowie der potentielle Stoffeintrag flächendifferenziert im 50x50 m Raster beschrieben werden. Aufgrund der größeren Auflösung vieler Eingangsdaten (bspw. Niederschlag, Verdunstung auf 500x500m Raster, Grund-

daten 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 müssen aufgrund der mangelnden Datenlage als „Black-Box“ betrachtet werden. Bei der Berechnung des Ist-Zustands wirkt sich die Verwendung der Messdaten der Grundwasserkonzentrationen als eine Art Puffer aus, durch den Fehler bei der Berechnung der Stoffauswaschung ausgeglichen werden. Dadurch entstehen für Szenarienberechnungen Unsicherheiten, da hier ein solcher Effekt naturgemäß nicht vorhanden ist. Bei der Zuordnung der Einzugsgebiete zu Natürlichkeitsklassen des Stoffhaushalts kann diese Unschärfe in den Parameterwerten im Extremfall zu Fehlklassifikationen führen.

Eine Quantifizierung dieser Unschärfe kann in Zukunft durch probabilistische Unsicherheitsanalysen erfolgen. 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).

Basierend auf den Ergebnissen der Nährstoffbilanzierung für Stickstoff und Phosphor wurde entsprechend Kap. 3.4.1.5 eine Bewertung des Stoffhaushaltes vorgenommen. In der Abb. 35 wird die Bewertung des Stoffhaushalts kartographisch dargestellt. Die einzelnen Parameterwerte, Anteile der diffusen und punktförmigen Quellen sowie die zugeordneten Natürlichkeitsklassen sind in der Bewertungsmatrix (Tab. 16) aufgeführt. Bei der Ausweisung der Natürlichkeitsklassen des Stoffhaushalts wurde festgestellt, 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.

Tab. 16: Bewertungsmatrix Stoffhaushalt

Einzugsgebiet	Ist-Zustand	diffus	punkt-förmig	PNZ	prozentuale Überschreitung	Natürlichkeitsklasse
Uhdlingen / Seefelder Aach	kg/(ha*a)	%	%	kg/(ha*a)	%	
N	15.61	91.01	8.99	5.20	200.36	5
P	0.64	71.36	28.64	0.00	88950.25	5
Hammereisenbach / Breg						
N	17.36	79.13	20.87	8.73	98.85	3
P	0.76	18.36	81.64	0.01	6289.11	2
Kirchenhausen / Donau						
N	20.69	66.41	33.59	7.69	169.19	4
P	1.46	21.21	78.79	0.00	46204.54	4

Tab. 16: Fortsetzung

Einzugsgebiet	Ist-Zustand	diffus	punkt-förmig	PNZ	prozentuale Überschreitung	Natürlichkeitsklasse
Beuron / Donau						
N	17.16	60.61	39.39	7.69	123.23	4
P	1.44	18.54	81.46	0.00	49630.76	4
Hundersingen / Donau						
N	17.18	68.58	31.42	7.35	133.85	4
P	1.18	21.13	78.87	0.00	54676.12	5
St.Wilhelm / Talbach						
N	12.32	94.66	5.34	11.04	11.56	1
P	0.55	27.94	72.06	0.02	2112.83	1
Oberied / Brugga						
N	12.08	95.87	4.13	11.01	9.67	1
P	0.41	38.95	61.05	0.02	1738.53	1
Ebnet / Dreisam						
N	17.70	81.67	18.33	10.74	64.75	3
P	1.18	40.15	59.85	0.02	6832.98	2
Gutach / Elz						
N	15.84	86.26	13.74	10.87	45.74	2
P	0.70	44.94	55.06	0.02	3897.93	1
Riegel / Addition						
N	20.28	71.74	28.26	9.25	119.28	4
P	1.61	21.52	78.48	0.01	16007.98	3
Rottweil / Neckar						
N	19.58	81.07	18.93	8.14	140.62	4
P	1.19	24.62	75.38	0.00	55898.07	5
Rotenbach / Eyach						
N	14.13	95.35	4.65	13.01	8.64	1
P	0.41	4.86	95.14	0.01	3015.16	1
Höfen / Enz						
N	15.20	90.92	9.08	12.99	16.95	1
P	0.39	11.91	88.09	0.01	2890.40	1
Unterreichenbach / Nagold						
N	22.87	76.25	23.75	11.46	99.46	3
P	1.17	29.24	70.76	0.01	20161.15	4
Pforzheim / Würm						
N	25.57	57.04	42.96	7.86	225.32	5
P	2.14	13.97	86.03	0.00	115668.75	6
Pforzheim / Enz						
N	21.93	72.04	27.96	10.78	103.42	4
P	1.26	21.28	78.72	0.01	23043.26	4

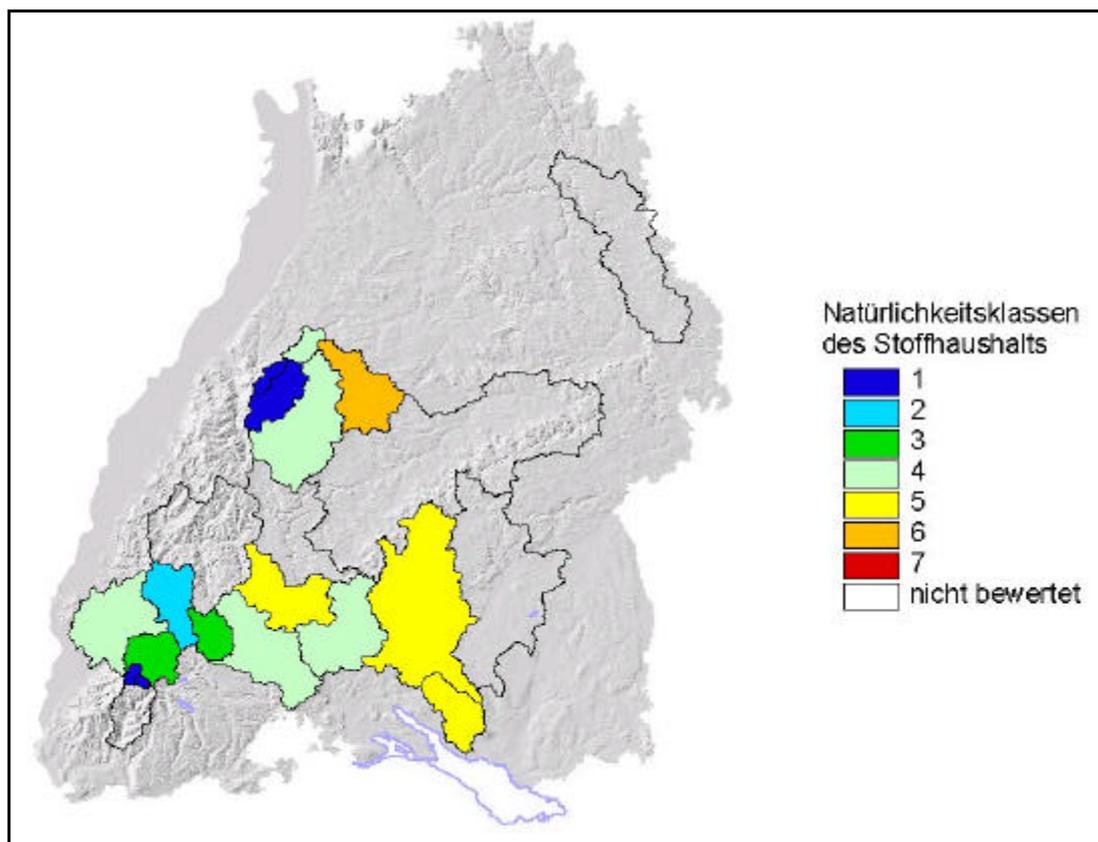


Abb. 39: Bewertung des Stoffhaushalts in den untersuchten Testeinzugsgebieten

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.

4.3.2 Ergebnisse Stoffdynamik

Eine Bewertung der Stoffdynamik wurde an insgesamt 7 Pegeln in Baden-Württemberg vorgenommen (siehe Tab. 17). Die aufgrund der in Kap. 3.4.2 durchgeführte Zuordnung der berechneten Stofffrachten zu entsprechenden Natürlichkeitsklassen kann anhand der Abb. 40 und 41 für die Einzugsgebiete Pforzheim/Enz und Uhldingen/Seefelder Ach, anhand der Abb. A34 –A38 für die restlichen Einzugsgebiete 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.

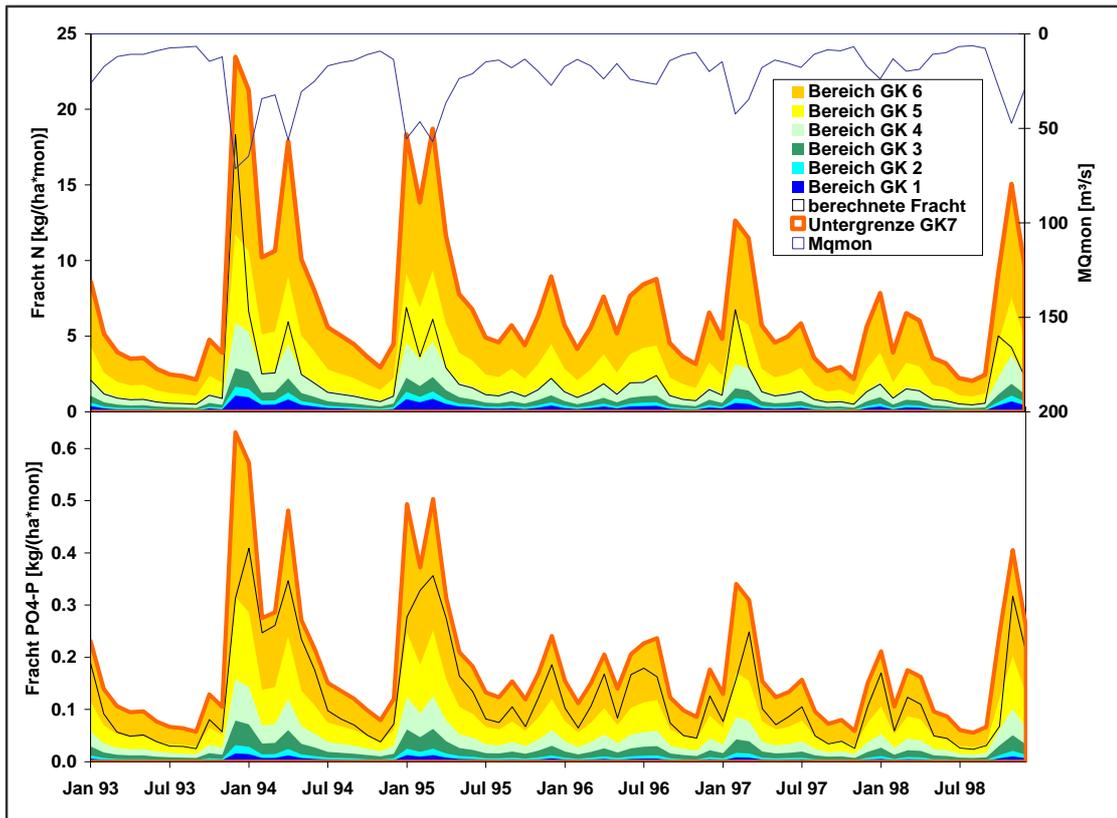


Abb. 40: Bewertung der Stoffdynamik am Bsp. des Pegels Pforzheim/Enz

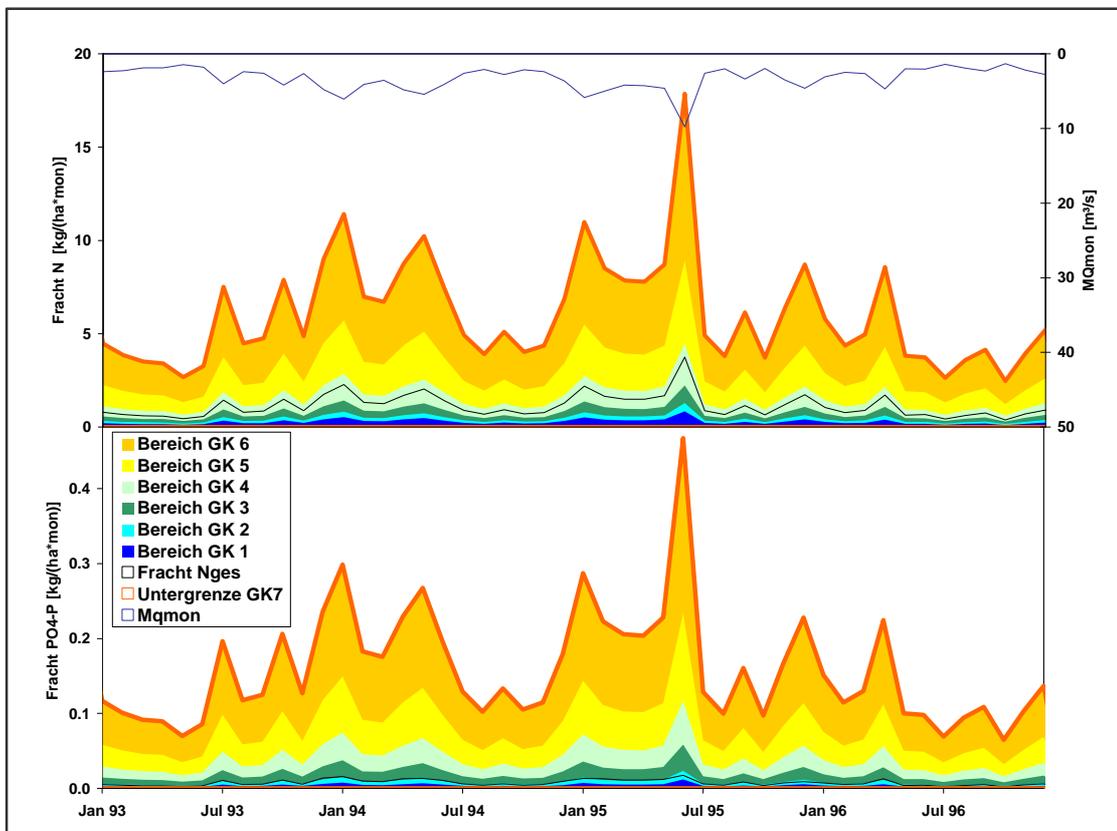


Abb. 41: Bewertung der Stoffdynamik am Bsp. des Pegels Uhldingen/Seefelder Aach

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.

Die bewerteten Monatsfrachten wurden aufgrund von über Schätzfunktionen (Konzentrations-Abfluss-Beziehungen) aus den Abflussganglinien abgeleiteten Konzentrationswerten berechnet. Zur Quantifizierung der damit verbundenen Unsicherheit wurden die geschätzten Konzentrationen gemessenen Konzentrationen einer Validierungsperiode gegenübergestellt. Als Maß für die bei der Frachtberechnung zu erwartenden Fehlerspanne wurden die Mittelwerte der positiven und negativen prozentualen Abweichungen von den gemessenen Konzentrationen sowie die Mittelwerte der prozentualen absoluten Abweichungen berechnet.

Tab. 17: Bewertungsmatrix Stoffdynamik

Pegel / Gewässer	Mittelwert der berechneten Frachten	Mittlere Abweichung von Konzentrationsmesswerten		Natürlichkeitsklasse Stoffdynamik	90-Perz der Konz.	LAWA-Index (aufgrund 90-Perz)
		kg/(ha*mon)	%			
Uhdingen / Seefelder Aach						
N	1.11	-0.04	12.11	4	3.84	II-III (4)
P	0.01	-85.49	111.01	2	0.05	I-II (2)
Hundersingen / Donau						
N	0.88	-10.52	13.74	4	4.34	II-III (4)
P	0.02	-14.89	26.17	4	0.11	II-III (4)
Oberried / Brugga						
N	1.01	-24.75	24.75	1	1.21	I-II (2)
P	0.02	29.99	45.77	2	0.05	II (3)
Ebnet / Dreisam						
N	1.12	-3.87	11.09	3	1.81	II (3)
P	0.03	-10.88	30.91	3	0.08	II (3)
Rottweil / Neckar						
N	1.50	-3.65	10.00	5	8.21	III (5)
P	0.04	-21.18	35.99	5	0.29	III (5)
Pforzheim / Würm						
N	1.62	-21.64	22.52	5	9.13	III (5)
P	0.05	-12.35	19.60	5	0.36	III (5)
Pforzheim / Enz						
N	2.01	-0.10	13.47	4	4.56	II-III (4)
P	0.12	-78.33	102.80	6	0.24	III (5)

In Tab 17 sind die Mittelwerte der Monatsfrachten, die mittleren Abweichungen der geschätzten und gemessenen Konzentrationen sowie die zugeordneten Natürlichkeitsklassen der Stoffdynamik aufgeführt. Zum Vergleich wurden in den letzten beiden Spalten das 90-Perzentil der gemessene Konzentrationen sowie die darauf basierende Bewertung nach dem LAWA-Index aufgeführt. Den Güteklassen des LAWA-Index werden in Klammer die Natürlichkeitsklassen zugeordnet.

Die mittleren absoluten Abweichungen der geschätzten Konzentrationen zu den gemessenen Konzentrationen liegen bei Stickstoff bei 10 % bis 25 %; bei Phosphat zwischen 20 und 111 %. Die mit Ausnahme eines Falles sämtlich negativen mittleren Abweichungen zeigen an, dass mit einer Unterschätzung der Konzentrationen und Frachten zu rechnen ist. Die hohen Abweichungen der Phosphatkonzentrationen der Pegel Pforzheim/Enz, Oberried und Uhldingen sind auf unsichere Konzentrations-Abfluss-Beziehungen zurückzuführen. Für diese Pegel muss bei der Frachtberechnung mit hohen Fehlerspanne gerechnet werden. Insbesondere in den Hochwassermonaten ist hier eine Unterschätzung (Pforzheim/Enz, Uhldingen/Seefelder Aach) bzw. Überschätzung (Oberried/Brugga) der tatsächlichen Fracht zu erwarten.

Aus Tab. 17 kann entnommen werden, dass sich die Bewertung der Stoffdynamik erwartungsgemäß größtenteils mit der Bewertung nach dem LAWA-Index deckt. Abweichungen treten bei den Pegeln Pforzheim/Enz und Oberried auf und sind auf die höhere Variabilität des Abflusses zurückzuführen. Bei diesen Pegeln muss jedoch auch mit Fehlern bei der Frachtberechnung und in Folge davon mit Fehlklassifikationen gerechnet werden.

In Abb. 42 ist die Bewertung der Stoffdynamik aller untersuchten Einzugsgebiete kartographisch dargestellt. Da bei der Bewertung der Stoffdynamik das Immissionsprinzip zugrunde gelegt wird, ergeben sich teilweise deutliche Unterschiede zu den Natürlichkeitsklassen des Stoffhaushalts. Die Unterschiede sind vorwiegend 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 Stoffdynamik nur die Komponente des gelösten Phosphats ein. In Einzugsgebieten mit einem hohen Anteil des gelösten Phosphats an der gesamten Phosphatfracht fällt daher die Bewertung der Stoffdynamik im Vergleich zum Stoffhaushalt schlechter aus. Dies wird besonders bei den Pegeln Pforzheim/Enz und Uhldingen/Seefelder Aach deutlich. Im Einzugsgebiet der Enz wird der Phosphat-eintrag vorwiegend durch punktuelle Einleitungen (siehe Tab. 16) verursacht und besteht deshalb überwiegend aus gelöstem Phosphor (Tab. A13). Da Phosphat den größten Anteil an der gelösten Phosphorkomponente ausmacht, fällt das Einzugsgebiet bei der Bewertung der Stoffdynamik in eine entsprechend naturferne Klasse. Im Einzugsgebiet der Seefelder Aach sind die Verhältnisse umgekehrt. Aufgrund des hohen diffusen Anteils der Phosphorfracht wird ein bedeutender Anteil partikulär eingetragen.

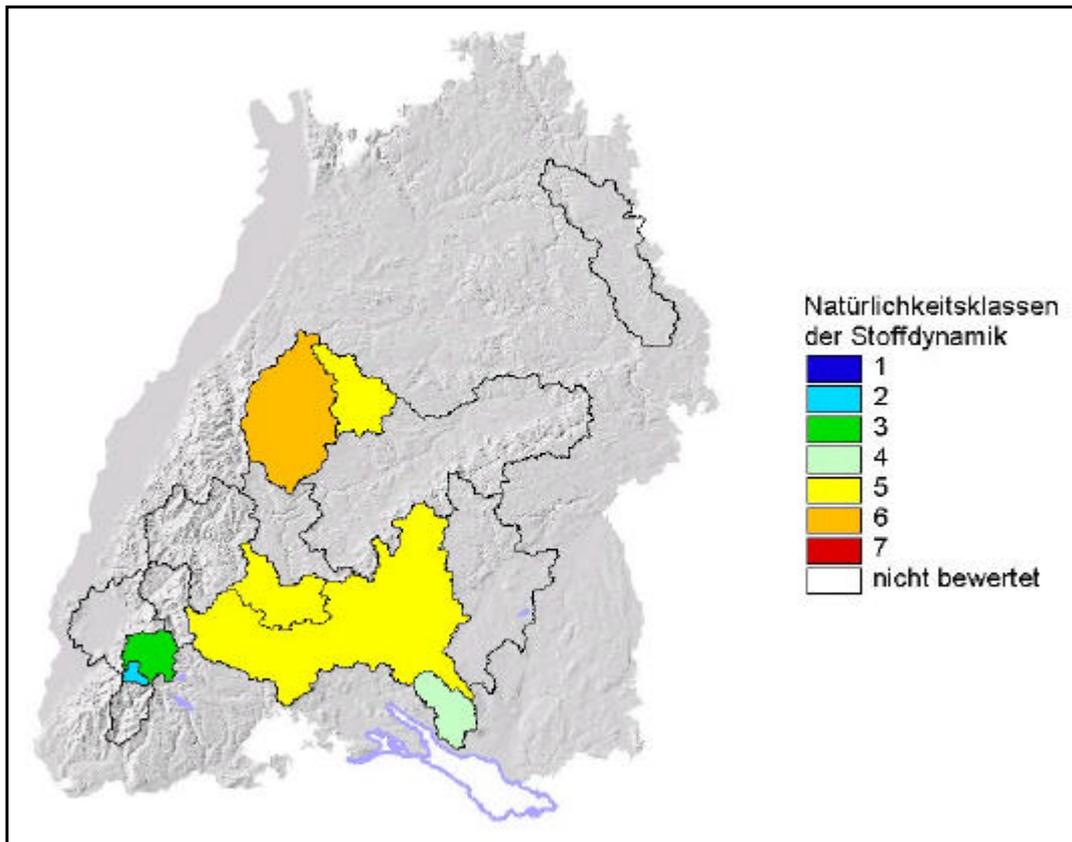


Abb. 42: Bewertung der Stoffdynamik in den untersuchten Testeinzugsgebieten

.Der entsprechend niedrigere Anteil des gelösten Phosphats führt zu einer Einordnung in eine naturnähere Klasse. Für Stickstoff sind die Unterschiede geringer, da sowohl bei der Bewertung des Stoffhaushalts als auch bei der Bewertung der Stoffdynamik die gesamte mineralische Stickstofffracht zugrunde gelegt wird.

4.3.3 Ergebnisse der Simulation der Stoffdynamik

Unter Verwendung des Wasserhaushaltsmodells LARSIM wurde für das Einzugsgebiet der Seefelder Aach der Wasserhaushalt auf Tagesbasis für den Zeitraum von Januar 1987 bis Dezember 1996 simuliert (Scheuer 1999). Dabei wurden digitale Karten der Topographie, der Bodeneigenschaften, des Gewässernetz und der Landnutzung, hydro-meteorologische Zeitreihen verschiedener Stationen sowie zur Kalibrierung und Validierung die Tagesmittelwerte des Abflusses an den Pegeln Uhldingen und Neufnach verwendet (s.a. Tab.1). In Abb. 43 sind die simulierten und gemessenen Tagesmittel des Abflusses am Gebietsauslass (Pegel Uhldingen) dargestellt.

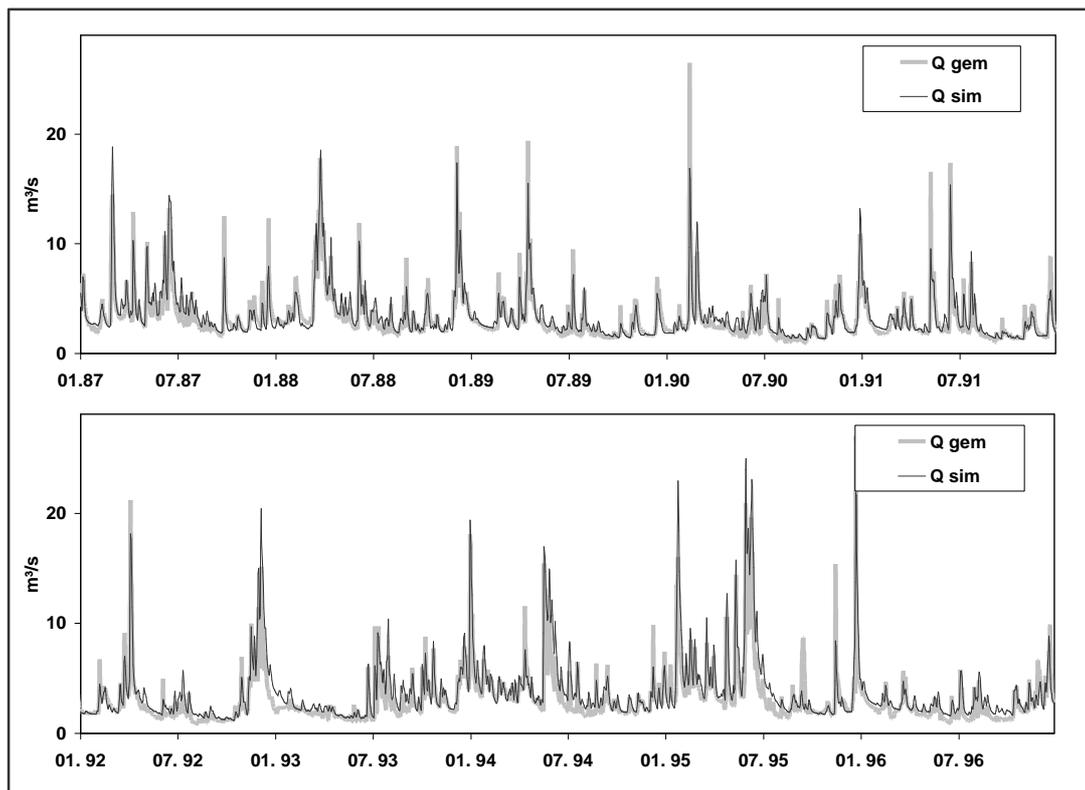


Abb. 43: Simulierte und gemessene Tagesmittel des Abflusses am Pegel Uhldingen/Seefelder Aach

Als Gütemaße wurden nach Nash & Sutcliffe (1977) für die Kalibrierungsperiode (1987-91) und Validierungsperiode (1991-96) eine Modelleffizienz von $N_{\text{eff}} = 0,84$ bzw. $N_{\text{eff}} = 0,62$ berechnet. Die geringere Modellgüte der Validierungsperiode ist auf eine generelle Überschätzung des Abflusses und auf Fehler in den Hochwasserspitzen bedingt. Als mögliche Ursachen für die Modellfehler werden nicht berücksichtigte Grundwasserabströme bzw. ungenügende räumliche Auflösung der Niederschlagsdaten vermutet. Bei der Beurteilung der Simulation der Stoffdynamik müssen diese Fehler (insbesondere bei den berechneten Stofffrachten) berücksichtigt werden.

Als Ergebnis der Wasserhaushaltssimulation stehen Tageswerte des Abflusses und der Abflusskomponenten in einer räumlichen Auflösung von $1 \times 1 \text{ km}^2$ zur Verfügung. Auf der Basis dieser Daten wurde für das Einzugsgebiet eine Simulation der Stickstoffdynamik entsprechend der in Kap. 3.4.3 dargestellten Methodik auf Monatsbasis durchgeführt. Zur Kalibrierung und Validierung wurden die zu Monatsmitteln aggregierten Messungen der Konzentration von mineralischem Gesamtstickstoff am Pegel Uhldingen herangezogen. In Abb. 44 sind die simulierten und gemessenen Konzentrationen dargestellt.

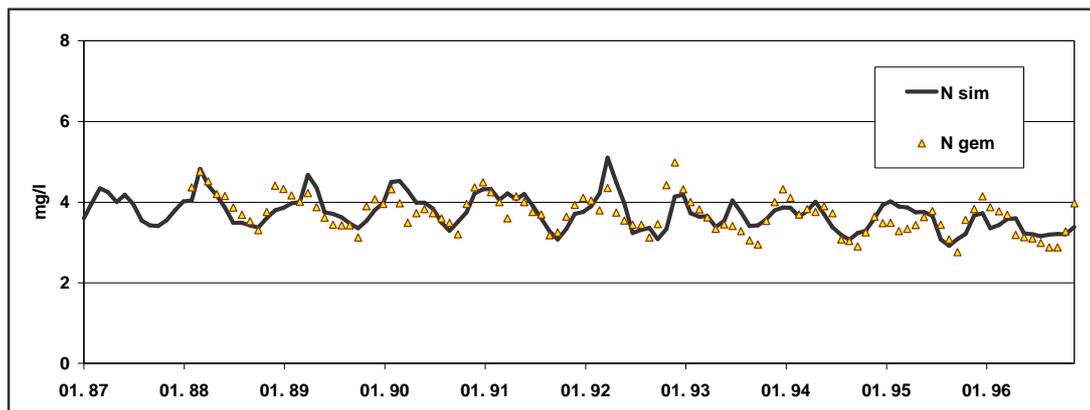


Abb. 44: Simulierte und gemessene Stickstoffkonzentration am Pegel Uhldingen/Seefelder Aach

Als Gütemaße wurden für die Kalibrierungsperiode und die Validierungsperiode Werte von $N_{\text{eff}} = 0,45$ bzw. $N_{\text{eff}} 0,28$ berechnet. Trotz der vorhandenen Abweichungen kann die Güte der Simulation als zufriedenstellend angesehen werden, da das saisonale Verhalten der Stoffdynamik gut wiedergegeben wird.

Basierend auf dem beschriebenen Modellkonzept wurden für Stickstoff beispielhaft verschiedene Landnutzungsszenarien simuliert. Dabei wurden nur die Modelleingangsdaten verändert, während die Parameterwerte unverändert blieben. Als erstes Szenario wurde der Potentiell Natürliche Zustand simuliert. Dabei wurden alle Landnutzungsclassen mit Ausnahme der Wasserflächen in die Landnutzungsclassen Wald überführt. Mit diesem Eingangsdatensatz wurden die Wasserhaushaltssimulation mit LARSIM und darauf basierend die Simulation der Stickstoffdynamik neu berechnet. Für das zweite Szenario wurde die Wasserhaushaltssimulation beibehalten und für die Landnutzungsclassen Acker eine Reduzierung der Nährstoffüberschüsse um 50 % angenommen. Da aufgrund der Überschätzung der Abflusswerte durch das Wasserhaushaltsmodell bei der Frachtberechnung Fehler zu erwarten sind, werden die Ergebnisse der Szenariosimulationen als Konzentrationen angegeben. Die Ergebnisse der Szenarioberechnung sind in Abb. 45 dargestellt. Zum Vergleich ist der, aus dem Grenzwert der Güteklasse II des LAWA-Index nach Gleichung [73] abgeleitete, Grenzwert für den Konzentrationsmittelwert angegeben. Der Grenzwert entspricht der Natürlichkeitsclassen der Stoffdynamik.

Aufgrund der mit dem konzeptionellen Modellansatz verbundenen Unsicherheit müssen die dargestellten Prognosen als Größenordnungen innerhalb eines Unsicherheitsbereiches angesehen werden. Aus den gemessenen und simulierten Konzentrationen des Ist-Zustands ergibt sich eine mittlere prozentuale Abweichung von 7,4 %. Es kann angenommen werden, dass die Unsicherheit für Szenarien über diesem Wert liegt.

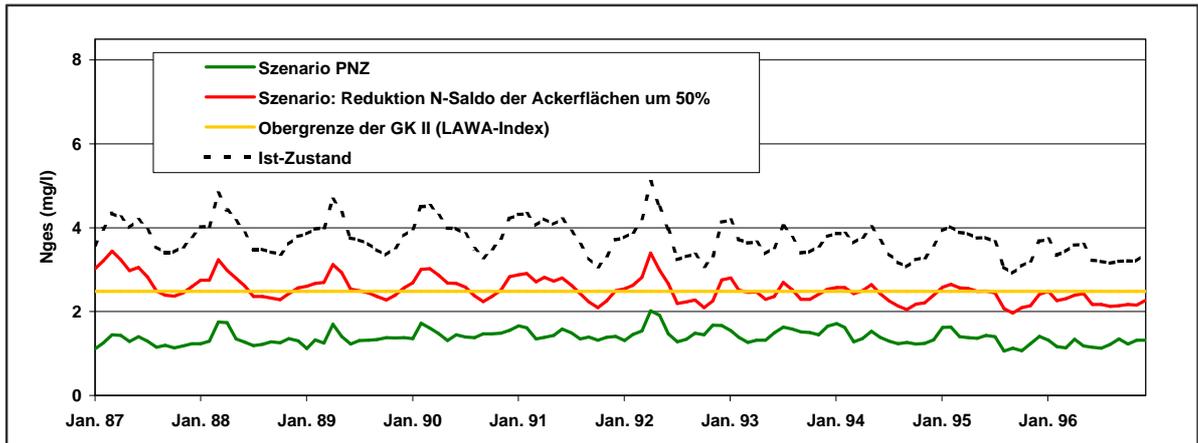


Abb. 45: Szenarien Stickstoffdynamik am Pegel Uhldingen

Eine probabilistische Abschätzung dieser Unsicherheiten konnte im Rahmen dieser Untersuchung nicht mehr erfolgen, wird jedoch in Zukunft durchgeführt werden. Das berechnete Szenario der Reduzierung der Stickstoffüberschüsse der Ackerfläche steht beispielhaft für eine Vielzahl von Managementoptionen, die zur Reduzierung der Stickstoffbelastung in Frage kommen (siehe Kap. 4.4). Aufgrund des dargestellten Szenarios lässt sich prognostizieren, dass mit der Reduzierung der Stickstoffüberschüsse um 50 % eine Reduzierung der Stickstoffkonzentrationen um durchschnittlich 1,2 mg/l N erreicht werden könnte.

4.4 Gesamtbewertung im Einzugsgebiet

Neben der in den Kap. 4.1 bis 4.3 gezeigten Bewertung getrennt nach Bewertungsblöcken, lässt sich die Bewertung auch getrennt nach Einzugsgebieten vornehmen. In diesem Falle wird eine Bewertungsmatrix erstellt, die alle drei Bewertungsblöcke enthält. In den Tab. A15 – A16 sind mit den Bewertungsmatrizen der Einzugsgebiet Pforzheim/Würm und Oberried/Brugga je ein Einzugsgebiet mit insgesamt schlechten, bzw. insgesamt guten Bewertungsergebnissen dargestellt.

4.5 Maßnahmenkatalog

4.5.1 Ursache-Wirkungsbeziehungen

Um einen Überblick über die Ursache-Wirkungs-Beziehungen von anthropogenen Beeinflussungen des Einzugsgebiet zu den mit den Parametern des Bewertungssystems zu erhalten, werden in Tab. 18 noch einmal die Parameter und deren Ausprägung den in Frage kommenden Ursachenkomplexen gegenübergestellt. Die Zuordnung zu den Ursachenkomplexen stellt eine Zusammenfassung der im Kap. 4 beschriebenen Ergebnisse dar.

Tab. 18: Übersicht über Ursache-Wirkungsbeziehungen zwischen Parametern der Hydrologischen Güte und deren Beeinflussung im Einzugsgebiet

Zielgrösse	Auswirkung auf den Diagnoseparameter	Wirkung auf die Zielgrösse	Primärwirkung	Ursachenkomplex
Parde-Koeffizienten	RVA-Wert negativ	Negativer Trend	Zunahme des MQ, Zunahme des Abflussbeiwerts	Fremdwasserzuleitung
				Zunahme der Umsetzung von Niederschlag in Abfluss
Niedrigwassermonate	RVA-Wert negativ	Negativer Trend	Abnahme des Abflussbeiwertes	Wasserableitung
Niedrigwassermonate	RVA-Wert positiv	Positiver Trend	Zunahme des Abflussbeiwerts	Fremdwasserzuleitung
Basisabfluss	RVA-Wert negativ	Negativer Trend	Zunahme des MQ Zunahme des Abflussbeiwerts	Zunahme der Umsetzung von Niederschlag in Abfluss
NMxQ	RVA-Wert negativ	Negativer Trend	Abnahme des Abflussbeiwertes	Wasserableitung
NMxQ	RVA-Wert negativ	Positiver Trend	Zunahme des Abflussbeiwerts	Fremdwasserzuleitung
NMxQ	RVA-Wert positiv	Abnahme der Variabilität	Reduzierung der natürlichen zwischen-jährlichen Schwankungen	Fremdwasserzuleitung
				Stauhaltung
Anzahl und Dauer Niedrigwasserpulse	RVA –Wert positiv	Abnahme der Variabilität	Reduzierung der natürlichen zwischen-jährlichen Schwankungen	Stauhaltung
				Wasserableitung
HMxQ	RVA –Wert negativ	Positiver Trend	Erhöhung der Hochwasserspitzen	Zunahme der Umsetzung von Niederschlag in Abfluss und / oder Abflussbeschleunigung
Anzahl Hochwasserpulse	RVA –Wert negativ	Positiver Trend	Häufigeres Auftreten von Hochwasserereignissen	wie oben

Tab. 18: Fortsetzung

Zielgröße	Auswirkung auf den Diagnoseparameter	Wirkung auf die Zielgröße	Primärwirkung	Ursachenkomplex
Anstiegsraten und Betrag der Rate des Falles	RVA –Wert negativ	Positiver Trend	Steilere Abflussereignisse	wie oben
Anstiegsraten und Betrag der Rate des Falles	RVA –Wert positiv	Abnahme der Variabilität	Eliminierung der natürlichen zwischenjährlichen Abweichungen	Stauhaltung
Stickstoffhaushalt	Hohe Abweichung von PNZ	Hoher diffuser Eintrag ins Gewässer	Hohe Stickstoffauswaschraten	Ungünstige Standortbedingungen: Geringe Speicherkapazität der landwirtschaftlichen Böden
Phosphorhaushalt	Hohe Abweichung von PNZ	Hoher diffuser Eintrag ins Gewässer	Hohe Abspülungs- und Erosionsraten, hohe Eintragsraten	Ungünstige Standortbedingungen: Fehlende Bodenbedeckung, starke Hangneigung, Drainierung der landwirtschaftlichen Flächen
Stickstoffhaushalt Phosphorhaushalt	Hohe Abweichung von PNZ	Hoher diffuser Eintrag ins Gewässer	Hohe Nährstoffüberschüsse	Intensive Landwirtschaft: hohe Düngerraten oder hoher Viehbesatz
Phosphorhaushalt (Stickstoffhaushalt)	Hohe Abweichung von PNZ	Hohe Einträge aus Punktquellen	Hohe Einträge aus Punktquellen	Hohe Siedlungsdichte Regenentlastungen
Stickstoffdynamik Phosphatdynamik	Erhöhte Frachten und Konzentrationen	Hohe Immission	Hohe Diffuse Einträge	Intensive Landwirtschaft und / oder ungünstige Gebietsausstattung
Stickstoffdynamik Phosphatdynamik	Erhöhte Frachten und Konzentrationen	Hohe Immission	Geringer Nährstoffrückhalt im Gewässer	Schädigung der Gewässerstruktur
Phosphatdynamik (Stickstoffdynamik)	Erhöhte Frachten und Konzentrationen	Hohe Immission	Hohe punktförmige Einträge bei geringen Abflussmengen	Hohe Siedlungsdichte
Phosphatdynamik (Stickstoffdynamik)	Erhöhte Frachten und Konzentrationen, Zeitweilige Überschreitung der Klassengrenzen	Hohe Immission bei Hochwasserereignissen	Hohe Nährstoffmobilisierung bei Hochwasserereignissen	Ungünstige Standortbedingungen: Fehlende Bodenbedeckung, Bodenverdichtung, starke Hangneigung, Drainierung der landwirtschaftlichen Flächen Regenentlastungen

4.5.2 Maßnahmenkatalog

Im Folgenden werden die möglichen Ursachen vorhandener Defizite aufgezählt und entsprechende Maßnahmen zu deren Reduzierung vorgeschlagen. Die jeweiligen Ursachen werden den in Tab.18 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 Wasser- und Stoffhaushalt ländlicher Einzugsgebiete besonders hoch ist. Es besteht heute in Deutschland (und anderen mitteleuropäischen Staaten) ein weitreichender gesellschaftlicher Konsens, dass eine dauerhafte Fortsetzung landwirtschaftlicher Nutzung unabdingbare Voraussetzung zum Erhalt und zur weiteren Entwicklung der vielgestaltigen Kulturlandschaften ist. Diese Haltung liegt in drei Punkten begründet. Erstens sind Wald- und Naturlandschaften arten- und biotopärmer als dauerhaft naturverträglich genutzte Agrarlandschaften. Zweitens sind geschlossene Forstlandschaften mit nur wenigen inselartigen Offenflächen ästhetisch nur wenig attraktiv und damit touristisch kaum interessant. Drittens kann die Offenhaltung der Landschaft durch staatliche Landschaftspflegemaßnahmen nicht dauerhaft finanziert werden (Bork & Piorr 2000). Auch aus hydrologischer Sicht sollte eine dauerhaft naturverträgliche Landnutzung angestrebt werden, wie sie auch nach den in Bork & Piorr (2000) genannten zusammengefassten Erkenntnissen der naturwissenschaftlichen Forschung durchgeführt werden kann.

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 zu finden waren, werden diese ebenfalls aufgeführt:

Ursachenkomplex: *Fremdwasserzuleitung*

Ursache: Die Wasserbilanz des Einzugsgebiet wird durch die Zuleitung von Fremdwasser beeinflusst.

Wirkung: Die kontinuierliche Einleitung von Siedlungswasser wirkt sich glättend auf die Abflussdynamik der betroffenen Fließgewässer aus. Durch die Niedrigwasseranhebung werden natürlich vorkommenden Extremsituationen wie das zeitweilige Trockenfallen von Teilen des Flussbetts verhindert. Gleichzeitig wird auch die natürliche zwischenjährliche Variabilität verringert.

Maßnahmen: Maßnahmen zur Minderung der Einflüsse von Fremdwasserzuleitung müssen an der Struktur der Wasserversorgung ansetzen. Aus hydrologischer Sicht sollten die Wasserversorgung stets aus den im Einzugsgebiet verfügbaren Ressourcen gedeckt und Fremdwasserversorgung vermieden werden. Aufgrund der dichten Besiedlung und der ungleichmäßig verteilten Wasserressourcen ist diese jedoch insbesondere im Neckareinzugsgebiet zur Zeit unverzichtbar. Eine gewissen Minderung der Wasserzuleitung kann durch die Förderung der Wassereinsparung im Einzugsgebiet erfolgen.

Ursachenkomplex: Wasserableitung

Ursache: Die Wasserbilanz des Einzugsgebiet wird durch die Ableitung von gefördertem Trinkwasser beeinflusst. Die Ableitungen aus dem Einzugsgebiet finden auch bei Mittelwasser und Niedrigwasserperioden statt.

Wirkung: Durch die Wasserentnahmen werden die hydrologischen Speicher beansprucht. Die kontinuierliche Entnahme und Ableitung von Wasser aus dem Einzugsgebiet wirkt sich in der Regel während Niedrigwasserzeiten messbar auf den Abfluss von Fließgewässern aus. Die Verringerung des Abflusses führt zu Veränderung der Mikrohabitate, Stabilisierung der Bettstrukturen (z. B. Kern 1994).

Maßnahmen: Dynamische (abflussabhängige) Restwasserregelungen, Restrukturierung des Gewässerbettes

Wirkung für die *Hydrologische Güte*: Abmilderung der Niedrigwasserextreme, im Mittel höhere Wasserführung

Regenerationszeit: 1 - 10 (Unterbindung von Ableitungen, kann aber auch je nach wasserrechtlicher Lage wesentlich länger sein), Restrukturierung ist aber (nach Kern 1994) in diesem Rahmen anzusetzen.

Ursachenkomplex: Stauhaltung und Ausleitungen

Ursache: Vorhandensein von größeren Dauerstauhaltungen und Ausleitungen mit gleichmäßiger Durchflussregelung.

Wirkung: Natürlich auftretende Niedrigwassersituation sowie die klimatische bedingte zwischenjährliche Variabilität des Abflusses werden ausgeglichen. Veränderung der an die Extremsituationen angepassten Biozönosen im Fließgewässer.

Maßnahmen: Dynamische Auslassregelung. Im Abflussbereich bis zum Mittelwasser kann der Auslass in der Regel der Zuflussmenge angepasst werden.

Wirkung für die *Hydrologische Güte*: Natürliche Abflussdynamik bleibt im Bereich unterhalb des Mittelwassers erhalten

Regenerationszeit: 1 - 10 Jahre

Ursache: Vorhandensein von im Hochwasserfall abflusswirksamen Stauhaltungen

Wirkung: Durch Auffüllen von Dauerstaubecken oder das Anspringen von Trockenbecken werden Hochwasserereignisse entschärft. Die Anstiegsraten und die Raten des Abfallens sowie die Spitzen können gegenüber dem natürlichen Zustand verändert sein. In vielen Fällen wirken die Hochwasserrückhaltung jedoch anthropogen verursachten Erhöhung des Abflussbeiwerts und Abflussbeschleunigung entgegen.

Maßnahmen: Eine Verminderung von Auswirkungen von Stauhaltungen auf den Hochwasserbereich ist in der Regel aufgrund des vorrangigen Anspruchs des Hochwasserschutzes nicht möglich. Die Auswirkung des Auffüllens von Speicherbecken zur Trinkwasserversorgung oder Energiegewinnung kann gemildert werden, indem am Auslass die Variabilität des Zuflusses nachvollzogen wird.

Wirkung für die *Hydrologische Güte*: Natürliche Abflussdynamik bleibt im Bereich Mittelwasser bis HQ_{0,5} teilweise erhalten

Regenerationszeit: 1 - 10 Jahre

Ursachenkomplex: *Zunahme der Umsetzung von Niederschlag in Abfluss und Abflussbeschleunigung*

Ursache: Im Einzugsgebiet sind hohe Anteile versiegelter und verbauter Flächen vorhanden. Hochwässer aus versiegelten Flächen wird direkt in den Vorfluter eingeleitet.

Wirkung: Auf den Oberflächen anfallende Wassermengen werden häufig direkt (ohne Zwischenspeicherung) über die Kanalisation in die Gewässer abgegeben (z.B.: Kern 1994). Die Versiegelung kann zur Folge haben, dass insbesondere die häufigen Hochwasserereignisse mit kleinen Jährlichkeiten deutlich erhöht werden können. Gerade bei "kleinen" Hochwasserereignissen, bei denen die land- und forstwirtschaftlich genutzten Flächen nur mit einem geringen Abflussanteil reagieren, ist der Hochwasserabfluss-Scheitelwert stark durch den Versiegelungsgrad bestimmt. Bei großen, seltenen Hochwasserereignissen mit großen Jährlichkeiten geht der Einfluss dieser Flächenversiegelung jedoch zurück (LfU 1999).

Maßnahmen: Rückbau landschaftsentwässernder Maßnahmen und "Rückhalt von Wasser am Entstehungsort" (Kern 1994, DVWK 1996) - Flächenrecycling statt Neuerschließung, Entsiegelung. Einrichtung kleiner natürlicher Wasserkreisläufe mit Versickerung, Abflussverzögerung, langen Fließzeiten; Rückbau ausgebauter und verrohrter Gewässer

Ausgleich der Versiegelung durch Regenwasserbewirtschaftung: Niederschlagswasser wird gespeichert, genutzt und / oder versickert.

Wirkung für die Hydrologische Güte: Regenwasserbewirtschaftung kann auch zur Hochwasserentschärfung beitragen, sie wirkt sich aber primär positiv auf den Wasserrückhalt im Einzugsgebiet aus (Tönsmann 1996). Regenwasserbewirtschaftung dient vor allem auch der Grundwasseranreicherung und dem Sparen von Trinkwasser. Sie kann also die "spezifische Einwohnerlast" eines Einzugsgebietes in ihrer Wirkung abschwächen. Flächenrecycling allgemein verhindert weitere negative Auswirkungen für die Hydrologie im betroffenen Einzugsgebiet. Reduziert werden kann der HQ_{Jahr} und die Anzahl der Hochwasserereignisse über einem bestimmten Schwellenwert.

Regenerationszeit: 10 - 30 Jahre

Ursache: Intensive landwirtschaftliche Nutzung auf Böden mit schwachem Wasserrückhaltevermögen und leicht verschlämmbaren Böden

Wirkung: Durch das geringe Wasserrückhaltevermögen, also ein Ausfall des kurzfristigen Wasserspeichers im Einzugsgebiet, entsteht eine Verschärfung des Abflusses (z. B. Tönsmann 1996).

Maßnahmen: Umstellung der Bodenbearbeitung von der konventionellen Pflugtechnik z. B. auf die Mulchsaat-Technik (Wilcke 1999). Dabei wird nur die oberste Bodenschicht von wenigen Zentimetern bearbeitet. Die Mulchauflage wirkt nicht nur oberirdisch der Bodenerosion entgegen, sondern führt über eine Intensivierung des Bodenlebens im ungestörten Unterboden zu einer erhöhten Wasseraufnahmefähigkeit. Dadurch kann es zu einer erhöhten Infiltration auch bei hochwasserverursachenden Niederschlägen und damit zu einer vorbeugenden Hochwasserschutzwirkung kommen.

Bodendeckende Vegetation oder Hecken als natürliche Abflussbarrieren fördern die Infiltration von Niederschlagswasser (Tönsmann 1996). Verfolgung der Ziele einer umweltgerechten Landbewirtschaftung (DVWK 1996): hohe Bodenfruchtbarkeit, gezielte Fruchtfolgen, Verminderung organischer und mineralischer Düngung, Erosionsschutz, Wasserspeicherung in der Fläche. Diese Maßnahmen können unter "ökologischem Hochwasserschutz" (Detering et al. 1999) zusammengefasst werden: es wird versucht, die auftreffenden Wassermengen länger in der Landschaft zu halten.

Wirkung für die Hydrologische Güte: Der Anteil des Oberflächenabfluss kann verringert werden, mehr Wasser infiltriert in den Grundwasserspeicher (StMLU 1997). Dadurch kann die Umsetzung von Niederschlag in Abfluss im Hochwasserfall verringert und der Abflussverschärfung entgegengewirkt werden

Ursache: Landwirtschaftlich genutzte Flächen werden durch Drainagen entwässert.

Wirkung: Das Wasserrückhaltevermögen der Landwirtschaft gegenüber auftreffenden Niederschlägen ist gering.

Maßnahmen: Rückbau von Drainagen

Wirkung für die Hydrologische Güte: Natürliches Wasserrückhaltevermögen der Landschaft wird gestärkt. Verringerung der Umsetzung von Niederschlag in Abfluss.

Ursache: Bevorzugung von ertragreichen und ökonomisch wertvollen Sonderkulturen in Verbindung mit intensiver (Boden-) Bewirtschaftung (z. B. Mais, Wein, Hackfrüchte). Lange und große ungegliederte Flächen von Ackerland oder Sonderkulturen.

Wirkung: Abflussverschärfende Wirkung von grob gegliederten Landschaften., hohe Stoffeinträge, wenig natürliche Lebensräume.

Maßnahmen: Förderung der Bewirtschaftung mit Getreideanbau, Grünland, Obstwiesen, Misch- und Laubwald in Gebieten mit hohem Sonderkultur-Anteil.

In Verbindung mit Bewirtschaftungsänderungen bzw. –verbesserungen (Mulchsaat-Technik, s. o.) können Bewirtschaftungsflächen kleiner parzelliert werden. Die Flächen teilenden Heckenbereiche wirken bremsend auf die Abflusskonzentration und fördern die Infiltration. Durch Randstreifen an Feldern und Bächen kann die Retentionswirkung zusätzlich erhöht werden.

Wirkung für die Hydrologische Güte: Natürliches Wasserrückhaltevermögen der Landschaft wird gestärkt. Dadurch kann der Abflussbeschleunigung entgegengewirkt werden

Ursache: Geschädigte oder nicht vorhandene Vegetation und Wegebau auf Flächen mit große Hangneigungen.

Wirkung: Große Hangneigungen (vor allem mehr als 15 Grad) haben häufig aufgrund der dort vorherrschenden Abflussbildungsbedingungen eine abflussverschärfende Wirkung, insbesondere wenn sie keine Bodenvegetation oder Bewaldung aufweisen.

Maßnahmen: Hat die Einzugsgebietsanalyse ergeben, dass in einem Einzugsgebiet große Flächenanteile eine hohe Hangneigung aufweisen, sind diese Gebiete besonders zu beachten. Durchführung retentionsfördernder Maßnahmen (z. B. Aufforstung, Bepflanzung, Vermeidung von Wege- und Straßenbau) auf Flächen mit großer Hangneigung.

Regenerationszeit: 10 (Bepflanzung) bis 100 (Aufforstung, Kern 1994) Jahre

Ursache: Ökonomischer Druck und die benötigte maschinelle Bewirtschaftung hat Landschaften hervorgebracht, die strukturarm sind und keine wasserretentionsfähigen Elemente haben.

Wirkung: Wenig Infiltrationskapazität vorhanden, hohe Abflussspitzen, schnelle Reaktion des Vorfluter-Wasserstandes auf gefallene Niederschläge

Maßnahmen: Einbringung von Elementen zur Erhöhung der Landschaftsstruktur und zur Verbesserung der Wasserretention (Erstellung natürlicher Kleinspeicher, z. B.

Teiche, Sümpfe, Reaktivierung von Altarmen, Renaturierungsmaßnahmen am Gewässerlauf etc., Wiederherstellung offengelassener Gräben zur Erhöhung der Infiltration). Erhöhung der Retentionsfähigkeit von Fließgewässern im Einzugsgebiet durch Gewässerrückbau, Rückbau von Längs- und Querverbauungen, Rückbau von Sohl- und Uferausbau, dadurch auch Erhöhung der Infiltrationskapazität. Weitere Maßnahmen: Bereitstellung von Überflutungsflächen, Wiederanbindung von Altarmen etc.

Wirkung für die Hydrologische Güte: Anzahl, Dauer und Ausmaß von Hochwasserereignissen im Unterlauf von Flüssen. Detering et al. (1999) schildern, dass bei neu ermöglichten Überflutungen der Aue an der Lippe etwa 350 mm Wasser in den Untergrund versickern können.

Ursache: Abflussbeschleunigung durch Rodung und landwirtschaftliche Nutzung in der Aue

Wirkung: Veränderung der Morphodynamik in der Aue; Verstärkung von Hochwasserwellen im Unterlauf des Gewässers

Maßnahmen: Wiederbewaldung der Aue; zusätzlich Maßnahmen zum Rückhalt von Wasser am Beginn des hydrologischen Kreislaufes: nach Auftreffen der Niederschlagsmengen auf der Oberfläche. Forstwirtschaft in der Aue mit naturraumtypischen Wäldern.

Maßnahmen: Rückführung der Aue in eine Naturlandschaft (z. B. Detering et al., 1999). Die Autoren schildern, wie ein Viehbestand bei geeigneter Besatzdichte (z. B. 1 Auerochse auf 4 Hektar Auefläche) die natürliche Entwicklung unterstützen können. So kann ein dem "allgemeinen Leitbild" des Aueprogramms entsprechendes Mosaik von dichten Waldbereichen und offenen Landschaftsteilen auf natürliche Weise erreicht werden.

Wirkung für die Hydrologische Güte: Verringerung der Häufigkeit von Hochwasserereignissen im Unterlauf der Gewässer

Regenerationszeit: 10 - 100 Jahre (Kern 1994)

Ursache: Gewässer sind begradigt, verbaut, ohne Gewässerrandstreifen

Wirkung: Das Gewässerbett selbst bietet kaum Wasserrückhalt, Ausuferungen sind nicht möglich, Aueflächen können aufgrund Gewässerverbaus nicht beansprucht werden

Maßnahmen: Morphologische Gewässerrenaturierungsmaßnahmen, Gewässerrückbau, Entwicklung von Gewässerrandstreifen etc.

Wirkung für die Hydrologische Güte: Im weiteren Verlauf der Vorfluter, unterhalb morphologisch entwickelter Gewässer können Hochwasserwellen geringere Ausmaße haben.

Ursache: Durch eine Schädigung der Waldvegetation verringert sich die Wasserrückhaltkapazität der Waldböden sowie der Wasserverbrauch infolge der Transpiration von Waldflächen. Die ausgleichende Wirkung der Waldgebiete auf den Wasserhaushalt und die Abflussdynamik wird so verringert.

Wirkung: Durch die Abnahme der ausgleichenden Wirkung der Waldgebiete auf den Wasserhaushalt kann zu einer Zunahme des Abflussbeiwertes und im Hochwasserfall zu einer Verschärfung der Abflussspitzen führen (Caspary 1990).

Maßnahmen: Wiederaufforstung geschädigter Waldflächen, Naturnahe Waldbewirtschaftung mit angepassten und resistenten Baumgesellschaften; Meliorationsdüngung;

Wirkung für die Hydrologische Güte: Entschärfung der Abflussspitzen. Abnahme des Abflussbeiwertes.

Ursachenkomplex: *Landwirtschaft auf Böden mit ungünstigen Standortbedingungen*

Ursache: Intensive Landwirtschaft auf Böden mit geringer Feldkapazität in niederschlagsreichen Gebieten

Wirkung: 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: Umwandlung oder Extensivierung austragsgefährdeter Flächen (Borchardt & Geffers 2001). Durch Grünlandbewirtschaftung vergrößert sich 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: Intensiv landwirtschaftliche Nutzung auf stark geneigten Flächen oder drainierten Flächen, fehlende Bodenbedeckung

Wirkung: Aufgrund auf diesen Flächen vermehrt gebildeten Oberflächenabflüsse und schnellen Abflüsse über Drainagen wird insbesondere Phosphor in partikulärer und gelöster Form mobilisiert und in geringem Maße zurückgehalten.

Maßnahmen: 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 intensiv landwirtschaftlich 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.

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 kann 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 –konzentrationen im 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 Konzentrationen 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. Mittel bis langfristig können Veränderungen in der Siedlungswasserwirtschaft (z.B. dezentrale Abwasserbeseitigung, alternative Sanitätskonzepte) angestrebt werden.

Wirkung für die *Hydrologische Güte*: Verringerung der Nährstofffrachten und -konzentrationen im Gewässer, Sicherung oder Wiederherstellung der ökologischen Funktion der Fließgewässer

Ursachenkomplex: *Landwirtschaft auf Böden mit ungünstigen Standortbedingungen, hohe Siedlungsdichte*

Ursache: Landwirtschaftliche Nutzung auf Böden geringer Feldkapazität, verschlammtem 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 zu im Extremfall zu hohen Konzentrationsspitzen gefährlicher Stoffkomponenten (bspw. NH_4).

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. Bspw. 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 -konzentrationen im Gewässer, Sicherung oder Wiederherstellung der ökologischen Funktion der Fließgewässer

5 Zusammenfassende Diskussion und Ausblick

Im Rahmen des Projekts „Hydrologische Güte“ wurde am Institut für Hydrologie Freiburg (IHF) ein raumorientiertes Bewertungsverfahren für den hydrologischen Zustand von Flusseinzugsgebieten erarbeitet. Das Ziel des Projektes war die Entwicklung und Darstellung einer geeigneten Bewertungsmethodik und deren Anwendung in ausgewählten Testeinzugsgebieten. Die Bewertung umfasst die drei Bewertungsblöcke „Beschaffenheit des Einzugsgebiets“, „Abflussdynamik“ sowie „Stoffhaushalt und Stoffdynamik“. Für jeden Bewertungsblock wurden aussagekräftige Parameter ausgewählt. Die Methodik zur Quantifizierung der Parameterwerte, zur Durchführung der Bewertungen sowie die in den Testeinzugsgebieten gewonnenen Ergebnisse ist in den vorangehenden Kapitel ausführlich dargestellt und diskutiert worden. Im Folgenden werden die Ergebnisse und Erkenntnisse aus der bisherigen Anwendung des Verfahrens im Hinblick auf methodische Verbesserungen und einen operationellen Einsatz des Verfahrens diskutiert.

Referenz der Bewertung

Als Referenzgröße zur Bewertung der „Hydrologischer Güte“ dient der Potentiell Natürliche Zustand (PNZ). Dieser beschreibt den Zustand bei Abwesenheit anthropogener Einflüsse im Einzugsgebiet. Für den Bewertungsblock „Beschaffenheit des Einzugsgebiets“ kann dieser Zustand aus theoretischen Überlegungen abgeleitet werden. Im Bewertungsblock Stoffhaushalt und Stoffdynamik wird der PNZ über Szenariensimulationen bzw. über Grenzwerte beschrieben. Bei der Bewertung der Abflussdynamik ergab sich das Problem, dass Szenarienberechnungen einer ungestörten Abflussdynamik aufgrund des großen Aufwands im Rahmen dieses Projektes nicht durchführbar war. Als Referenzgröße zur Bewertung der Abflussdynamik wurden daher gemessene Abflusszeitreihen von Referenzzeiträumen herangezogen, die als möglichst unbeeinflusst angesehen werden. Die Bewertung der Abflussdynamik erfasst deshalb nur hydrologische Änderungen die in den vergangenen Jahrzehnten erfolgt sind. Mittlerweile stehen flächendeckend operationelle kalibrierte und validierte operationelle Wasserhaushaltsmodelle zur Verfügung (bspw. Bremicker 2000). Für eine Weiterentwicklung des Verfahrens kann deshalb die Szenariensimulation einer ungestörten Abflussdynamik angegangen werden.

Für eine Weiterentwicklung des Verfahrens sollte geprüft werden, ob mit den mittlerweile flächendeckend verfügbaren operationellen Wasserhaushaltsmodellen Szenarienberechnungen einer ungestörten Abflussdynamik mit vertretbarem Aufwand und hinreichender Prognosesicherheit möglich sind.

Beschaffenheit des Einzugsgebiets

Die Bewertung der Beschaffenheit des Einzugsgebiets beruht auf einer umfassenden GIS-gestützten Einzugsgebietsanalyse unter Berücksichtigung von Landnutzungsverteilung, Bevölkerungsdichte, statistischer Daten zur anthropogenen Wassernutzung sowie der Intensität der Stauhaltungen. In den Bewertungsblock wurden vier Parameter aufgenommen, zu deren Quantifizierung flächendeckend Daten digital vorlagen. Die Parameter werden in den beiden Gruppen „Natürlichkeit des Einzugsgebiets“ und „Beanspruchung des Wasserhaushalts“ zusammengefasst. Die aufgrund dieser Gruppenbildung durchgeführte Bewertung erlaubt einen guten Überblick über das Ausmass potentieller hydrologischer Beeinträchtigungen im Einzugsgebiet.

In der Parametergruppe „Natürlichkeit des Einzugsgebiets“ dominiert in Baden-Württemberg die Bewertung der Bevölkerungsdichte gegenüber der Bewertung der Landnutzungsverteilung. Es ist zu diskutieren, ob die in Baden-Württemberg weit verbreitete Landnutzungs-kategorie Ackerland noch zu positiv bewertet wird. Eine differenziertere Bewertung der landwirtschaftlichen Nutzungen könnte bspw. durch die Unterscheidung der Intensität der Landnutzung (bspw. über Daten zu Wasserschutzgebieten, Betrieben mit biologischem oder integriertem Anbau) erreicht werden.

Die in der Gruppe „Beanspruchung des Wasserhaushalts“ enthaltenen Parameter beschreiben direkt durch die Siedlungswasserwirtschaft und Stauhaltungen bedingte Eingriffe in den Wasserhaushalt der Einzugsgebiete und geben damit wichtige Hinweise auf potentielle Ursachen von Veränderungen der Abflussdynamik. Durch die künftige Hinzunahme weiterer für die Abflussdynamik relevanter Parameter (bspw. Daten zu Dränagen, Ein- und Ausleitungsstrecken, dezentralem Hochwasserschutz, Bodenverdichtung, Ausbau des Wegenetzes) kann die Aussagekraft dieser Gruppe noch erhöht werden.

Eine weitere Option der Erweiterung des Verfahrens bietet die Hinzunahme von Parametern der Gewässermorphologie (bspw. Bewertungen der Strukturgüte nach dem LAWA-Verfahren). Auf diese Weise könnten zusätzliche für die Fließgewässerökologie relevante Informationen in die Bewertung integriert werden.

Abflussdynamik

Für die Bewertung der Abflussdynamik wurden in der Literatur beschriebene Parameter, die aus der Abflussganglinie ermittelt werden, ausgewählt. Sie ermöglichen eine ökologisch relevante und hydrologisch sinnvolle Bewertung der Abflussdynamik. Ein auf diesen Parametern basierendes Verfahren zur Untersuchung von Veränderungen in hydrologischen Zeitreihen (IHA/RVA-Methode nach Richter (1996)) wurde in wesent-

lichen Teilen weiterentwickelt und auf lange Abflusszeitreihen (41-81 Jahre) von 21 Testeinzugsgebieten in Baden-Württemberg angewendet. Für ein Einzugsgebiet (Elz) wurde darüber hinaus der Summenabfluss oberhalb einer Abflussteilung durch ein Schwellenbauwerk mit den Teilabflüssen unterhalb der Abflussteilung anhand der IHA/RVA-Methode miteinander verglichen. Die durchgeführten Untersuchungen haben gezeigt, dass die weiterentwickelte IHA/RVA-Methodik geeignet ist, Veränderungen der Abflussdynamik zu diagnostizieren sowie deren konkrete Ursachen aufzuzeigen oder zumindest Hinweise auf mögliche Ursachenkomplexe für die Veränderungen zu geben.

Durch das neu entwickelte IHA/RVA- Werkzeug entwickelt ist es möglich, die RVA-Werte für jedes mögliche Trennjahr der Zeitreihe zu berechnen und deren Gang zu grafisch darzustellen. Gleichzeitig werden die IHA-Zeitreihen mit gleitendem Median und gleitenden Perzentilgrenzen visualisiert und neben die RVA-Ganglinien gestellt. Dies ermöglicht, im Falle von Veränderungen, die über einen kurzen Zeitraum stattfanden, die Identifikation von Impact-Jahren oder gegebenenfalls die Identifikation anhaltenden Veränderungen. Anhand der Ganglinien von IHA- und RVA-Parametern ist es zudem möglich, zyklische Wechsel von Phasen hoher Variabilität und niedriger Variabilität zu erkennen und damit die Plausibilität der Annahme einer nachhaltigen Veränderung der Abflussdynamik zu überprüfen.

Es wurde eine Trendanalyse in das Verfahren eingebunden da Trends häufig die Ausprägung der RVA-Werte beeinflussen. In den untersuchten Testeinzugsgebieten konnten bei vielen Parametern Trends des Lagemaßes (Median) als Ursache negativer RVA-Werte festgestellt werden. Die Trendanalyse erwies sich daher als wichtiges Werkzeug bei der Suche nach den Ursachen der Veränderungen der Abflussdynamik. Im Falle vorliegender Trends konnte der Anteil einer möglichen gleichzeitigen Veränderung der Variabilität bislang visuell und nur qualitativ abgeschätzt werden. In weiterführenden Arbeiten soll die IHA/RVA-Methode bei vorliegenden Trends daher auf die trendbereinigte IHA-Zeitreihen angewendet werden. Für das Auftreten von Trends kann dann analog der RVA-Berechnung eine parallele Bewertung erfolgen.

Die Ergebnisse aller IHA/RVA-Analysen und der Trendanalysen wurden für alle untersuchten Einzugsgebiete in einer Gesamtschau für ganz Baden-Württemberg visualisiert. Dadurch werden regionale Muster erkennbar die es ermöglichen die Ergebnisse der Analysen für die einzelnen Einzugsgebiete im räumlichen Zusammenhang zu beurteilen. Dies gilt einerseits für die Gegenüberstellung der räumlichen Verteilung der IHA-Ausprägungen und Trends mit der räumlichen Verteilung der Änderungen der Klimafaktoren, und andererseits mit der räumlichen Verteilung der Landnutzung und der Beanspruchung des Wasserhaushalts.

Die zur Erkundung von Veränderungen der Abflussdynamik angewendeten Methoden, wurden auch auf die Monatssummen der Gebietsniederschläge angewendet. Dadurch war es in vielen Fällen möglich, Veränderungen der Monatswerte der Niederschläge als

Ursachen der Monatswerte des Abflusses sowie einiger Niedrigwasserparametern zu identifizieren. In zukünftigen Untersuchungen soll auch nach Niederschlagsparameter gesucht werden, die geeignet sind Veränderungen der Hoch- und Niedrigwasserparameter zu erklären. Dazu ist, anders als bei der bisherigen Methodik, die auf Jahreswerten basiert, ein ereignisorientiertes Vorgehen nötig. Auch die vom DWD zukünftig für Baden-Württemberg zu erwartenden regionalisierten Tageswerte des Niederschlagsdargebotes sollen in zukünftigen Anwendungen der erarbeiteten Methodiken einbezogen werden.

Für die untersuchten Einzugsgebiete wurden die Jahreswasserbilanzen berechnet und die Entwicklung der einzelnen Größen der Wasserbilanz im untersuchten Zeitraum untersucht. Die Entwicklung des Abflussbeiwertes und der Restgröße der Wasserbilanz erwiesen sich als wichtige Indikatoren für bestimmte Veränderungen der Abflussdynamik und die damit verbundenen Ursachenkomplexe. Es ist daher sinnvoll diese Parameter bei einer Weiterentwicklung der Methodik in den Kanon der IHA-Parameter aufzunehmen und die IHA/RVA-Analyse auch direkt auf diese Parameter anzuwenden.

Für einen Teil der Einzugsgebiete, für die Veränderungen der Abflussdynamik festgestellt wurden, die nicht auf klimatische Ursachen zurückgeführt werden konnten war es möglich die Ursachen der Veränderung aufgrund von Recherchen zu ermitteln. Dies war aus zeitlichen Gründen nicht für alle Einzugsgebiete mit potentiell anthropogener Beeinflussung möglich. Für die Einzugsgebiete, für die dies nicht möglich war, zeichnet sich jedoch ab, welche Ursachenkomplexe für die Veränderungen der Abflussdynamik in Frage kommen.

Im Rahmen der umfangreichen durchgeführten Untersuchungen und vor dem Hintergrund von Forschungsergebnissen anderer Arbeitsgruppen des IHF ergaben sich Anregungen für die weitere Entwicklung der Methodik für zukünftige operationelle Anwendungen. Diese werden im Folgenden kurz aufgeführt:

- Die Parametergruppe zur Saisonalität ist wichtig als Rahmeninformation für die IHA/RVA-Analyse. Die Parameter reagieren aber fast ausschließlich auf klimatisch bedingte Veränderungen der Abflussdynamik und eine anthropogen bedingte Änderung, die nur diese Parameter beeinflusst erscheint nicht denkbar. Deshalb ist zu überlegen, ob die Gruppe künftig in der Bewertung berücksichtigt werden sollte. Da sie bislang in die Mittelwertbildung eingeht, wirkt sie dämpfend, da für die Gruppe immer der Wert 1 (unbeeinflusst) erreicht wurde.
- Zusätzlich zu den bislang verwendeten IHA-Parametern soll der MQ, der Abflussbeiwert, die Restgröße aus der Abflussbilanz und ein Parameter, der extreme Hochwasser charakterisiert in das Verfahren einfließen.
- Es ist zu untersuchen, ob die Parameter HM30Q und HM90Q für Einzugsgebiete der untersuchten Größe tatsächlich Hochwasserparameter sind, oder ob sie mehr das mittlere Abflussverhalten charakterisieren.

Stoffhaushalt und Stoffdynamik

Im Bewertungsblock Stoffhaushalt und Stoffdynamik wurden bisher die für die Eutrophierung der Gewässer sowie im Hinblick auf die Qualität des Grundwassers bedeutsamen Nährstoffe Stickstoff und Phosphor betrachtet. Für den Bewertungsblock wurde die folgende dreistufige Methodik entwickelt.

- Zur *Bewertung des Stoffhaushaltes* wird für die Nährstoffe Stickstoff und Phosphor eine flächendifferenzierte Stoffbilanzierung unter Einbeziehung aller diffuser und punktueller Quellen durchgeführt.
- In Einzugsgebieten, für die am Pegel mehrjährig Daten zur Wasserbeschaffenheit vorliegen, wird eine *Bewertung der Stoffdynamik* anhand von monatlichen Frachten vorgenommen.
- Eine *Simulation der Stoffdynamik* für den Ist-Zustand sowie Szenarien werden für ausgewählte Einzugsgebiete mit Hilfe von Einzugsgebietsmodellen durchgeführt.

Der *Bewertung des Stoffhaushalts* liegt eine flächendifferenzierte stationäre Wasser- und Stoffbilanz zu Grunde. Es wurde ein Verfahren entwickelt, welches aufgrund seiner Datenanforderungen flächendeckend für Einzugsgebiete der Mesoskale und der unteren Markroskale (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. Die der Stoffbilanz zu Grunde liegenden Modellparameter können für die Quantifizierung des Ist-Zustands kalibriert, die Bilanzergebnisse anhand gemessener Daten validiert werden. Bei der für die Bewertung notwendige Szenarienberechnung müssen die für den Ist-Zustand gefundenen Parametersätze auf den Potentiell Natürlichen Zustand übertragen werden. Aufgrund der damit verbundenen Unsicherheit, gilt auch für die Bewertung eine gewisse Unschärfe. Um diese in der Bewertung enthaltene Unschärfe zu quantifizieren, sollen in Zukunft Unsicherheitsanalysen durchgeführt werden.

Bei der Quantifizierung der Phosphoreinträge in die Gewässer muss zwischen partikulären und gelösten Phosphorkomponenten unterschieden werden. Da eine flächendifferenzierte Berechnung des Bodenabtrags für die Testeinzugsgebiete im Rahmen des Projekts aus zeitlichen Gründen nicht möglich war, wurden die Mobilisierung von partikulärem Phosphor und dessen Eintrag in die Gewässer mit einen stark vereinfachten Verfahren berechnet. Bei der Weiterentwicklung der Methodik muss geprüft werden, ob eine detailliertere Erosionsberechnung in die Methodik aufgenommen werden kann.

Die *Bewertung der Stoffdynamik* aufgrund von Pegeldaten konnte für sieben Testeinzugsgebiete durchgeführt werden. Bei der Anwendung der Methodik zeigte sich, dass bei der Berechnung der Frachten aufgrund von Konzentrationen, die über Konzentrations-Abflussbeziehungen geschätzt wurden, insbesondere in Monaten mit

hohen Abflüssen mit Fehlern zu rechnen ist. Aus dem Vergleich mit den Bewertungsergebnissen der chemischen Gewässergüte-Klassifikation wurde deutlich, dass durch mögliche Fehler maximal eine Fehlklassierung um eine Klasse erwartet werden muss.

Bei Vorliegen umfangreicher Eingangsdaten zur Berechnung der Konzentrations-Abfluss-Schätzfunktion, die auch den Hochwasserbereich ausreichend abdecken, ist es möglich, diese Unsicherheit zu reduzieren. Eine weitere Möglichkeit ist die Verwendung von aufgrund von Einzugsgebietsmodellen simulierten Konzentrationen oder Frachten als Grundlage der Bewertung der Stoffdynamik.

Bei vorangegangenen Testanwendungen vorhandener Wasserqualitätsmodelle zur *Simulation der Stoffdynamik* wurden Probleme bei der Datenverfügbarkeit, der Quantifizierung der Modellparameter sowie der praktischen Handhabbarkeit festgestellt, die einer operationellen Anwendung für größere Gebiete Grenzen setzen. Daher wurde für das Testeinzugsgebiet der Seefelder Aach (Pegel Uhdlingen) ein vereinfachtes Modell zur Simulation der Stoffdynamik basierend auf einer vorhandenen Wasserhaushaltsmodellierung entwickelt. Das Modellkonzept wurde so entwickelt, dass es auf der Grundlage breitenverfügbarer Eingangsdaten anwendbar ist. Nach der Kalibrierung und Validierung des Modells wurden erste Szenarienberechnungen der Stickstoffdynamik durchgeführt. Die Szenarienberechnungen ermöglichen es, die Auswirkungen von Maßnahmen im Einzugsgebiet auf die Wasserqualität räumlich und zeitlich differenziert zu untersuchen.

Als Voraussetzung für die Nutzung der Szenarienrechnungen sollen in Zukunft auch für dieses Modell die mit den Prognosen verbundenen Unsicherheiten quantifiziert werden. Des Weiteren soll der Modellansatz in weiteren Testeinzugsgebieten getestet werden.

Maßnahmenkatalog

Aus den, im Rahmen der Untersuchungen gewonnenen Erkenntnissen wurde ein Maßnahmenkatalog zusammengestellt, der es ermöglicht, den Zusammenhang zwischen den festgestellten Defiziten und möglichen Ursachenkomplexen herzustellen. Aus diesen Zusammenhängen wurden Maßnahmen abgeleitet, die geeignet sind, den beobachteten Beeinträchtigungen des Stoffhaushalts sowie der Abfluss- und Stoffdynamik entgegenzuwirken. In Bezug auf die festgestellten Veränderungen der Abflussdynamik sollte jedoch nicht außer acht gelassen werden, dass der Zustand vor der Veränderung nicht zwangsläufig dem potentiellen natürlichen Zustand entsprechen muss.

Operationeller Einsatz

Durch die Anwendung des Verfahrens in den Test-Einzugsgebieten konnte gezeigt werden, dass die entwickelte Methodik übertragbar und in Einzugsgebieten mit Einzugsgebietsgrößen zwischen 20 und 4000 km² einsetzbar ist. In der Untersuchung zeigte sich, dass aufgrund von Skaleneffekten der optimale Größenbereich jedoch unter 1000 km² liegt. Damit ist das Verfahren besonders gut in der hydrologischen Mesoskala (nach Becker 1992) einsetzbar. Mit den untersuchten Testeinzugsgebieten wurde bereits ein Drittel (Beschaffenheit des Einzugsgebiets, Abflussdynamik) bzw. ein Viertel (Stoffhaushalt und Stoffdynamik) der Fläche Baden-Württembergs abgedeckt. Eine operationeller Einsatz des Verfahrens und eine flächenhafte Anwendung (bspw. in Baden-Württemberg) ist damit in Reichweite. Die für die drei Bewertungsblöcke vorgesehenen Methoden wurden unter der Zuhilfenahme verschiedener Softwareprogramme entwickelt. Einige Berechnungsschritte sowie die Übergabe von Daten zwischen den einzelnen Berechnungsmodulen werden zur Zeit noch manuell ausgeführt. Um eine operationelle Anwendung des Bewertungsverfahrens zu ermöglichen, ist deshalb noch eine technische Weiterentwicklung des bestehenden Methodik erforderlich.

Nutzen der Projektergebnisse für die Wasserwirtschaft

Anhand der Ergebnisse der in den Bewertungsblöcken durchgeführten Quantifizierung der Parameter und deren Bewertung wurde gezeigt, dass es mit der vorgeschlagenen Methodik möglich ist, eine raumbezogene Bewertung der hydrologischen Beschaffenheit von mesoskaligen Einzugsgebieten vorzunehmen. Mit dem Verfahren werden anthropogene Einflüsse auf den Wasser- und Stoffhaushalt der Einzugsgebiete und der damit verknüpften Abfluss- und Stoffdynamik identifiziert, quantifiziert und bewertet. Damit wird im Gewässerschutz, wie in der EU-Wasserrahmenrichtlinie (EU-WRR) gefordert, das Einzugsgebiet ins Zentrum der Betrachtungen gerückt. Im Zusammenspiel mit anderen Bewertungsverfahren (wie der Strukturgüte der biologischen Gewässergüte) ist es erstmals möglich, die hydrologische Einheit Einzugsgebiet vollständig zu bewerten. Die Durchführung einzugsgebietsbezogener Analysen und Bewertungen des Wasser- und Stoffhaushalts ist auch im Hinblick auf die zukünftig aufgrund der EU-WRR geforderten Erstellung von Bewirtschaftungsplänen von großer Bedeutung. Mit der Erstellung eines Maßnahmenkataloges wird gezeigt, wie aus in der Bewertung ausgewiesenen Defiziten gezielt Maßnahmen abgeleitet werden können, die dann im Rahmen von Bewirtschaftungsplänen zu prüfen sind.

Literatur

- Anderl B. (1979): Niederschlag-Abflussmodell zur Hochwasserabflussberechnung mit Gebietsmerkmalen im Emscher- und Lippegebiet (Emschermodell). – Emscher-genossenschaft Lippeverband, Essen.
- 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., Haas M., Leibundgut Ch. & Menzel L. (2001): A SVAT-scheme combined with a regionalized baseflow separation for large scale groundwater recharge modeling. In: Leibundgut Ch., Uhlenbrook S. & McDonnell J. (Eds.): Runoff generation and implications for river basin modelling. Freiburger Schriften zur Hydrologie, Bd. 13, Freiburg.
- Arnold J.G., Allen P.M. & Bernhardt G. (1993): A comprehensive surface-groundwater flow model. Journal of hydrology, 142, 47-69.
- Bardossy A. & Caspary H.J. (1990): Detection of Climate Change in Europe by Analyzing European Atmospheric Patterns from 1981 to 1989. Theoretical and Applied Climatology 42, 155-167 (1990).
- ATV-DVWK (Deutsche Vereinigung für Wasserwirtschaft, Abwasser und Abfall i.G.) Landesgruppe Baden-Württemberg (2000): Kläranlagen- und Kanalnachbarschaften Baden-Württemberg 2000. – Stuttgart.
- Barth F. (1997): Die neue Wasserrahmenrichtlinie der Europäischen Union – Chance oder bürokratisches Hemmnis für die Europäische Wasserpolitik? Wasser & Boden 49 H. 5, 7-9.
- Barth F. (1999): Guter ökologischer Zustand oberirdischer Gewässer – Anforderungen, Stand und Perspektiven. In Dohmann (Hrsg.): 32. Essener Tagung für Wasser- und Abfall-wirtschaft vom 17.3.-19.3.1999 in Aachen, Gewässerschutz – Wasser – Abwasser 172, Aachen.
- 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., Schwankart U. & Huber A. (1998): Regional differenzierte Bilanzierung der Stickstoff- und Phosphorüberschüsse der Landwirtschaft in den Gemeinden/Kreisen in Deutschland. Forschungs- und Entwicklungsvorhaben 10204515 des Umweltbundesamtes.
- Becker A. (1992): Methodische Aspekte der Regionalisierung. In: DFG: Regionalisierung in der Hydrologie. Mitteilung der Nr.XI der Senatskommission für Wasserforschung, Deutsche Forschungsgemeinschaft, 16-32.
- Behrendt H., Huber P., Opitz D., Schmoll O., Scholz G. & Uebe R. (1999): Nährstoffbilanzierung in den Flussgebieten Deutschlands. Umweltforschungsplan des Bun-

- desministeriums für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit, Forschungsbericht 29625515, UBA-FB 99-087, Umweltbundesamt. Berlin.
- Bende-Michl (1999): Modelling spatial and time dependent nutrient flow dynamics by delineation of variable chemical hydrological response units (VCHRUs) with a GIS. In: Haithwaite L. (Ed.): Impact of Land-use Change on Nutrient Loads from Diffuse Sources. IAHS Publication No. 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. (2001): How far can we go in distributed hydrological modeling? Dalton Lecture. Hydrology and Earth System Sciences, 5(1), 1-12.
- 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.
- Bonell M. (1993): Progress in understanding of runoff generation dynamics in forests. J. Hydrol. 150, 217-275.
- Borchardt D. (1998) Zielsetzung einer ökologische orientierten Wasserwirtschaft. In: Integrierte ökologische Gewässerbewertung – Inhalte und Möglichkeiten. Bayerisches Landesamt für Wasserwirtschaft (Hrsg.), Münchener Beiträge zur Abwasser-, Fischerei- und Flussbiologie, Bd. 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.
- Borchard 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.
- Borchard 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.
- Bork H.-R. & Piorr H.-P. (2000): Integrierte Konzepte zum Schutz und zur dauerhaft-naturverträglichen Entwicklung mitteleuropäischer Landschaften - Chancen und Risiken, dargestellt am Beispiel des Boden- und Gewässerschutzes. In: Erdmann K.-H. & Mager T. J. (Hrsg.): Innovative Ansätze zum Schutz der Natur: Visionen für die Zukunft. Springer Verlag, Heidelberg.

-
- Bremicker M. (2000): Das Wasserhaushaltsmodells LARSIM: Modellgrundlagen und Anwendungsbeispiele. Freiburger Schriften zur Hydrologie. Bd. 11, Freiburg.
- Brombach H. & Michelbach S. (1998): Abschätzung des einwohnerbezogenen Nährstoffaustrages aus Regenentlastungen im Einzugsgebiet des Bodensees. – Bericht Internationale Gewässerschutzkommission Bodensee, 49.
- Caspary H.J. (1990): Auswirkungen neuartiger Waldschäden und der Bodenversauerung auf das Abflussverhalten von Waldgebieten. In: Institut für Hydrologie und Wasserwirtschaft, Universität Karlsruhe (TH); 37, Karlsruhe.
- Caspary H.J. (1998): Hochwasserverschärfung infolge von Klimaänderungen. In: Lozán, José L.: Warnsignal Klima: wissenschaftliche Fakten, Berlin, Parey.
- Cepuder P. & Mittermayer Ch. (1998): Landbewirtschaftung und Stickstoffaustrag: Feldstudie 1992 bis 1997 im Tullner Feld. Österreichische Wasser- und Abfallwirtschaft, 50, H. 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 release from temperate forests: a test of the N flushing hypothesis. *Wat. Resour. Res.* 32, 3337-3354.
- Demuth S. (1993): Untersuchungen zum Niedrigwasser in West-Europa. Freiburger Schriften zur Hydrologie. Bd. 1, Freiburg.
- Detering U., Leismann M. & Vollmer A. (1999): Die Umsetzung des Gewässeraueprogramms Nordrhein-Westfalen am Beispiel des Oberlaufs der Lippe. *Wasser und Abfall* 6 / 1999.
- 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. *Wasser Abwasser* 139, 11, 699-705.
- 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, H. 5/1998, Bonn: Wirtschafts- und Verl.-Ges. Gas und Wasser.
- 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“ Wirtschafts- und Verl.-Ges. Gas und Wasser. Merkblätter zur Wasserwirtschaft 240, Bonn.
- DVWK (Deutscher Verband für Wasserwirtschaft und Kulturbau e.V., Hrsg.) (1985): Bodennutzung und Nitrataustrag. – Schriftenreihe des DVWK, 73, Verlag Paul Parey, Hamburg/Berlin.
- DVWK (Deutscher Verband für Wasserwirtschaft und Kulturbau e.V., Hrsg.) (1984): Arbeitsanleitung zur Anwendung von Niederschlags-Abfluss-Modellen in Kleinen Einzugsgebieten Teil II: Synthese. DVWK-Regeln zur Wasserwirtschaft, Heft 113.
- 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.
- EAWAG & BUWAL (Eidgenössische Anstalt für Wasserversorgung, Abwasserreinigung und Gewässerschutz & Bundesamt für Umwelt, Wald und Landschaft) (1995): Anleitung zur Beurteilung der schweizerischen Fließgewässer - Ökomorphologie, Hydrologie, Fischbiologie. Entwurf Endbericht.
- 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.
- Engel H. (1989): Hochwasserschutz am Hochrhein. – Informationsveranstaltung des DVWK am Ministerium für Umwelt und Gesundheit Rheinland-Pfalz, Mainz.
- Emmrich P. (1991): 92 Jahre nordhemisphärischer Zonalindex Eine Trendbetrachtung. In: *Meteorologische Rundschau* 43, 161-169 (Juli 1991)
- 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 (1999): Gemeinsamer Standpunkt des Europäischen Parlaments und des Rates zur Schaffung eines gemeinsamen Ordnungsrahmens für Maßnahmen im Bereich der Wasserpolitik. – *Amtsblatt der Europäischen Gemeinschaften* C 343/1 vom 30.11.1999.
- Fehr G.& Föhse D. 1998: Bilanzierung der einzugsbedingten Nährstoffbelastung der Schunter. *Braunschweiger Naturkundliche Schriften*.
- Finke, W. & B. Bjarsch (1996): Methoden zur Bereinigung von Abflußmeßreihen um die Einflüsse der Wassernutzung. *DGM* 40, H. 5, 194 – 203.
- Fischer J. & Borchardt D. (2000): Wechselwirkungen zwischen Interstitial und Oberflächengewässern. Darmstädter Wasserwirtschaftliches Kolloquium: Fließ- und Austauschprozesse in aquatischen Grenzräumen. *Mitteilungen des Instituts für Wasserbau und Wasserwirtschaft* 111. Darmstadt.
- Frede H.-G. & Dabbert S. (Ed.) (1998): *Handbuch zum Gewässerschutz in der Landwirtschaft*. Ecomed, Landsberg.
- 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, Gustav Fischer Verlag, Stuttgart: 1-7.
- Friedrich G. & Lacombe J. (Hrsg.) (1992): *Limnologie aktuell*. Vol. 3, Gustav Fischer Verlag, Stuttgart: 1-8.
- 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.

-
- Gächter R., Mares A., Stamm C., Kunze U. & Blum J. (1996): Dünger düngt Sempacher See. *Agrarforschung* 3 (7), 329-332.
- Gordon, N. D., McMahon, R. A. & Finlyson, B. L. (1992): *Stream Hydrology: an introduction for ecologists*. John Wiley & Sons, New York, NY.
- 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.
- Hagen N & Kleeberg H. (1994): Anforderungen an operationelle Stickstoffmodelle aus Sicht der Wasserwirtschaft. In: ENGEL T & BALDIOLI (Hrsg.): *Expert-N und Wachstumsmodelle. Referate des Anwenderseminars im März 1993 in Weihenstephan. Agrarinformatik, Band 24*. Verlag Eugen Ulmer, Stuttgart. 243-268.
- 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-Publ. No. 182*, 175-190.
- Herpe Y. van, Troch P.A., Callewier L. & Troch F.P. de (1999): A conceptual model for simulation of catchment scale nitrate transport. In: Haithwaite L. (Ed.): *Impact of Land-use Change on Nutrient Loads from Diffuse Sources. IAHS Publication No. 257*, 181-191.
- 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, Heft 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; 515 S.*
- Hynes, H. B. N. (1975): The stream and his valley. *Verhandlungen der Internationalen Vereinigung für theoretische und angewandte Limnologie* 19: 1-15. Zit in: Petts G. E. (1994): *Rivers: Dynamic Components of Catchment Ecosystems*. In: Calow P. & Petts G. E. (Hrsg.), *The Rivers Handbook. Vol. II. Blackwell Scientific, Oxford*, 3-22.
- 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.
- Kolbe H. (2000): *Landnutzung und Wasserschutz: Der Einfluss von Stickstoff-Bilanzierung, N_{\min} –Untersuchung und Nitratauswaschung sowie Rückschlüsse für die*

- Bewirtschaftung von Wasserschutzgebieten in Deutschland. WLV, Wissenschaftliches Lektorat und Verlag, Leipzig.
- Jelinek S. (1998): Wasser- und Stoffhaushalt im Einzugsgebiet der oberen Stör. Dissertation, Universität Kiel.
- Kern K. (1994): Grundlagen naturnaher Gewässergestaltung: geomorphologische Entwicklung von Fließgewässern. Springer-Verlag, Berlin.
- 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.
- Knöpp, H. (1955): Grundsätzliches zur Frage biologischer Vorfluteruntersuchungen, erläutert an einem Gütelängsschnitt des Maines. - Arch. F. Hydrobiol./Suppl. 12: 363-368.
- 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.
- LAGS (Landesanstalt für Großschutzgebiete Brandenburg, Hrsg.) (1999): Die Großschutzgebiete in Brandenburg.
- Lang R. (1997): Modellierung von Erosion und Nitrataustrag in Agrarlandschaften. Forschungsverbund Agrarökosysteme München (FAM), FAM-Bericht 19, Shaker Verlag, Aachen.
- LAWA (Länderarbeitsgemeinschaft Wasser, 1981): Grundzüge der Kosten-Nutzen-Untersuchungen. Bremen.
- 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. & Hildebrand A. (1999): Natural Runoff and Runoff Dynamics. In: Geller, W. (Hrsg.): Proce. Int. Conf. on River Basin Management. Bericht 31 UFZ Leipzig-Halle.
- Leibundgut Ch. (1996): Abflussdynamik – unbekannte Größe für den Gewässerschutz? In: Länderarbeitsgemeinschaft Wasser (LAWA) und Wasserwirtschaftsverband Baden-Württemberg e. V. (WBW) (Hrsg.). Lebensraum Gewässer – nachhaltiger Gewässerschutz im 21. Jahrhundert. Int. Symp., Heidelberg.
- Liebmann H. (1951): Handbuch der Frischwasser- und Abwasserbiologie 1. Oldenbourg. München.
- LfU (Landesanstalt für Umweltschutz Baden-Württemberg) (2001): Gewässerstruktur-gütekartierung in Baden-Württemberg. Oberirdische Gewässer, Gewässerökologie 67. Mannheim.
- LfU (Landesanstalt für Umweltschutz Baden-Württemberg, 2000): Jahresdatenkatalog. CD-ROM. Oberirdische Gewässer, Gewässerökologie 59. Karlsruhe.

-
- LfU (Landesanstalt für Umweltschutz Baden-Württemberg, Hrsg., 2000): KLIWA-Projekt A.2.1.6: Analyse der Entstehung extremer Hochwässer. Abschlussbericht für die erste Projektphase. Institut für Hydrologie, Universität Freiburg i. Br, unveröffentlicht.
- LfU (Landesanstalt für Umweltschutz Baden-Württemberg, Hrsg., 1999): Hochwasserabfluss-Wahrscheinlichkeiten in Baden-Württemberg. Oberirdische Gewässer, Gewässerökologie 54. Mannheim.
- LfU (Landesanstalt für Umweltschutz Baden-Württemberg, 1998): Regionale Bachtypen in Baden-Württemberg – Arbeitsweisen und exemplarische Ergebnisse Keuper- und Gneisbäche; Handbuch Wasser 2, Band 41; Karlsruhe.
- LfU (Landesanstalt für Umweltschutz Baden-Württemberg, 1998): Gewässergütekarte Baden-Württemberg. Oberirdische Gewässer, Gewässerökologie 49. Mannheim.
- LfU (Landesanstalt für Umweltschutz Baden-Württemberg, 1997): Ökologische Bewertung von Fließgewässern in der Europäischen Union und anderen Ländern. Literaturstudie. Handbuch Wasser 2, Band 37.
- 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 (1988): Niedrigwasserabflüsse in Baden-Württemberg Bodensee- und Rheingebiet Maingebiet. Handbuch Baden-Württemberg. Hrsg.: Ministerium für Umwelt Baden-Württemberg.
- 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.
- Likens G. E., Bormann F., Pierce R. S., Eaton J. S. & Johnson N. M. (1977): Biochemistry of a Forested Ecosystem. Springer-Verlag, New York.
- Loewenstern S. von (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.
- Mauch E. (1992): Ein Verfahren zur Gesamtökologischen Bewertung der Gewässer. In: Friedrich G. & Lacombe J. (Hrsg.): Ökologische Bewertung von Fließgewässern. Limnologie aktuell. Vol. 3, Gustav Fischer Verlag, Stuttgart.
- McDonnell J.J., McGlynn B.L., Kendall K., Shanley J., Kendall C. (1998): The role of near stream riparian zones in the hydrology of steep upland catchments. In: IAHS: Hydrology, Water Resources and Ecology in Headwaters – Head Water '98. IAHS-Publication No. 248, 173-180.
- Meißner E. (1991): Abschätzung der mittleren Jahresschmutzwasserfrachten aus Mischwassereinleitungen. Wasser–Abwasser–Abfall 7; Kassel.
- Mehlhorn J. (1999): Tracerhydrologische Ansätze in der Niederschlags-Abfluss-Modellierung. Freiburger Schriften zur Hydrologie. Bd. 11, Freiburg.

-
- 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.
- Nash J. & Sutcliffe J. (1970): River flow forecasting through conceptual models. – Part I – A discussion of principles. – Journal of Hydrology, 10, S. 282-290.
- Niehoff, N. (1996): Ökologische Bewertung von Fließgewässerlandschaften. Springer Verlag, Berlin, Heidelberg.
- 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.
- Penzo S., Rapp J., Schönwiese C.-D. & Luft G. (1998): Räumliche Strukturen aktueller Trends des Gesamt- und Extremniederschlages in Baden-Württemberg. Deutsche Gewässerkundliche Mitteilungen 42; 1998; Heft 4.
- Petts G. E. (1994): Rivers: Dynamic Components of Catchment Ecosystems. In: Calow P. & Petts G. E. (Hrsg.), The Rivers Handbook. Vol. II. Blackwell Scientific, Oxford, 3-22.
- 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, München. 146-157.
- 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.
- Poff N.L., Allan D.J., Bain M.B., Karr J.R., Prestegard K.L., Richter B.D., Sparks R. E. & Stromberg J.C. (1997): The Natural Flow Regime A paradigm for river conservation and restoration. Bio Science, 47 (11), 769-784.
- Poff N.L. & Ward J.V. (1989): Implications of streamflow variability and predictability for lotic community structure: a regional analysis of streamflow patterns. Canadian Journal of Aquatic Sciences. 46. 1805-1818.
- Power, M.E., Sun., A., Parker, M., Dietrich, W. E., Wootton, J.T. (1995): Hydraulic food-chain models: an approach to the study of food-web dynamics in large rivers. BioScience 45: 159-167, zit. in: Poff N.L., Allan D.J., Bain M.B., Karr J.R., Prestegard K.L., Richter B.D., Sparks R. E. & Stromberg J.C. (1997): The Natural Flow Regime A paradigm for river conservation and restoration. Bio Science, 47 (11), 769-784.
- Prahsuhn V. (1999): Phosphor- und Stickstoff aus diffusen Quellen im Einzugsgebiet des Bodensees 1996/97. - Internationale Gewässerschutzkommission für den Bodensee, Bericht Nr. 51, Reichenau.

-
- Preuschen G. (1992): Landnutzung und Abfluss aus ganzheitlicher Sicht. Deutsche Gewässerkundliche Mitteilungen 36, 1992, H.2, 61-67
- Rapp J. & Schönwiese C.-D. (1996): Atlas der Niederschlags- und Temperaturtrends in Deutschland 1891-1990. In: Frankfurter Geowissenschaftliche Arbeiten; Serie B Meteorologie und Geophysik; Band 5; Frankfurt a.M. 1996.
- 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.
- Resh V.H., Brown A.V., Covich A.P., Gurtz M.E., Li H.W., Minshall G.W., Reice S.R., Sheldon A.L., Wallace J.B. & Wissmar R. (1988): The role of disturbance in stream ecology. J. N. American Benthol. Society, 7. 433-455. Zit. in: Poff N.L., Allan D.J., Bain M.B., Karr J.R., Prestegard K.L., Richter B.D., Sparks R. E. & Stromberg J.C. (1997): The Natural Flow Regime A paradigm for river conservation and restoration. Bio Science, 47 (11), 769-784.
- 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., Braun D.P. & Powell J. (1998): A spatial assessment of hydrologic alteration within a river network. Regul. Rivers: Res. Mgmt. 14, 329-340.
- Richter B. D., Baumgartner J.V., Wigington R. & Braun D.P. (1997): How much water does a river need? Freshw. Biol. 37, 231-249.
- 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 K. (1987): Vergleichende hydrologische Untersuchungen des Hochwasserablaufes in Testeinzugsgebieten mit unterschiedlicher Bebauungsdichte. – Schriftenreihe Hydrologie/Wasserwirtschaft der RUB 6.
- Rocker W. (1999): Chemische Gewässergüteklassifikation der Länderarbeitsgemeinschaft Wasser (LAWA). In Dohmann (Hrsg.): 32. Essener Tagung für Wasser- und Abfallwirtschaft vom 17.3.-19.3.1999 in Aachen, Gewässerschutz – Wasser – Abwasser 172, Aachen.
- Rogers J.C. (1984): The Association between the North Atlantic Oscillation and the Southern Oscillation in the Northern Hemisphere. Monthly Weather Revue, 112, 1999-2015
- Sanchez P., Rapp J., Schönwiese C.-D. & Luft G. (1998): Räumliche Struktur aktueller Trends des Gesamt- und Extremniederschlages in Baden-Württemberg. Deutsche Gewässerkundliche Mitteilungen 42, 1998, Heft 4.
- Schönwiese C.-D. (1994): Klimatologie. Ulmer Verlag– Stuttgart 1994.
- 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.

- Scheuer S. (1999): LARSIM_Modell, ein Instrument zur Flussgebietsplanung eingesetzt am Beispiel der Seefelder Aach. Diplomarbeit unter Leitung von Prof. Ch. Leibundgut, Institut für Hydrologie, Albert-Ludwigs-Universität Freiburg i. Br., unveröffentlicht.
- Schmedtje U. (1995): Ökologische Grundlagen für die Beurteilung von Ausleitungsstrecken - Beziehungen zwischen der sohnahen Strömung, dem Gewässerbett und dem Makrozoobenthos in Fließgewässern. - Bayerisches Landesamt für Wasserwirtschaft (Hrsg.): Schriftenreihe, Heft 25.
- Schweigert P. (1996): Der Stickstoffhaushalt des landwirtschaftlich geprägten Wassereinzugsgebiets der Innerste im nordwestlichen Harzvorland bei Hildesheim. Dissertation Universität Hannover, Fachbereich Gartenbau.
- Sommerhäuser M., Schuhmacher H. & Podraza P. (1998): Fließgewässertypologie und Leitbildentwicklung – Zielsetzung und Methoden. Deutsche Gesellschaft für Limnologie (DGL) – Tagungsbericht 1997 (Frankfurt/M.), Band 1. 86-90. Krefeld.
- Stalnaker C. B., Bovee K.D. & Waddle T.J. (1996): Importance of the temporal aspects of habitat hydraulics to fish population studies. *Regulated Rivers, Research and Management*, 12, 145-153.
- Scheffer, F. & Schachtschabel, P. (1998): Lehrbuch der Bodenkunde. – Ferdinand Enke Verlag, Stuttgart.
- Schwertmann U., Vogl W., & Kainz, M. (1991): Bodenerosion durch Wasser. Vorhersage des Abtrags und Gegenmaßnahmen. Stuttgart.
- Schwoerbel, J. (1993): Einführung in die Limnologie.-7te vollständig überarbeitete Auflage. Gustav Fischer Verlag, Stuttgart und Jena.
- Stalnaker C. B., Bovee K.D. & Waddle T.J. (1996): Importance of the temporal aspects of habitat hydraulics to fish population studies. *Regul. Rivers: Res. Mgmt.*, 12, 145-153.
- Steinbrich A., Uhlenbrook S., Tetzlaff D. & Leibundgut, C. (2001): Seasonality of extreme precipitation and extreme floods in South-West Germany. In *Geophysical Research Abstracts Vol. 3, 2001. Abstracts of the Contribution of the 26th European Geophysical Society*, Nice, France
- StMLU (Bayerisches Staatsministerium für Landesentwicklung und Umweltfragen, Hrsg., 1997): Flüsse, Auen und Täler - erhalten und entwickeln. München.
- Tanaka A. & Yasuhara M., Sakai H., Marui A. (1988): The Hachioii experimental basin study – Storm runoff processes and the mechanisms of its generation. *J.Hydrol.*102, 139-164
- Tönsmann, F. (1996): Hochwasserschutz und Renaturierung. Sanierung und Renaturierung von Fließgewässern - Grundlagen und Praxis. Tönsmann, F. (Hrsg). Kasseler Wasserbaumitteilungen, 6., Herkules Verlag Kassel.
- Uhlenbrook S. & Leibundgut C. (1997): Investigation of preferential flow in the unsaturated zone using artificial tracers. In: Kranjc A. (Ed.): *Tracer Hydrology 97*, Balkema, Rotterdam 1997.

-
- 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.
- Uhlenbrook S., Steinbrich A., Tetzlaff D. & Leibundgut C. (2001): Regional Analysis of the Generation of Extreme Floods. IHS-Redbook, Im Druck.
- 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. *Hydrological Sciences Journal*, 44, 5, 279-299.
- Uhlenbrook S. (1999): Untersuchung und Modellierung der Abflussbildung in einem mesoskaligen Einzugsgebiet. *Freiburger Schriften zur Hydrologie* 10., Institut für Hydrologie, Albert-Ludwigs-Universität Freiburg.
- UBA (Umweltbundesamt, 2001a): Umweltdaten 2001. Phosphoreinträge in die Fließgewässer der BRD 1995.– Umweltbundesamt; <http://www.umweltbundesamt.org/dzu/Y00895.html>
- UBA (Umweltbundesamt, 2001b): Umweltdaten 2001. Stickstoffeinträge in die Fließgewässer der BRD 1995.– Umweltbundesamt; <http://www.umweltbundesamt.org/dzu/Y00896.html>
- Unbehauen W. (1973): Der Nachweis langfristiger Veränderungen der Hochwasserabflussverhältnisse im bayerischen Donaugebiet. *Deutsche Gewässerkundliche Mitteilungen, Sonderheft* 36-41.
- US SCS (US Soil Conservation Service) (1972): National engineering handbook. Washington
- Walther, W. (1999): Diffuser Stoffeintrag in Böden und Gewässer. Teubner-Reihe Umwelt. Teubner. Stuttgart, Leipzig.
- Wendland F. & Kunkel R. (1999): Der Landschaftswasserhaushalt im Elbeeinzugsgebiet (Deutscher Teil). *Hydrologie und Wasserwirtschaft* 43, 226-233.
- Wendland F., Albert H., Bach M. & Schmitt R. (1993): Atlas zum Nitratstrom der in der Bundesrepublik Deutschland. Berlin.
- Wendling U., Fuchs P. & Müller-Westermeier G. (2000): Mittlere jährliche potentielle Verdunstungshöhe als Gras-Referenz-Verdunstung. In: BMU (Bundesministerium für Umweltschutz, Naturschutz und Reaktorsicherheit, Hrsg.): *Hydrologischer Atlas von Deutschland, Karte* 2.12. Freiburg.
- Wilcke, D. (1999): Projektbeschreibung „Vorbeugender Hochwasserschutz durch dezentrale Maßnahmen im Bereich der Siedlungswasserwirtschaft und der Landwirtschaft im Einzugsgebiet der Lausitzer Neiße“. Universität Hannover, Institut für Wasserwirtschaft, Hydrologie und landwirtschaftlichen Wasserbau, Aussenstelle Dahlwitz-Hoppegarten.
- Wittenberg H. (1976): Ein Prognoseverfahren für den Hochwasserabfluss bei zunehmender Bebauung des Einzugsgebietes. *Wasserwirtschaft* 66 H. ½, 64-69.
- 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., Nr. 7-8, 487-507.

Anhang: Tabellen

Tab. A1a-c: Ergebnisse der Einzugsgebietsanalyse in den Testeinzugsgebieten

Tab. A1-a: Ergebnisse der Einzugsgebietsanalyse in den Testeinzugsgebieten – Teil a

Pegel/Gewässer	Einzugs- gebiets- fläche [km ²]	Haupt-Fließ- gewässer- landschaften nach LFU *	Mittlere Höhe [m ü.NN]	Mittlere Hang- Neigung [°]	Länge der Abflussdaten reihen	Beginn	Ende	Jahre mit Lücken > 30 Tage in den Abflussdaten	MQ [m ³ /s]	MQ [mm]	Mittlerer Jahres- niederschlag 1960-1990 [mm]	Abfluss- beiwert	Verdunstung [mm]
Uhdingen / Seefelder Aach	271,6	qjm	572	5	62	1938	2000	1946, 1963	3,2	378	1013	0,37	613
Berg / Donau	4046,7	qam, qjm, jo, ju/jm, m, k, s, G	726	5	67	1931	1998	1945	40,8	319	985	0,32	526
Hundersingen / Donau	2638,6	qam, qjm, jo, ju/jm, m, k, s, G	770	6	69	1930	1999	1945, 1991	26,5	317	1026	0,31	520
Beuron / Donau	1309,3	jo, ju/jm, m, k, s, G	811	7	72	1926	1998		12,7	308	1093	0,28	510
Kirchen-Hausen / Donau	757,6	jo, ju/jm, m, k, s, G	816	6	76	1923	1999	1942, 1945-47, 1963, 1970	13,3	556	1165	0,48	513
Hammereisenbach / Breg	163,6	s, G	966	11	71	1927	1998	1945-47, 1960, 1963	5,0	973	1593	0,61	591
Zell / Wiese	206,3	gn, G	899	18	69	1929	1998	1936, 1945-47	7,7	1184	1963	0,60	604
Oberried / Brugga	39,9	gn	983	19	66	1934	2000		1,5	1203	1730	0,70	555
St. Wilhelm / St.Wilh. Talbach	15,2	gn	1081	21	43	1955	1998		0,7	1398	1904	0,73	615
Ebnet / Dreisam	258,2	qiq + h, gn	778	16	58	1941	1999		5,8	716	1599	0,45	578
Gutach / Elz	302,8	qiq + h, gn, G	707	16	54	1942	1996	1944, 1945, 1961	9,0	935	1746	0,54	660
Riegel / Leopoldskanal	1098,9	qiq + h, s, m, gn, G	549	12	69	1931	2000	1964, 1976, 1977	21,60	622	1408	0,44	617
Riegel-Pumpwerksteg / Alte Elz					12	1979	1991						
Riegel/ Additionspegel					12	1979	1991						
Schwaibach / Kinzig	954,1	qiq + h, gn, G, s	600	15	81	1915	1996		23,3	772	1620	0,48	631
Rottweil / Neckar	454,6	m, k, s, qiq + h, ju/jm	703	4	41	1955	1996		5,2	359	1021	0,35	498
Horb / Neckar	1115,1	qiq + h, m, k, s, ju/jm, jo	655	5	66	1932	1998	1945, 1949, 1950	14,9	422	1078	0,39	508
Plochingen / Neckar	3.995,4	qiq + h, m, k, s, ju/jm, jo	554	6	78	1919	1997		50,3	399	980	0,41	525
Rotenbach / Eyach	52,6	s	724	12	63	1929	1992	1929, 1930	1,3	776	1520	0,51	591
Hoefen / Enz	219,0	s	723	11	70	1930	2000		4,6	662	1528	0,43	614
Unterreichenbach / Nagold	705,8	s, m	589	7	60	1932	1992	1940, 1944-1947	8,8	393	1090	0,36	534
Pforzheim / Würm	416,9	s, m, k, qiq + h, ju/jm	475	5	68	1932	2000		3,2	246	868	0,28	522
Pforzheim / Enz	1478,7	s, m, k, qiq + h, ju/jm	573	7	67	1933	2000	1942, 1944-46, 1968	18,3	392	1107	0,35	544
Dörzbach / Jagst	1029,0	jo, k, qiq + h, ju/jm	457	4	74	1924	1998	1963	10,8	332	925	0,36	522

* 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

Tab. A1-b: Ergebnisse der Einzugsgebietsanalyse in den Testeinzugsgebieten – Teil b

Pegel/Gewässer	Siedlung dicht	Siedlung locker	Dicht Versiegelt	Acker	Weinbau	Obst	Brache bewachsen	Brache unbewachsen	Grünland intensiv	Grünland extensiv	Bäume locker	Nadelwald	Laubwald	Mischwald	Feuchtflächen	Wasserflächen
Uhldingen Seefeldler 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
Berg / Donau	1,0	2,5	0,4	21,5	0,8	0,2	6,0	0,4	21,8	1,7	1,6	26,8	9,7	4,9	0,4	0,3
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
Zell / Wiese	0,1	1,6	0,2	1,2	0,6	0,1	11,9	0,1	16,2	2,5	2,5	31,3	16,9	14,6	0,2	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.Wilh. 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 Leopoldskanal /	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
Riegel-Pumpwerksteg / Alte Elz /																
Riegel Additionspegel /																
Schwaibach Kinzig /	1,3	1,7	0,3	2,3	0,5	0,0	3,8	0,1	14,3	0,1	3,1	62,5	4,9	5,0	0,1	0,1
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
Horb / Neckar	1,1	4,6	0,5	21,4	1,2	0,1	5,0	0,4	24,8	0,4	3,5	31,2	1,7	3,8	0,1	0,1
Plochingen / Neckar	1,9	6,2	0,8	20,1	1,3	0,1	4,2	0,4	18,3	1,1	8,4	19,4	5,7	11,8	0,1	0,1
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
Dörzbach / Jagst	1,6	3,1	0,6	28,4	0,6	0,3	6,1	0,2	20,7	1,0	5,2	12,5	6,7	12,6	0,2	0,3

Tab. A1-c: Ergebnisse der Einzugsgebietsanalyse in den Testeinzugsgebieten – Teil c

Pegel/Gewässer	Landwirtschaftliche Nutzfläche ^[1] [%]	Extensiv genutzte Bereiche ^[2] [%]	Siedlungsflächen ^[3] [%]	Einwohnerdichte [EW/km ²]	Abwassermenge [mm]	Anteil der Abwasserentsorgung [% 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
Berg / Donau	43,4	10,5	3,8	129,8	7,6	92,5	7,2	1,9	9,0	165,6	II	-	3,22	0,08
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	-	-
Zell / Wiese	17,4	16,7	1,9	97,2	6,0	88,9	5,7	0,9	6,0	275,3	I-II	2	-	-
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 / Leopoldskanal	26,4	6,6	7,0	394,4	2,9	84,8	19,0	5,7	21,2	166,3	II	1	-	-
Riegel-Pumpwerksteg / Alte Elz														
Riegel/Additionspegel														
Schwaibach / Kinzig	16,6	6,1	3,3	149,3	10,3	81,3	7,8	2,6	9,7	190,1	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	-	5,63	0,17
Horb / Neckar	46,2	7,9	6,3	221,7	11,7	94,7	11,6	2,6	10,6	122,8	II	-	-	-
Plochingen / Neckar	38,5	7,7	8,9	346,2	18,8	95,8	17,6	4,0	14,9	115,0	II-III	-	-	-
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
Dörzbach / Jagst	49,2	9,4	0,1	237,1	16,7	86,7	13,0	2,5	4,0	58,3	II	-	-	-

^[1] = „Acker“ + „Grünland intensiv“; ^[2] = „Brache bewachsen,+ Brache unbewachsen“ Grünland extensiv“+ „Bäume locker“ + „Feuchtfächen“; ^[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 saurer Gewässer, 3 = Periodisch saure Gewässer, 4 = Ständig saure Gewässer

Tab. A2: Die 36 Parameter der Indicators of Hydrologic Alteration (IHA) Methode zur Charakterisierung der Abflussdynamik (nach Richter et al.(1998), verändert).

Gruppe und IHA-Parameter	Ökologische Relevanz (Auswahl)
<p>GRUPPE 1 Größenordnung der monatlichen Abflussbedingungen (14 Parameter):</p> <p>* MoMQ für jeden Monat * Parde-Koeffizient des Monats des höchsten MoMQ * Parde-Koeffizient des Monats des geringsten MoMQ</p>	<ul style="list-style-type: none"> * Habitatverfügbarkeit für aquatische Organismen * pflanzenverfügbare Bodenfeuchtekapazität (Dürrestress) * Wasserverfügbarkeit für terrestrische Fauna * Verfügbarkeit von Nahrung/Material (z.B. für Biber (<i>Castor fiber</i>)) * Zugang für Räuber zu Brutgebieten/Nahrung * Beeinflussung von Wassertemperatur, Sauerstoffgehalt und der Photosynthesebedingungen im Wasserkörper
<p>GRUPPE 2: Größenordnung und Dauer der jährlichen Abflussextrême: (12 Parameter)</p> <p>2a Hochwasser: * HQ (Jahr), HM3Q, HM7Q, HM30Q, HM90Q 2b Niedrigwasser: * NQ (Jahr), NM3Q, NM7Q, NM30Q, NM90Q; Anzahl der abflusslosen Tage (Q = 0); „base flow“(NM7Q:MQ)</p>	<ul style="list-style-type: none"> * Strukturierung (Gestaltung und Gliederung) der Makro- und Mikrohabitatbedingungen von aquatischen Ökosystemen * Strukturierung der Gerinnemorphologie und der physikalischen Habitatbedingungen * Stress durch Überschwemmung: Dauer (Intensität) und Wirkungs- bzw. Einflussbereich (Rückzugsmöglichkeiten in geschützte Bereiche) der Stresssituationen, z.B. Sauerstoffarmut oder -mangel, hohe (Schad-) Stoffkonzentrationen, Habitatzerstörung (Erosion und Sedimentation), hydraulischer Stress (Fließgeschwindigkeit, Turbulenz), Stress durch Trübung (für Filtrierer, Jäger, usw.) * Verteilung der Pflanzengesellschaften in Seen, Tümpeln, Ufersümpfen, Auen und sonstigen Überflutungsgebieten * Ereignisgröße und -dauer zum Freispülung des <i>Interstitials</i>
<p>GRUPPE 3: Saisonalität (4 Parameter)</p> <p>3a Eintrittszeitpunkt der Abflussextrême: * Kalendertag jedes HQ (Jahr); * Kalendertag jedes NQ (Jahr)</p> <p>3b Monatsmittelwerte: * Monat des höchsten MoMQ * Monat des geringsten MoMQ</p>	<ul style="list-style-type: none"> * Übereinstimmung/Kompatibilität mit den Lebens- und Entwicklungszyklen der Organismen * Vorhersehbarkeit/Vorbereitbarkeit/Vermeidbarkeit von Stress für Organismen * Zugang /Durchwanderbarkeit (Laichplätze/Reproduktion, Schutz- und Rückzugsgebiete)
<p>GRUPPE 4: Frequenz/Häufigkeit und Dauer der Hoch-Niedrigwassersituationen (4 Parameter)</p> <p>* Anzahl der Hochwasserpulse / der Niedrigwasserperioden pro Jahr * mittlere Ereignisdauer der Hochwässer pro Jahr * mittlere Dauer der Niedrigwasserperioden</p>	<ul style="list-style-type: none"> * Frequenz/Häufigkeit und Größenordnung des Feuchtestresses oder Trockenstress für die Flora * Frequenz/Häufigkeit und Dauer des anaerobischen Stresssituationen für die Flora * Verfügbarkeit von amphibischen Habitaten für aquatische Organismen * mineralischer und organischer Nährstoffaustausch zwischen permanentem Gerinne und Überflutungsbereich * Sedimentablagerungen und Substratverhältnisse * Zugang für Wasservögel zu Futter-, Rückzugs-, Schutz- Ruhe- und Brutplätzen/Revieren * beeinflusst Geschiebetransport, die Struktur (Muster), Art (Korngröße) und Zusammensetzung (Mischung) des Substrates an der Gerinnesohle und Ausmaß und Dauer der Substratumlagerungen (sukzessive Substratmodifikation)
<p>GRUPPE 5: Rate der hydrographischen Änderungen (3 Parameter)</p> <p>* Mittel aller positiven / aller negativen Differenzen der Abflüsse aufeinanderfolgender Tage * Anzahl der Abflussumkehrungen</p>	<ul style="list-style-type: none"> * Dürrestress für die Flora * Isolierung von Organismen auf (temporären) Inseln oder im Überflutungsbereich * Bedrohung durch Austrocknung für langsam oder wenig mobile oder sessile Organismen der Wasserwechselzone (<i>amphibische Biotope/Ökosysteme</i>)

Tab. A3: Nährstoffausscheidung landwirtschaftlicher Nutztiere je Stallplatz und Jahr (nach Bach et al., (1998) verändert).

Viehart	N-Anfall [kg/(Stallplatz*a)]	P ₂ O 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. A4: 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 ₂ O ₅ -Gesamtbedarf [kg P ₂ O 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. A5: Mittlere Stickstoff- und Phosphatgehalte im Erntegut (Bach et al., (1998) verändert).

Fruchtart	Mittlere N-Gehalte im Erntegut [kg N / dt]	Mittlere P ₂ O ₅ -Gehalte im Erntegut [kg P ₂ O 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 P₂O₅/ha bei Kulturarten, für die keine Hektarerträge ausgewiesen werden.

Tab. A6: 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. A7: Grenzwerte des chemischen Index 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. A8: Kalibrierte Parameterwerte des LARSIM-Wasserhaushaltsmodells und des Modells zur Simulation der Stoffdynamik im Einzugsgebiet der Seefelder Aach

LARSIM: Wasserhaushaltsmodell Seefelder Aach				
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
Beta	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
Stickstofftransportmodell Seefelder Aach				
Parameter	Funktion	Einheit	Wert	Sensitivität
MC _{schnell}	Mobilitätsfaktor für die schnelle Abflusskomponente	-	0,001	Niedrig
MC _{sw}	Mobilitätsfaktor für Sickerwasser	-	0,026	Hoch
Denit	Denitrifikationsfaktor (verzögerte Komponente)	-	1.1	Hoch
DL _g	Anteil der Denitrifikationsverluste in der Grundwasserkomponente	-	0.70	Mittel

Tab. A9: Bewertungsmatrix Beschaffenheit des Einzugsgebietes

Pegel / Gewässer	NK ¹ der Landnutzung	BD ²	NK der BD	NK Natürlichkeit EZG ³	IWN ⁴	NK der IWN	ISH ⁵	NK der ISH	NK Beanspruchung EZG	NK Beschaffenheit des EZG
	-	EW / km ²	-	-	% MN30Q	-	-	-	-	-
Uhldingen / Seefelder Aach	2	162,64	3	3	5,33	2	0,61	2	2	3
Berg/Donau	2	129,84	3	3	6,08	2	0,20	1	2	3
Hundersingen / Donau	2	152,07	3	3	7,90	2	0,20	1	2	3
Beuron / Donau	2	173,66	3	3	8,83	2	0,35	1	2	3
Kirchenhausen / Donau	2	183,64	3	3	11,92	3	0,32	1	3	3
Hammereisenbach / Breg	2	85,70	2	2	3,52	1	0,00	1	1	2
Zell / Wiese	2	97,25	2	2	2,85	1	0,00	1	1	2
Oberried / Brugga	1	43,50	1	1	2,31	1	0,00	1	1	1
St. Wilhelm / St.Wilh. Talbach	1	28,34	1	1	2,23	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
Schwaibach / Kinzig	2	149,25	3	3	8,45	2	1,90	3	3	3
Rottweil / Neckar	2	302,52	4	4	13,07	3	0,32	1	3	4
Horb / Neckar	2	221,71	3	3	14,73	3	0,40	1	3	3
Plochingen / Neckar	2	346,22	4	4	26,66	4	0,47	1	4	4
Rotenbach / Eyach	1	46,54	1	1	5,01	2	0,00	1	2	2
Hoefen / Enz	1	78,74	2	2	7,13	2	0,00	1	2	2
Unterreichenbach / Nagold	2	175,91	3	3	11,05	3	1,80	3	3	3
Pforzheim / Wüm	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
Dözbach / Jagst	2	237,07	3	3	58,93	5	5,87	5	5	4

¹ = Natürlichkeitsklasse, ² = Bevölkerungsdichte, ³ Einzugsgebiet, ⁴ = Intensität der Wassernutzung, ⁵ = Intensität der Stauhaltung

Tab. A10: Bewertungsmatrix Abflussdynamik

Pegel/Gewässer	Parametergruppe					Gesamtbewertung		
	1	2	3	4	5	Mittelwert	Klasse	Änderung
Uhdingen / Seefelder Aach	1	1	1	1	1	1,0	1	keine
Berg / Donau	1	1	1	1	1	1,0	1	keine
Hundersingen / Donau	1	2	1	1	1	1,2	1	keine
Beuron / Donau	5	7	1	1	2	3,2	3	gering bis mittel
Kirchen-Hausen / Donau	1	3	1	1	3	1,8	2	gering
Hammereisenbach / Breg	1	7	1	1	1	2,2	2	gering
Zell / Wiese	1	3	1	1	1	1,4	1	keine
Oberried / Brugga	1	1	1	1	1	1,0	1	keine
St. Wilhelm / St.Wilh. Talbach	0	0	0	0	0	0,0	0	nicht bewertet
Ebnet / Dreisam	1	1	1	1	3	1,4	1	keine
Gutach / Elz	1	1	1	1	1	1,0	1	keine
Schwaibach / Kinzig	1	1	1	1	1	1,0	1	keine
Rottweil / Neckar	0	0	0	0	0	0,0	0	nicht bewertet
Horb / Neckar	1	1	1	1	1	1,0	1	keine
Plochingen / Neckar	4	1	1	2	1	1,8	2	gering
Rotenbach / Eyach	6	2	1	1	6	3,2	3	gering bis mittel
Hoefen / Enz	1	5	1	1	2	2,0	2	gering
Unterreichenbach / Nagold	1	1	1	1	1	1,0	1	keine
Pforzheim / Wüm	5	7	1	7	1	4,2	4	mittel
Pforzheim / Enz	1	1	1	5	1	1,8	2	gering
Dözbach / Jagst	1	2	1	3	3	2,0	2	gering
Riegel / Addition	0	0	0	0	0	0,0	0	nicht bewertet

Tab. A11: Mittlere Änderungen der Gebietsniederschläge zwischen den Zeiträumen 1931-1966 und 1967-1997 (Herbst/Winter Okt-Feb; Frühling Mär-Jun; Sommer Jul-Sep)

Ort/Gewässer	Jahresniederschlag [mm]	Änderung Jahresniederschlag [mm]	Änderung Jahresniederschlag [%]	Änderung Herbst / Winter [mm]	Änderung Frühling [mm]	Änderung Sommer [mm]
Uhldingen / Seefelder Aach	992	52	5	37	18	-3
Berg / Donau	968	36	4	40	18	-22
Hundersingen / Donau	1009	38	4	43	22	-27
Beuron / Donau	1084	24	2	40	17	-33
Kirchen-Hausen / Donau	1154	26	2	41	16	-31
Hammereisenbach / Breg	1569	71	5	69	33	-31
Zell / Wiese	1899	121	6	125	58	-62
Oberried / Brugga	1678	75	4	86	48	-58
St Wilhelm / St Wilhelmer Talbach	1087	119	7	124	52	-57
Ebnet / Dreisam	1532	107	7	61	82	-36
Gutach / Elz	1683	143	8	102	71	-30
Schwaibach / Kinzig	1580	99	6	79	62	-42
Rottweil / Neckar	982	79	8	69	33	-23
Horb / Neckar	1031	109	11	87	45	-23
Plochingen / Neckar	952	65	7	49	33	-18
Rotenbach / Eyach	1452	217	15	134	97	-14
Hoefen / Enz	1461	179	12	114	84	-19
Unterreichenbach/Nagold	1047	117	11	82	55	-20
Pforzheim / Würm	854	41	5	31	29	-19
Pforzheim / Enz	1067	109	10	74	53	-18
Dörzbach / Jagst	920	26	3	29	12	-15

Tab. A12: Änderung des Abflusses und des Abflussbeiwertes zwischen den Zeiträumen 1931-1966 und 1967-1997

Pegel/Gewässer	Änderung Abfluss [mm]	Abflussbeiwert bis 1966	Abflussbeiwert nach 1967	Änderung Abflussbeiwert
Uhldingen /Seefelder Aach	42	0,50	0,52	0,02
Berg / Donau	33	0,30	0,32	0,02
Hundersingen / Donau	48	0,28	0,31	0,03
Beuron / Donau	65	0,22	0,27	0,05
Kirchen-Hausen / Donau	59	0,45	0,49	0,04
Hammereisenbach / Breg	96	0,56	0,59	0,03
Zel I / Wiese	-61	0,67	0,60	-0,07
Oberried / Brugga	-30	0,75	0,70	-0,05
Ebnet / Dreisam	85	0,43	0,46	0,03
Gutach / Elz	82	0,52	0,52	0,00
Schwaibach / Kinzig	62	0,48	0,48	0,00
Horb / Neckar	46	0,38	0,38	0,00
Plochingen / Neckar	53	0,37	0,40	0,03
Rotenbach / Eyach	40	0,55	0,50	-0,05
Hoefen / Enz	25	0,46	0,42	-0,04
Unterreichenbach / Nagold	43	0,35	0,35	0,00
Pforzheim / Würm	63	0,23	0,29	0,06
Pforzheim / Enz	64	0,33	0,35	0,02
Dörzbach / Jagst	18	0,33	0,34	0,01

Tab. A 13: 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- sion
	%	Kg/(ha*a)	Kg/(ha*a)	Kg/(ha*a)	Kg/(ha*a)	Kg/(ha*a)	Kg/(ha*a)	Kg/(ha*a)
Uhdingen / 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	0,00	13,74	0,00	6,95	20,69	0,00	4,15	16,54
Beuron / Donau	19,94	10,40	19,94	6,76	17,22	4,51	3,17	9,55
Hundersingen / Donau	9,89	11,78	9,89	5,40	17,22	4,51	3,23	9,48
St. Wilhelm / St.Wilh. Talbach	0,00	11,66	0,00	0,66	12,32	0,00	0,58	11,73
Oberried / Brugga	0,44	11,53	0,05	0,50	12,03	0,00	0,80	11,23
Ebnet / Dreisam	12,98	12,58	1,88	3,24	15,82	0,00	2,96	12,86
Gutach / Elz	4,76	13,01	0,65	2,18	15,19	0,00	2,53	12,66
Riegel / Leopoldskanal	22,20	11,32	3,23	5,73	17,05	0,00	4,97	12,09
Rottweil / Neckar	26,24	11,71	4,16	3,71	15,42	0,00	2,68	12,74
Rotenbach / Eyach	2,67	13,11	0,36	0,00	13,11	0,00	0,78	12,34
Hoefen / Enz	18,96	11,20	2,62	1,38	12,58	0,00	1,10	11,48
Unterreichenbach / Nagold	22,26	13,55	3,88	5,43	18,98	0,00	2,91	16,08
Pforzheim / Würm	21,22	11,49	3,09	10,99	22,48	0,00	4,17	18,31
Pforzheim / Enz	24,14	11,98	3,81	6,13	18,12	0,00	4,58	13,53

¹ = Grundwasserabstrom, ² = Oberflächengewässer, ³ Danoauversinkung

Tab. A 14: Ergebnisse der Nährstoffbilanzierung für Phosphor

	P _{gel} Eintrag diffus OG	P _{gel} Eintrag diffus GWA	P _{gel} Eintrag Punkt- Quellen	P _{part} Ero- sion	P _{part} Eintrag OG	P _{ges} Eintrag OG	P _{gel} Ver- lust	P _{gel} Rück- halt in OG	P _{gel} Immi- sion
Uhdingen / Seefelder Aach	0,19	0,00	0,18	1,22	0,27	0,64	0,00	0,11	0,27
Hammereisenbach / Breg	0,03	0,00	0,62	0,71	0,11	0,76	0,00	0,04	0,61
Kirchen-Hausen / Donau	0,12	0,00	1,15	1,26	0,19	1,46	0,00	0,36	0,92
Beuron / Donau	0,11	0,02	1,18	1,02	0,14	1,42	0,34	0,28	0,67
Hundersingen / Donau	0,12	0,01	0,93	1,00	0,12	1,17	0,34	0,19	0,53
St. Wilhelm / St.Wilh. Talbach	0,03	0,00	0,39	0,41	0,12	0,55	0,00	0,01	0,42
Oberried / Brugga	0,03	0,00	0,25	0,49	0,13	0,41	0,00	0,01	0,27
Ebnet / Dreisam	0,07	0,04	0,70	1,56	0,36	1,14	0,00	0,19	0,58
Gutach / Elz	0,07	0,01	0,38	1,05	0,24	0,69	0,00	0,09	0,36
Riegel / Leopoldskanal	0,08	0,06	1,26	1,18	0,21	1,55	0,00	0,40	0,94
Rottweil / Neckar	0,14	0,05	0,90	1,34	0,11	1,14	0,00	0,22	0,81
Rotenbach / Eyach	0,00	0,00	0,00	0,10	0,02	0,02	0,00	0,00	0,00
Hoefen / Enz	0,01	0,00	0,34	0,18	0,03	0,39	0,00	0,02	0,34
Unterreichenbach / Nagold	0,18	0,05	0,83	0,98	0,11	1,12	0,00	0,17	0,84
Pforzheim / Würm	0,19	0,05	1,84	0,65	0,06	2,09	0,00	0,49	1,53
Pforzheim / Enz	0,14	0,05	0,99	0,71	0,08	1,22	0,00	0,28	0,86

¹ = Grundwasserabstrom, ² = Oberflächengewässer, ³ Danoauversinkung

Tab. A 15: Bewertungsmatrix des Einzugsgebiets der Brugga (Pegel Oberried)

Parameter	bewertete Größe	Wert	Gü.-Kla.	G.-K. Gru.	Gew.	Erg.
Natürlichkeit des EZG						
Landnutzung	Wald [%]	75.23	1			
	Feuchtfächen [%]	0.1				
	Wasserflächen [%]	0.02				
	Grünland [%]	14.49				
	Acker [%]	0.78				
	Sonderkultur [%]	0.66				
	Brache [%]	6.07				
	Siedlung [%]	1.67				
Bevölkerungsdichte	Rest [%]	0.97	1			
	[EW/km ²]	43.50				
Bewertung Natürlichkeit des				1	0.5	0.74
Beanspr. Wasserhaushalt						
Intesität der Wassernutzung	IWN [% MN30Q]	2.3	1			
Intesität der Stauhaltung	ISH []	0.0	1			
Bewertung Wasserhaushalt				1	0.5	0.50
Summe Block 1:						1.24
Q-Dynamik G1						
Hyd. Sommerhalbjahr	[RVA-Wert]		1			
Hyd. Winterhalbjahr	[RVA-Wert]		1			
Bewertung Abflusssdynamik Gruppe 1				1	0.2	0.20
Q-Dynamik G2						
Maxima	[RVA-Wert]		1			
Minima.	[RVA-Wert]		1			
Bewertung Abflusssdynamik Gruppe 2				1	0.2	0.20
Q-Dynamik G3						
Eintrittszeitpunkt HQ; NQ	[RVA-Wert]		1			
Monat Max/Min MoMQ	[RVA-Wert]		1			
Bewertung Abflusssdynamik Gruppe 3				1	0.2	0.20
Q-Dynamik G4						
Anzahl HW/NW-Pulse	[RVA-Wert]		1			
Dauer HW/NW-Pulse	[RVA-Wert]		1			
Bewertung Abflusssdynamik Gruppe 4				1	0.2	0.20
Q-Dynamik Gruppe 5						
Rate der hydrographischen Änderungen	[RVA-Wert]		1			
Bewertung Abflusssdynamik Gruppe 5				1	0.2	0.20
Summe Block 2						1.00
Stoffhaushalt						
Stickstoff Quellen	[Kg/(ha*a)]		1			
	Diffus: 11.85, Punktuell: 0.5					
Phosphor (gel.) Quellen	[Kg/(ha*a)]		1			
	Diffus: . 0,16 Punktuell: 0.25					
Bewertung Stoffhaushalt				1	0.5	0.50
Stoffdynamik						
Stickstoff	Mittelwert: [Kg/(ha*mon)]		1			
	Ges-N: 1.01					
	Phosphor	PO4_P: 0.02				
Bewertung Stoffdynamik				2	0.5	1.00
Summe Block 3						1.50
			Bewertung	Ergebn.	Güteklasse	EU-EQS
			Summe Block 1	1.24	1	high
			Summe Block 2	1.00	1	high
			Summe Block 3	1.50	2	good
Mittelwert Block 1-3: Hydrologische Güte Einzugsgebiet				1.25	1	high

Tab. A 16: Bewertungsmatrix des Einzugsgebiets der Würm (Pegel Pforzheim)

Parameter	bewertete Größe	Wert	Gü.-Kla.	G.-K. Gru.	Gew.	Erg.
Natürlichkeit des EZG						
Landnutzung	Wald [%]	34.86	3			
	Feuchflächen [%]	0.07				
	Wasserflächen [%]	0.03				
	Grünland [%]	11.33				
	Acker [%]	24.86				
	Sonderkultur [%]	1.84				
	Brache [%]	6.02				
	Siedlung [%]	12.98				
Bevölkerungsdichte	Rest [%]	8.01	5			
	[EW/km ²]	533.70				
Bewertung Natürlichkeit des				5	0.5	2.50
Beanspr. Wasserhaushalt						
Intesität der Wassernutzung	IWN [% MN30Q]	60.6	5			
Intesität der Stauhaltung	ISH []	0.8	2			
Bewertung Wasserhaushalt				5	0.5	2.50
Summe Block 1:						5.00
Q-Dynamik G1						
Hyd. Sommerhalbjahr	[RVA-Wert]	-0.49	4			
Hyd. Winterhalbjahr	[RVA-Wert]	0.58	5			
Bewertung Abflussdynamik Gruppe 1				5	0.2	1.00
Q-Dynamik G2						
Maxima	[RVA-Wert]	-0.82	7			
Minima.	[RVA-Wert]	-0.86	7			
Bewertung Abflussdynamik Gruppe 2				7	0.2	1.40
Q-Dynamik G3						
Eintrittszeitpunkt HQ; NQ	[RVA-Wert]		1			
Monat Max/Min MoMQ	[RVA-Wert]		1			
Bewertung Abflussdynamik Gruppe 3				1	0.2	0.20
Q-Dynamik G4						
Anzahl HW/NW-Pulse	[RVA-Wert]	-0.82	7			
Dauer HW/NW-Pulse	[RVA-Wert]		1			
Bewertung Abflussdynamik Gruppe 4				7	0.2	1.40
Q-Dynamik Gruppe 5						
Rate der hydrographischen Änderungen	[RVA-Wert]		1			
Bewertung Abflussdynamik Gruppe 5				1	0.2	0.20
Summe Block 2						4.20
Stoffhaushalt						
Stickstoff Quellen	[Kg/(ha*a)]		5			
	Diffus: 14.56, Punktuell: 10.98					
Phosphor (gel.) Quellen	[Kg/(ha*a)]		6			
	Diffus: . 0,3 Punktuell: 1.84					
Bewertung Stoffhaushalt				6	0.5	3.00
Stoffdynamik						
Stickstoff	Mittelwert: [Kg/(ha*mon)]		5			
	Ges-N: 1.62					
	Phosphor PO4_P: 0.05					
Bewertung Stoffdynamik				5	0.5	2.50
Summe Block 3						5.50
			Bewertung	Ergebn.	Güteklasse	EU-EQS
			Summe Block 1	5.00	5	poor
			Summe Block 2	4.20	4	poor
			Summe Block 3	5.50	6	bad
Mittelwert Block 1-3: Hydrologische Güte Einzugsgebiet				4.90	5	poor

Anhang: Abbildungen

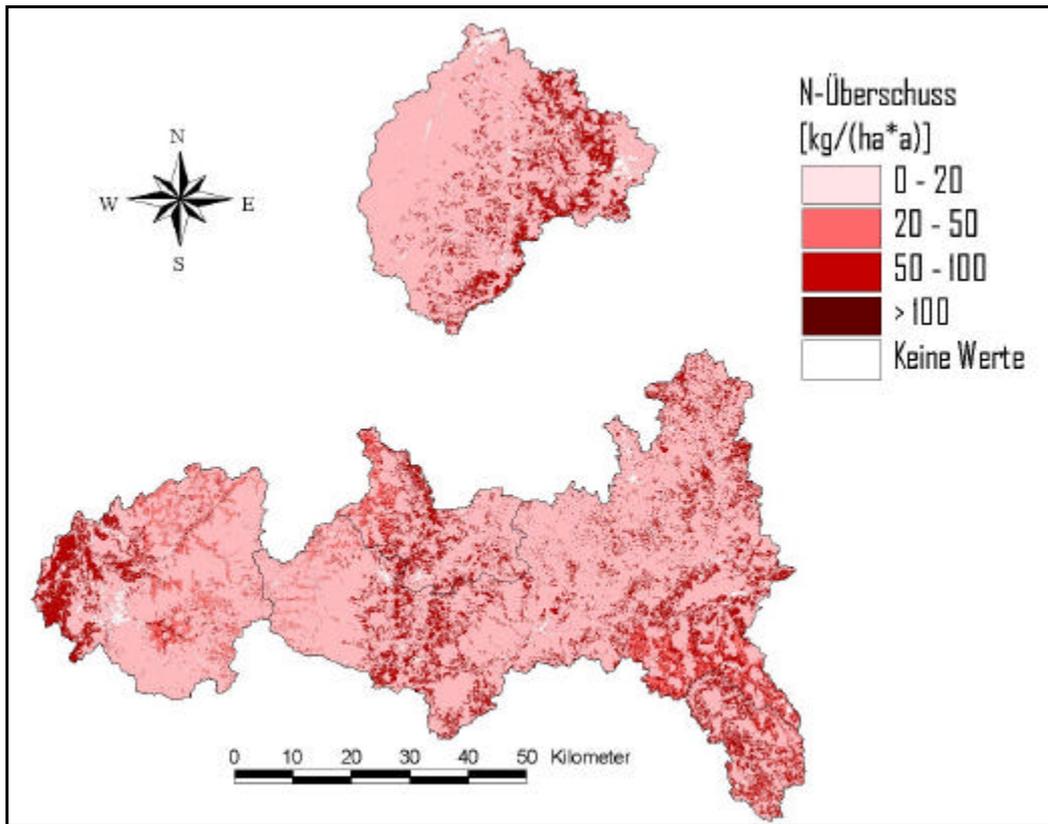


Abb. A 1: Berechnete Stickstoffüberschüsse der durchlässigen Landflächen

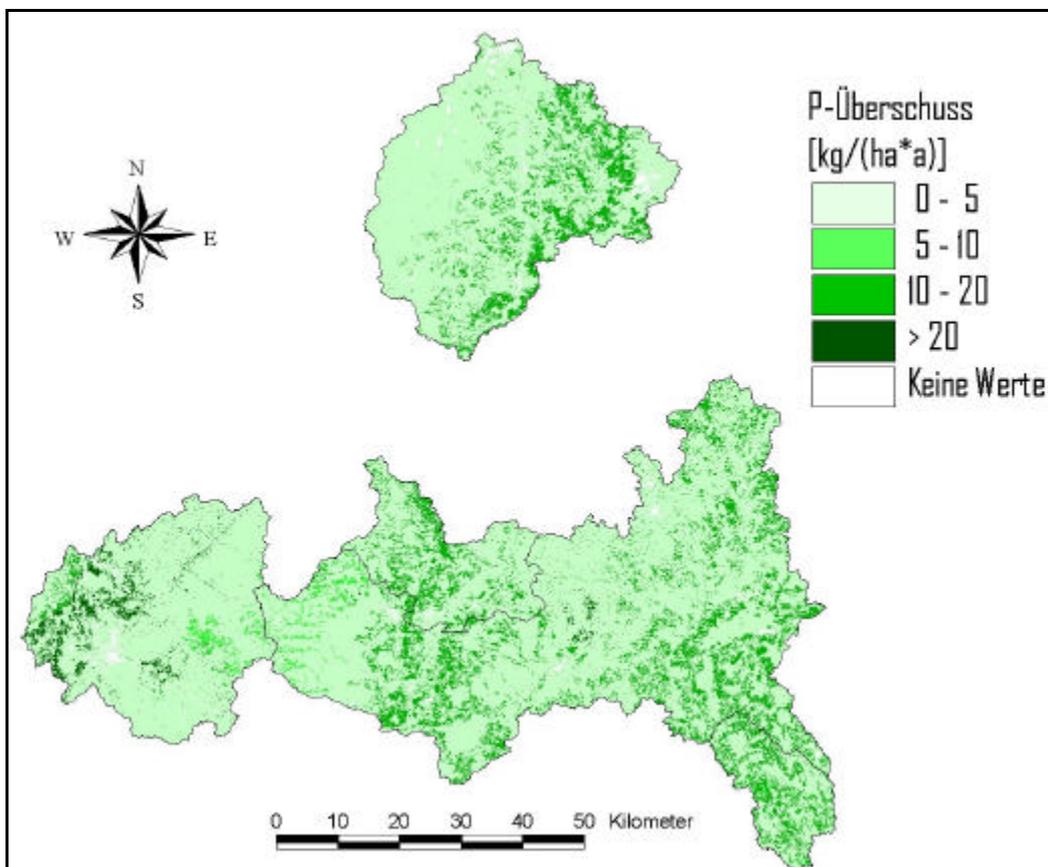


Abb. A 2: Berechnete Phosphorüberschüsse der durchlässigen Landflächen

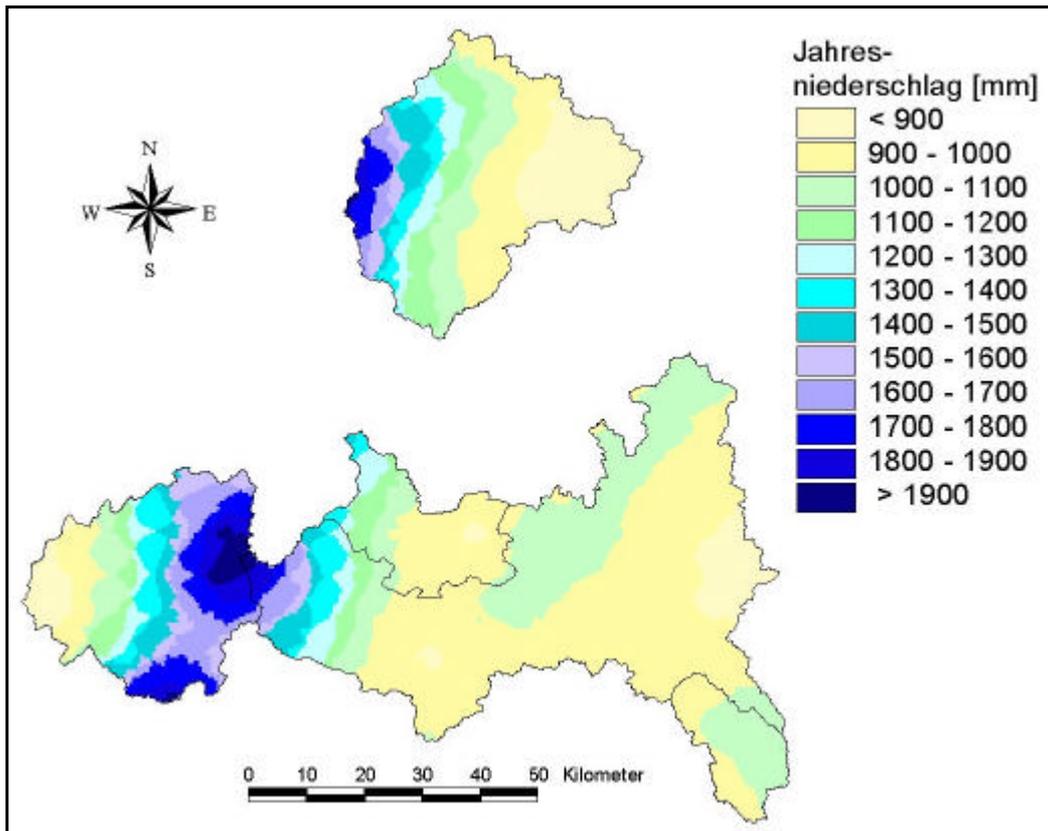


Abb. A3: Interpolierte Werte des langjährigen Jahresniederschlags, berechnet aus den Tageswerten (61-90) des DWD-Niederschlagsrasters

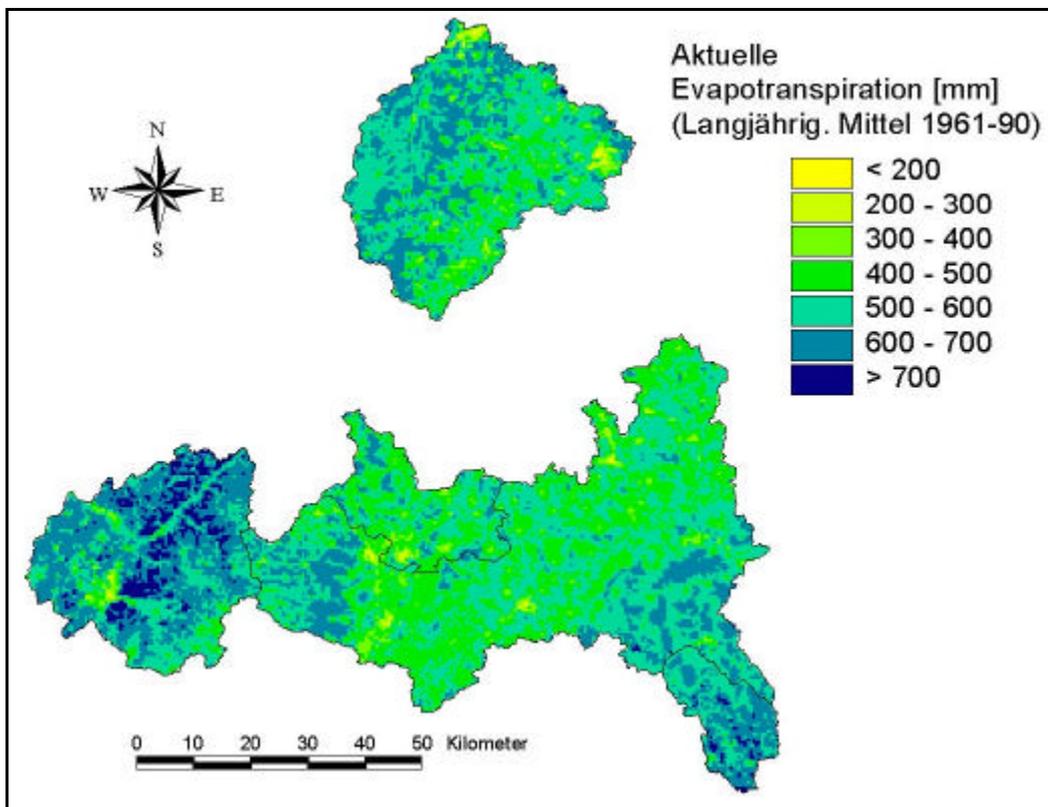


Abb. A4: Berechnete aktuelle Evapotranspiration (Jahresmittel 1961-90) nach Armbruster et al. (2001) in den Test-Einzugsgebieten zur Bewertung des Stoffhaushalts

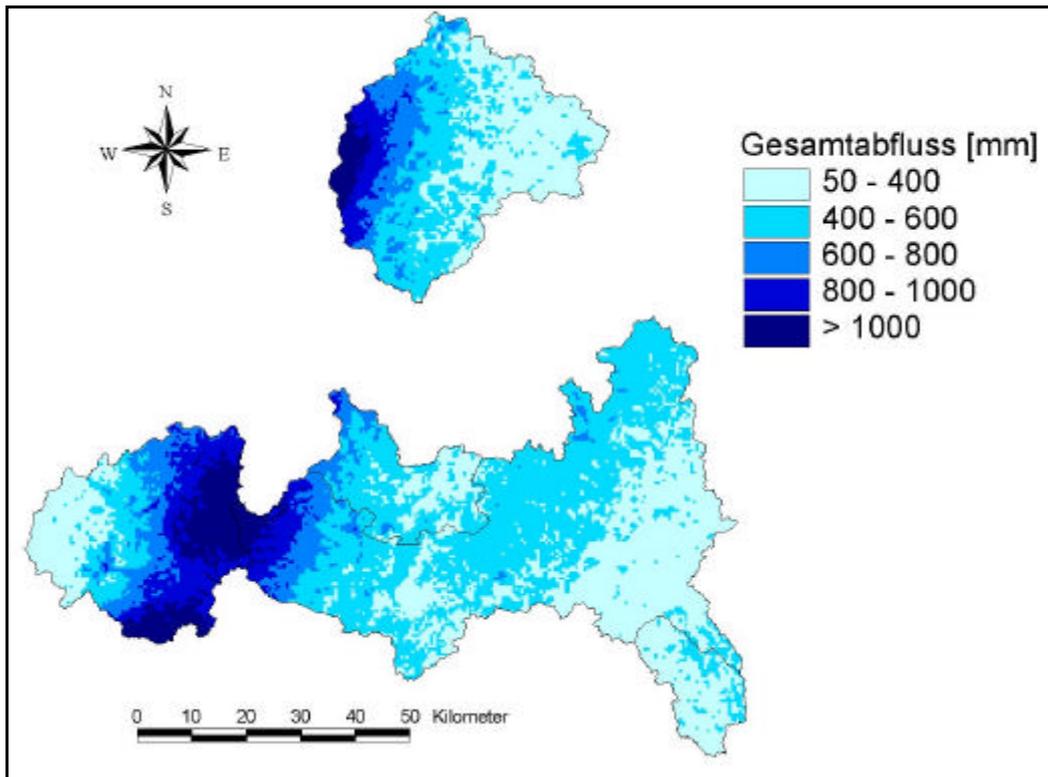


Abb. A5: Aus der Wasserbilanz berechneter korrigierter Gesamtabfluss in den Test-Einzugsgebieten zur Bewertung des Stoffhaushalts

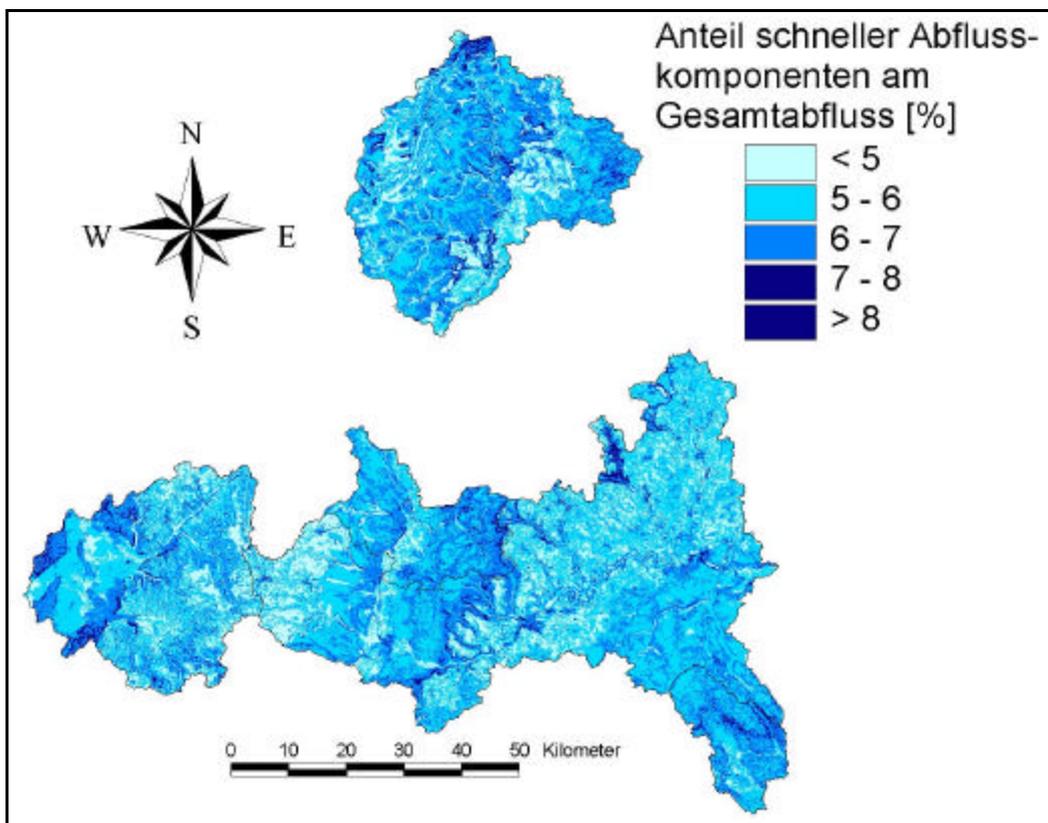


Abb. A6: Berechneter Anteil der schnellen Abflusskomponenten am Gesamtabfluss in den Test-Einzugsgebieten zur Bewertung des Stoffhaushalts

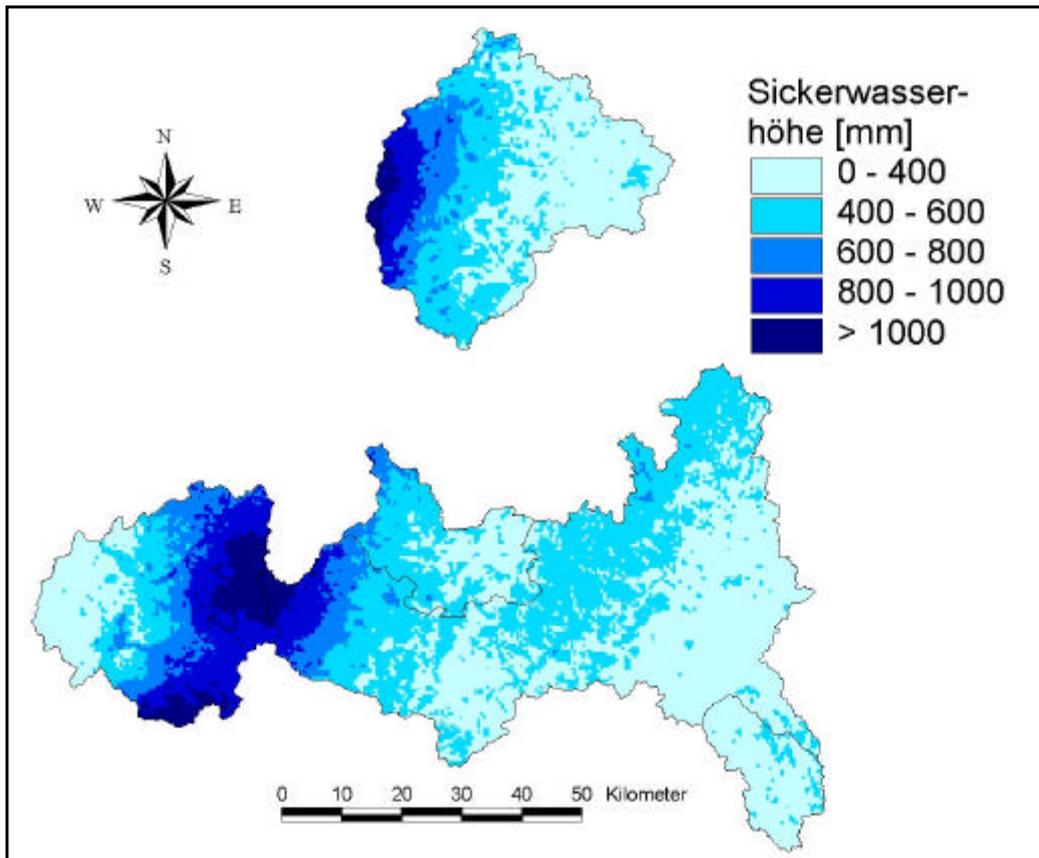


Abb. A7: Aus der Wasserbilanz berechnete Sickerwasserhöhe in den Test-Einzugsgebieten zur Bewertung des Stoffhaushalts

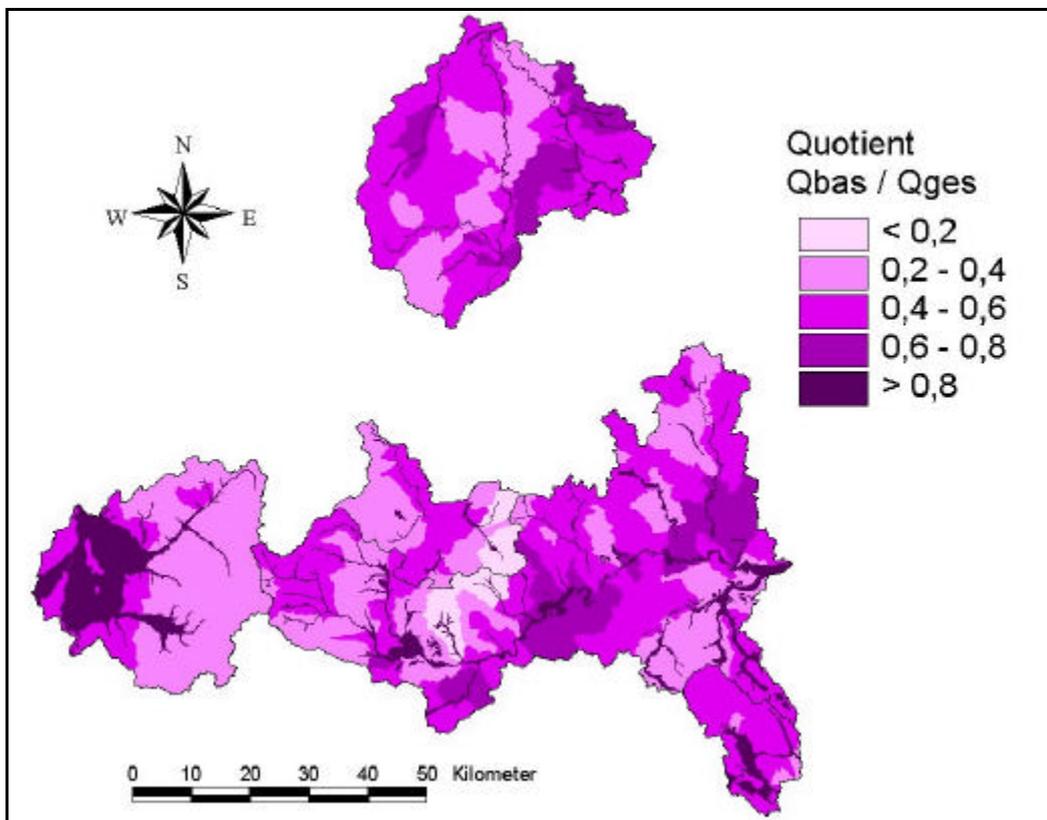


Abb. A8: Berechneter Anteil des Basisabflusses am Gesamtabfluss nach Armbruster et al. (2001) in den Testeinzugsgebieten zur Bewertung des Stoffhaushalts

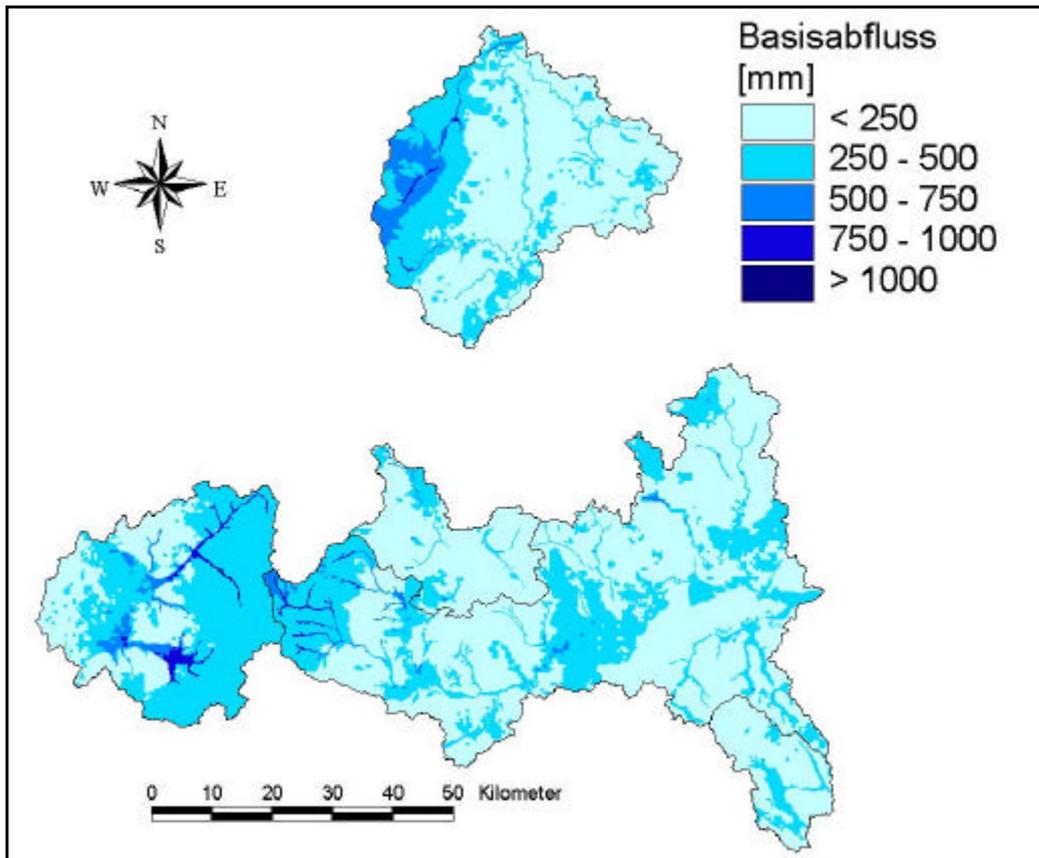


Abb. A9: Aus der Wasserbilanz berechneter Basisabfluss in den Test-Einzugsgebieten zur Bewertung des Stoffhaushalts

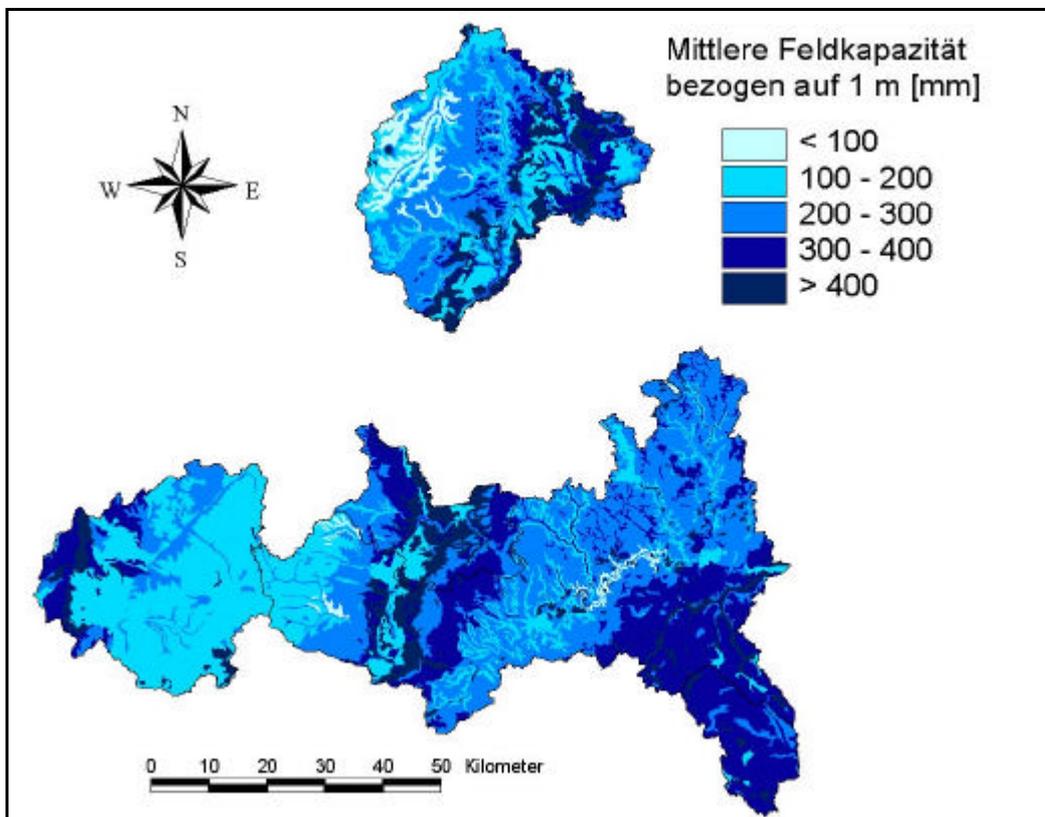


Abb. A10: Berechnete Mittlere Feldkapazität bezogen (auf 10 dm) in den Test-Einzugsgebieten zur Bewertung des Stoffhaushalts

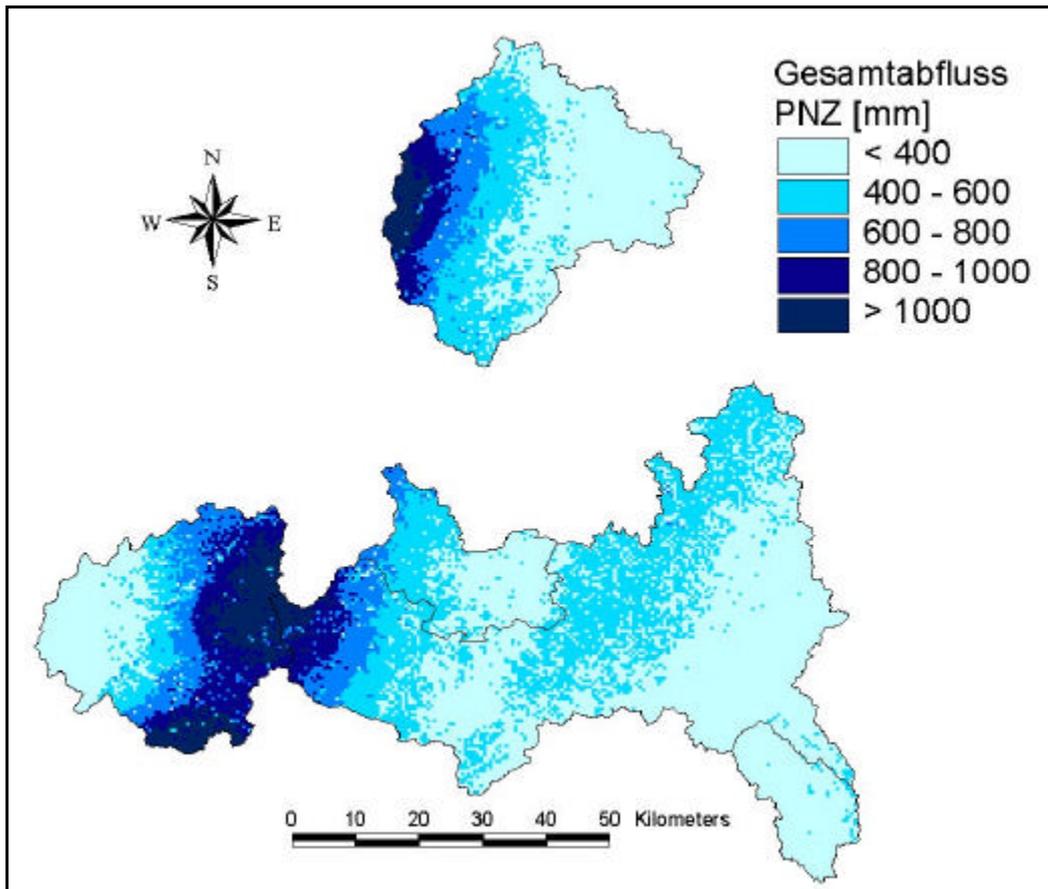


Abb. A11: Berechneter Gesamtabfluss für den Potentiell Natürlichen Zustand

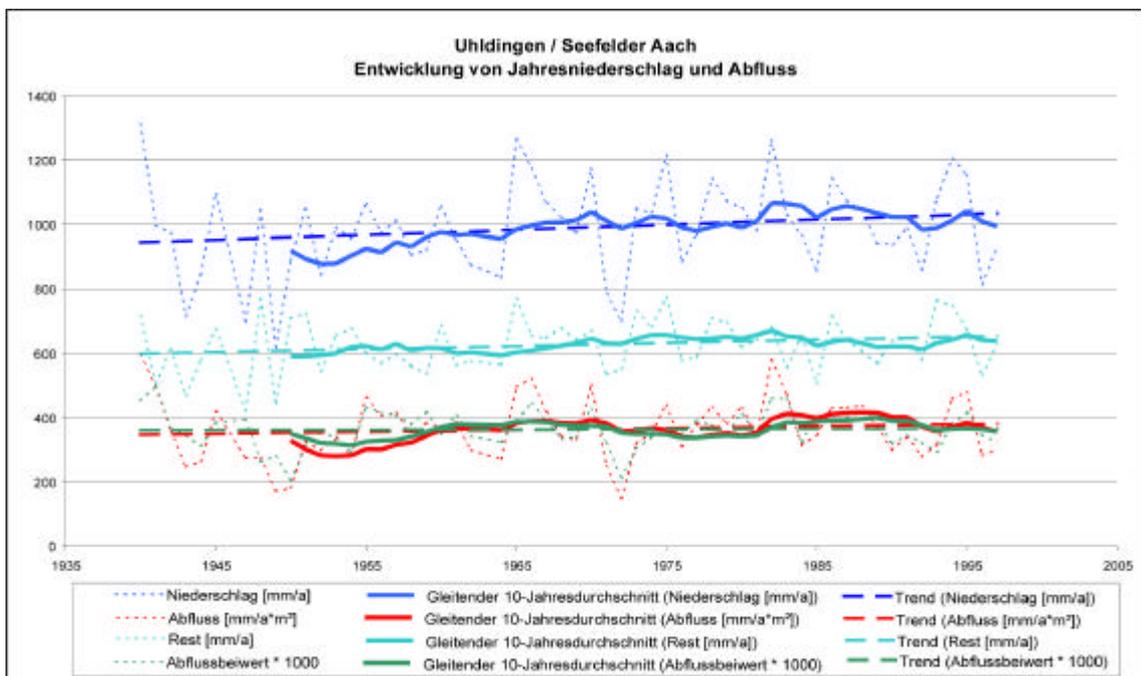


Abb. A12: Entwicklung der Größen der Jahreswasserbilanz für den Pegel Uhdingen/Seefelder Aach

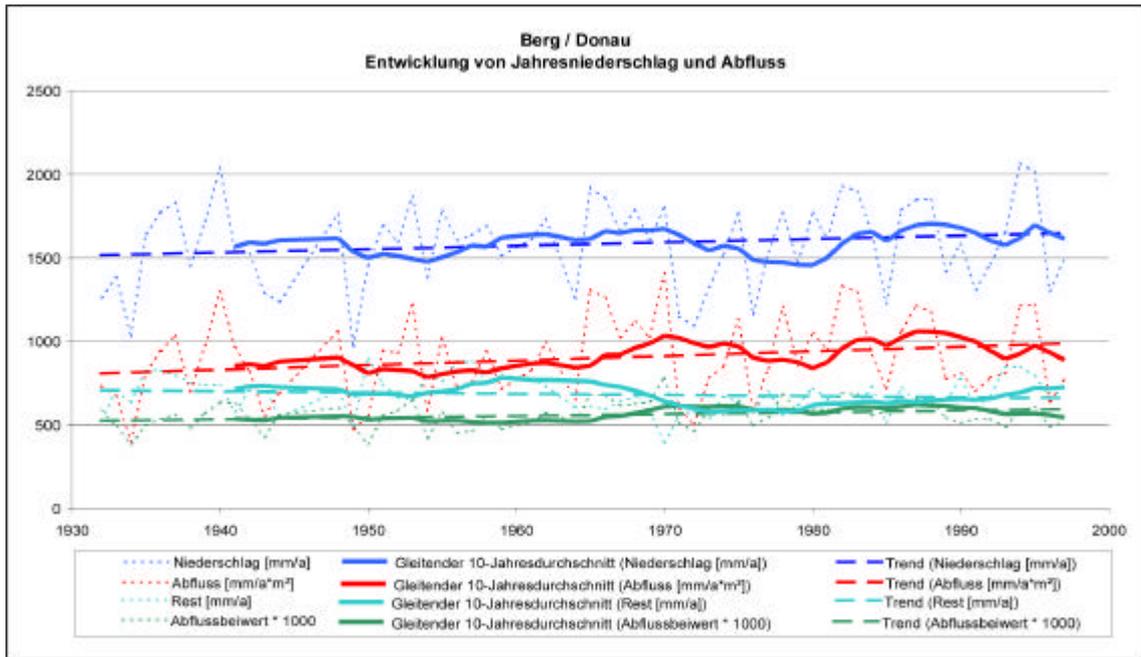


Abb. A13: Entwicklung der Größen der Jahreswasserbilanz für den Pegel Berg/Donau

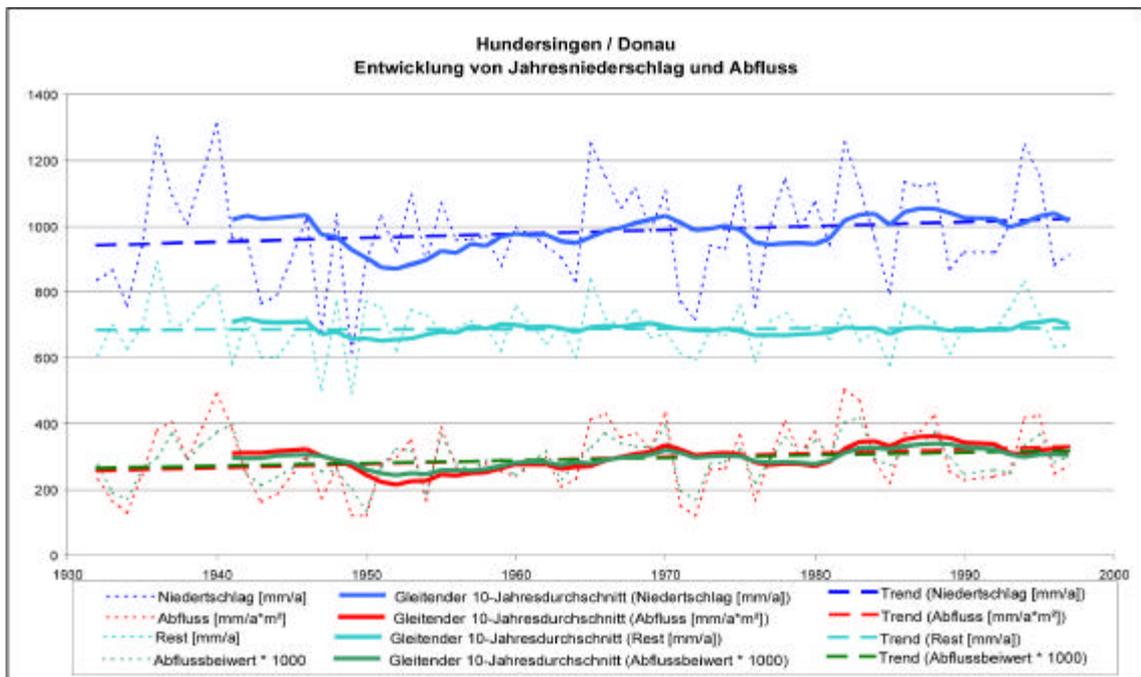


Abb. A14: Entwicklung der Größen der Jahreswasserbilanz für den Pegel Hundersingen/Donau

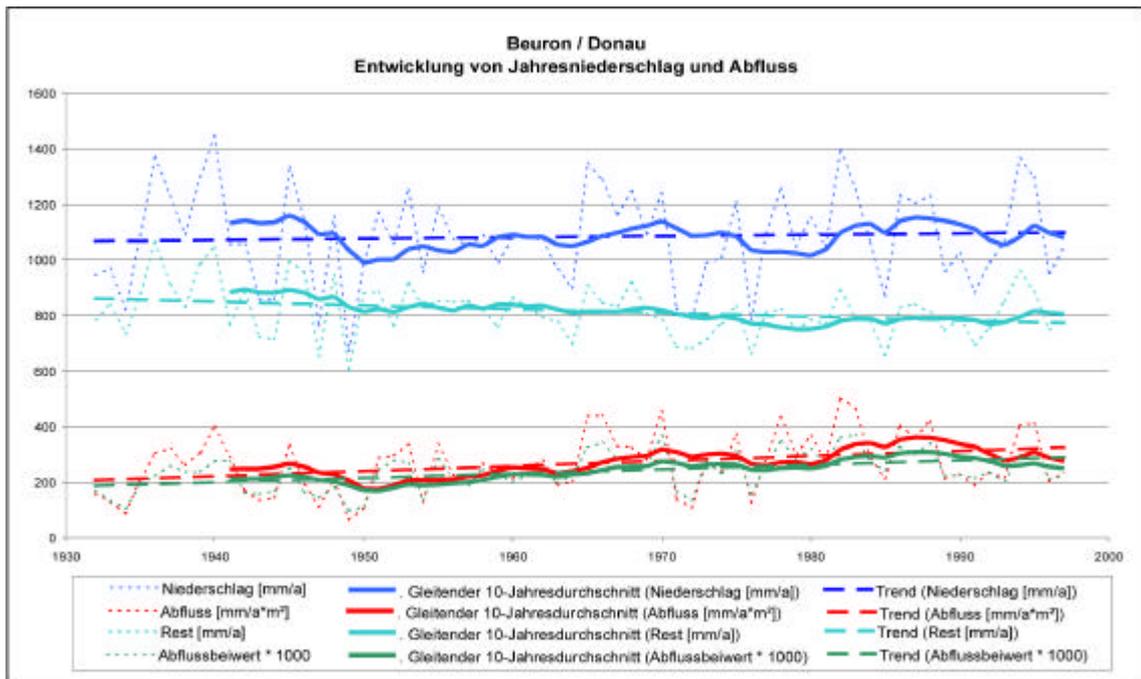


Abb. A15: Entwicklung der Größen der Jahreswasserbilanz für den Pegel Beuron/Donau

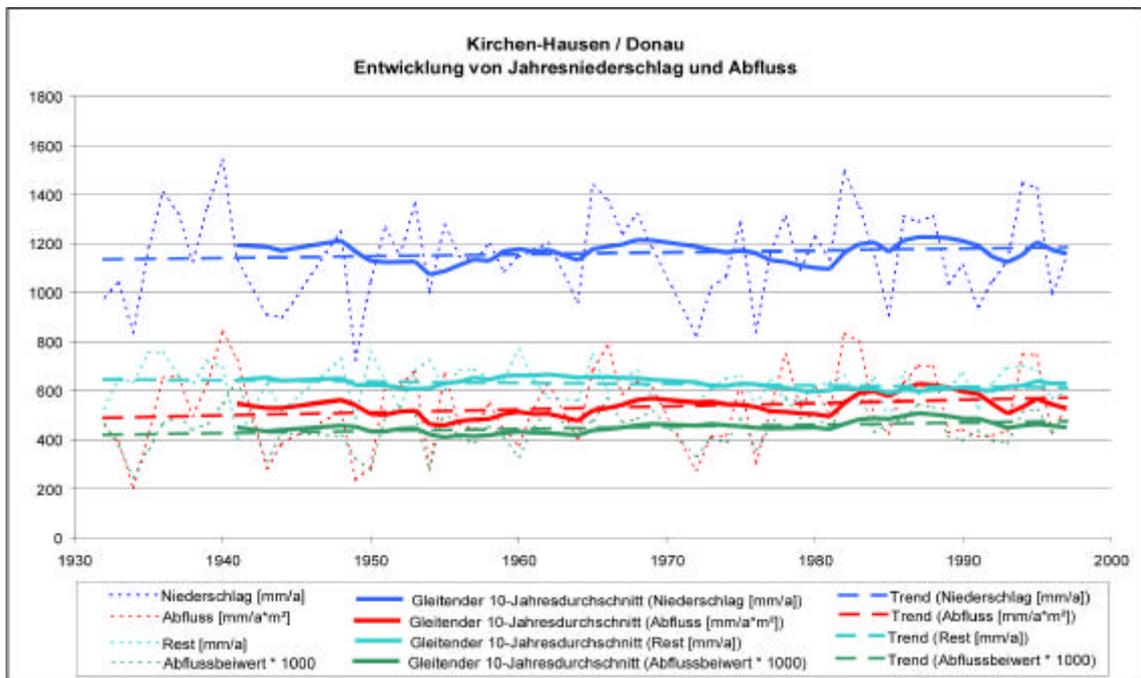


Abb. A16: Entwicklung der Größen der Jahreswasserbilanz für den Pegel Kirchen-Hausen/Donau

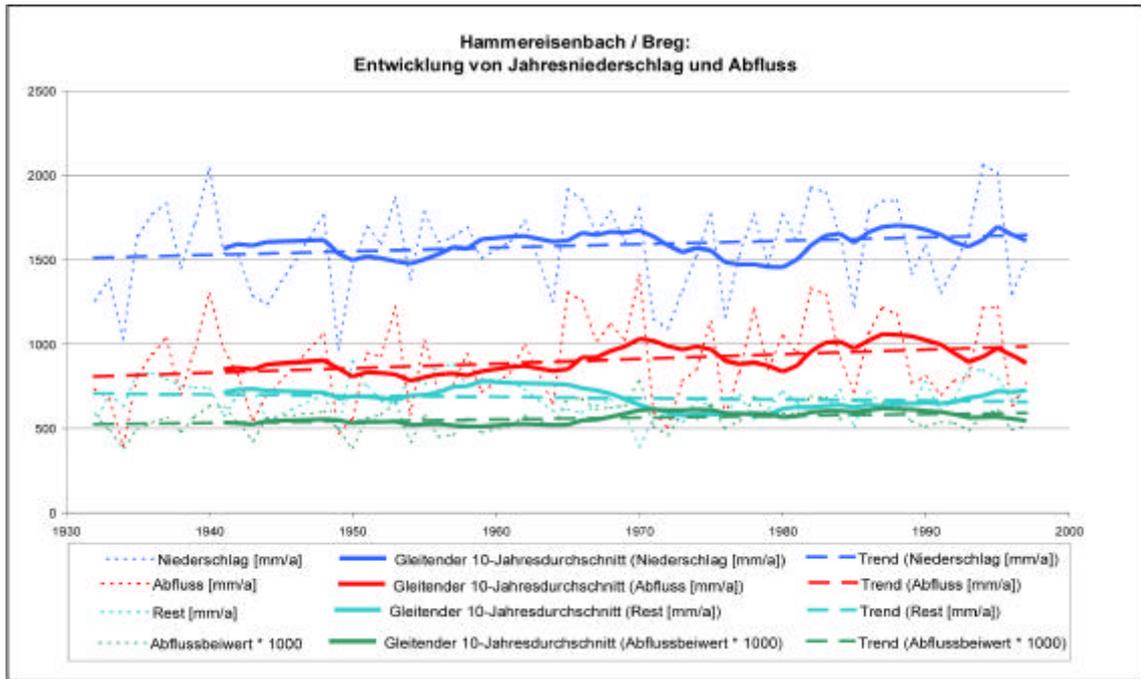


Abb. A17: Entwicklung der Größen der Jahreswasserbilanz für den Pegel Hammereisenbach/Breg

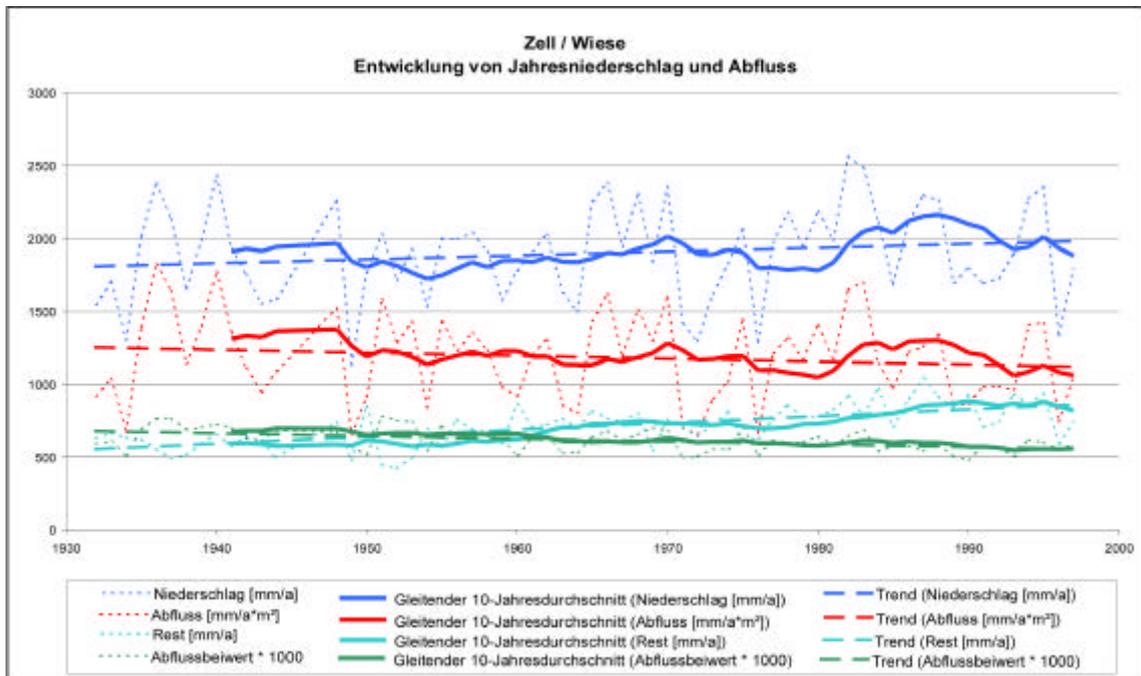


Abb. A18: Entwicklung der Größen der Jahreswasserbilanz für den Pegel Zell/Wiese

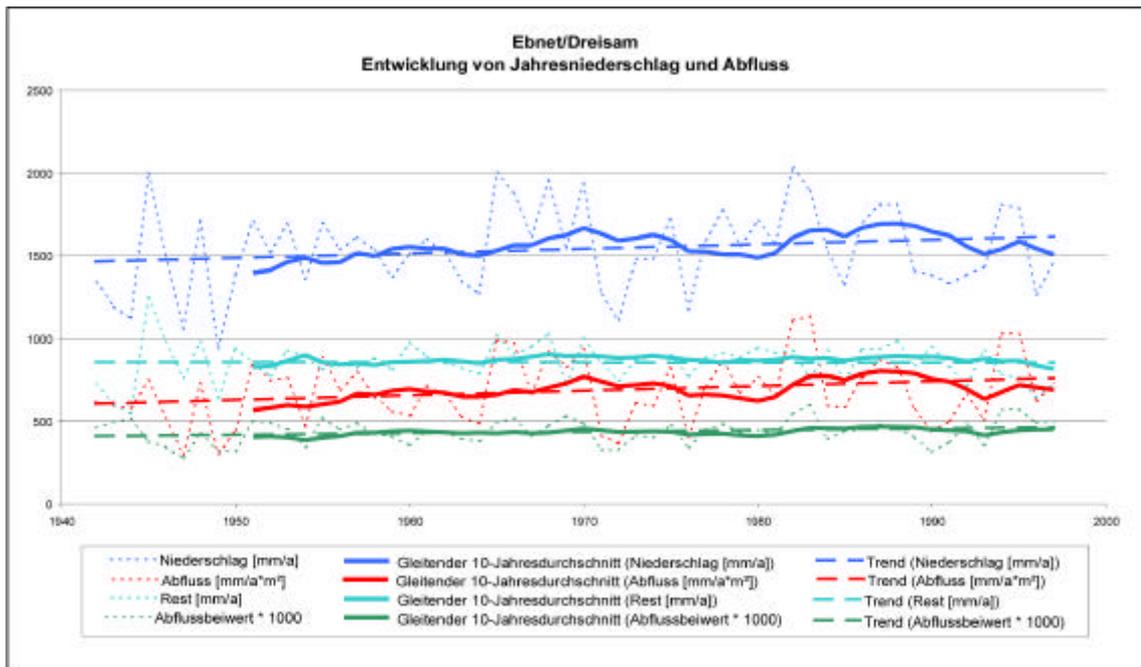


Abb. A19: Entwicklung der Größen der Jahreswasserbilanz für den Pegel Ebnet/Dreisam

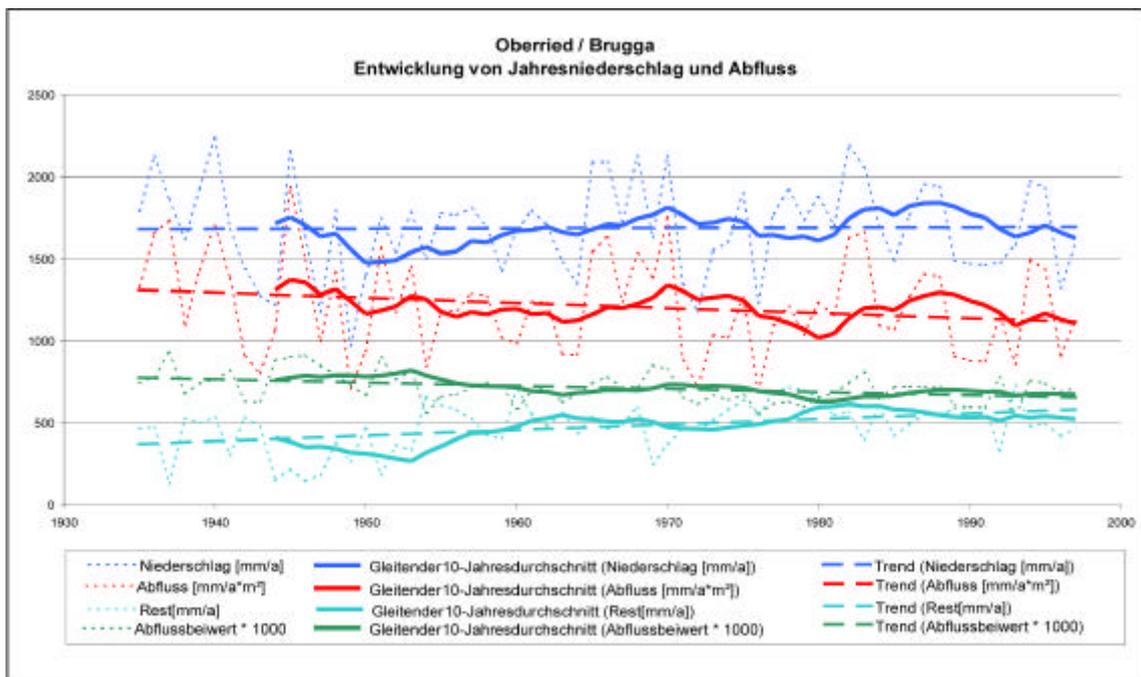


Abb. A20: Entwicklung der Größen der Jahreswasserbilanz für den Pegel Oberried/Brugga

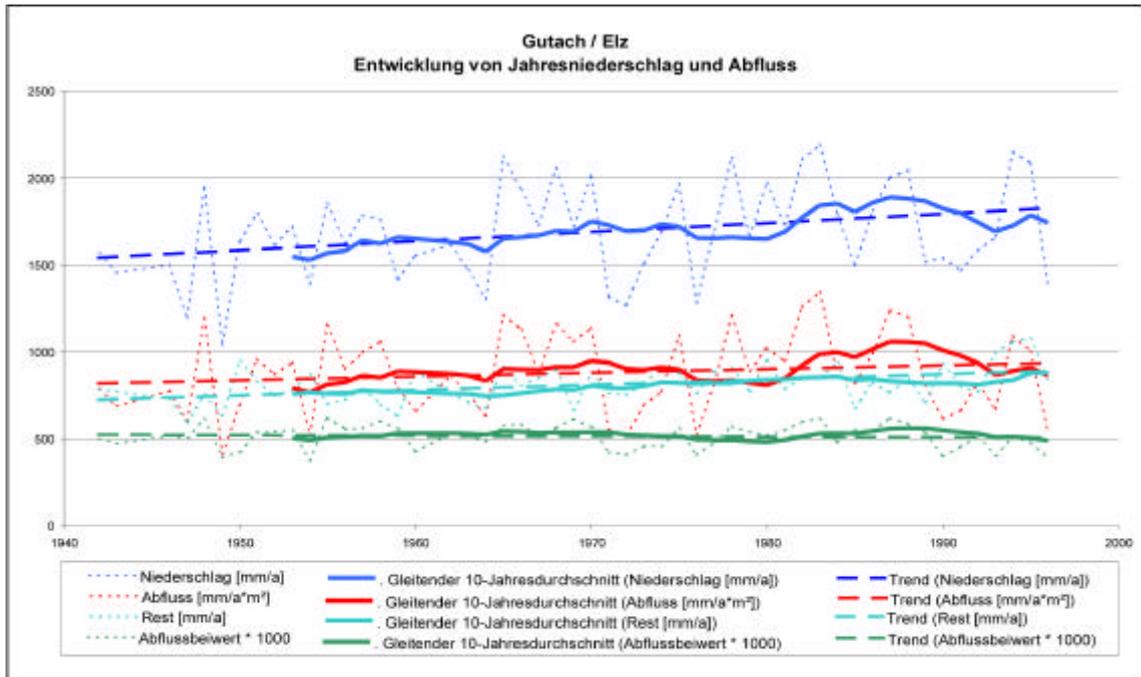


Abb. A21: Entwicklung der Größen der Jahreswasserbilanz für den Pegel Gutach/Elz

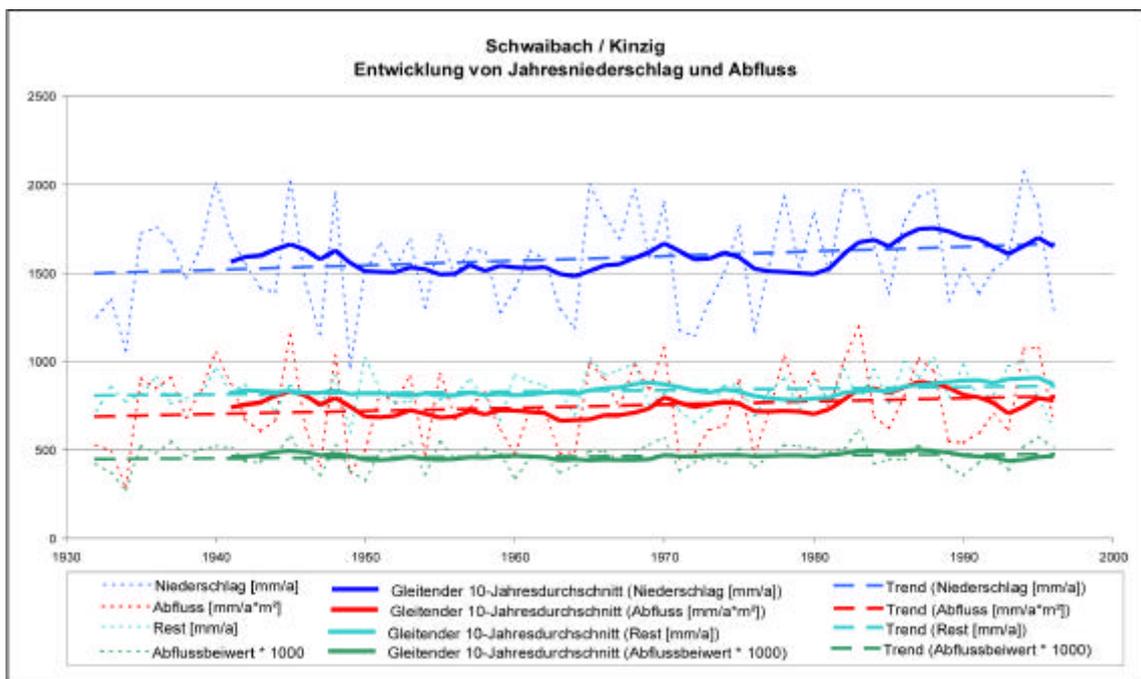


Abb. A22: Entwicklung der Größen der Jahreswasserbilanz für den Pegel Schwaibach/Kinzig

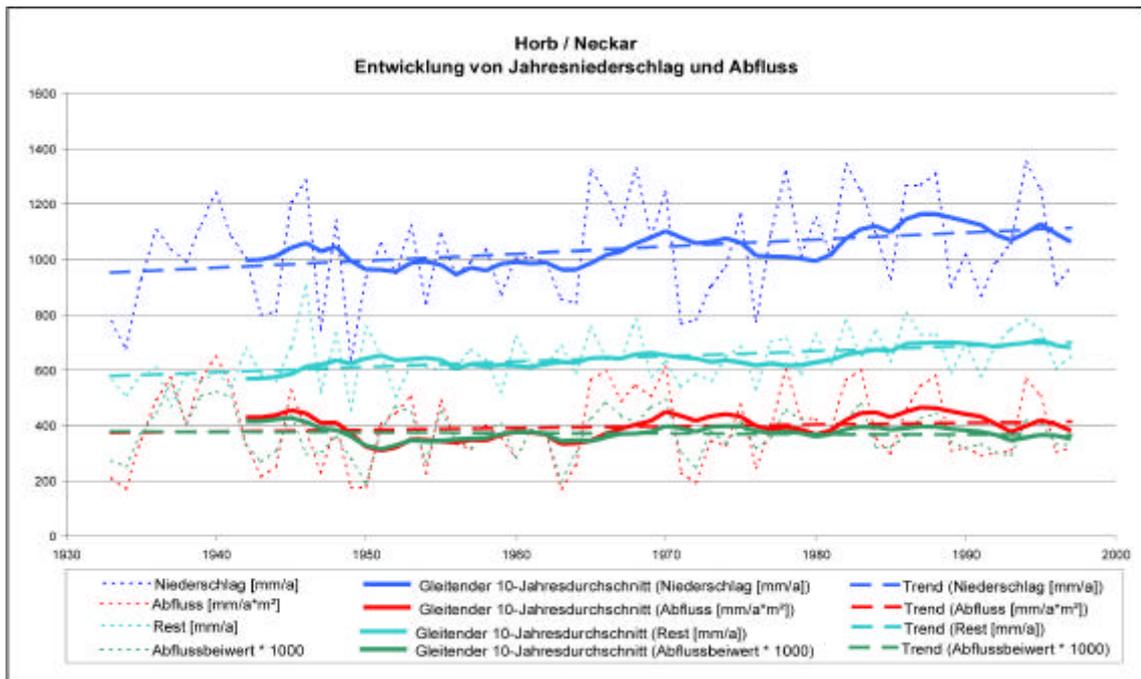


Abb. A23: Entwicklung der Größen der Jahreswasserbilanz für den Pegel Horb/Neckar

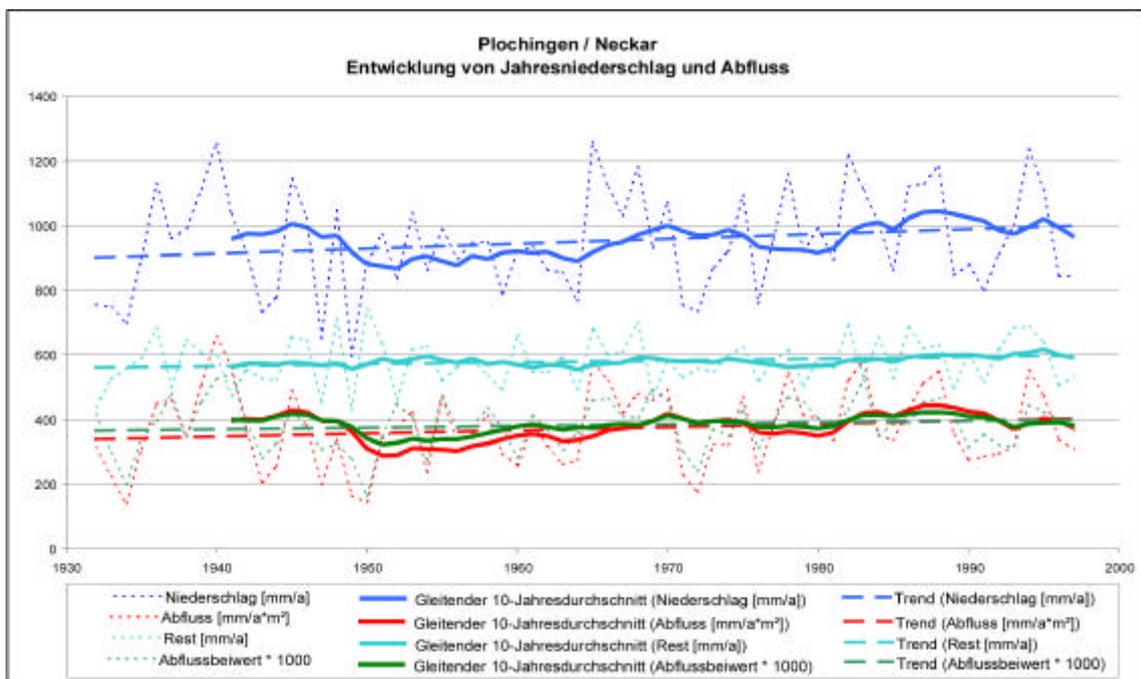


Abb. A24: Entwicklung der Größen der Jahreswasserbilanz für den Pegel Plochingen/Neckar

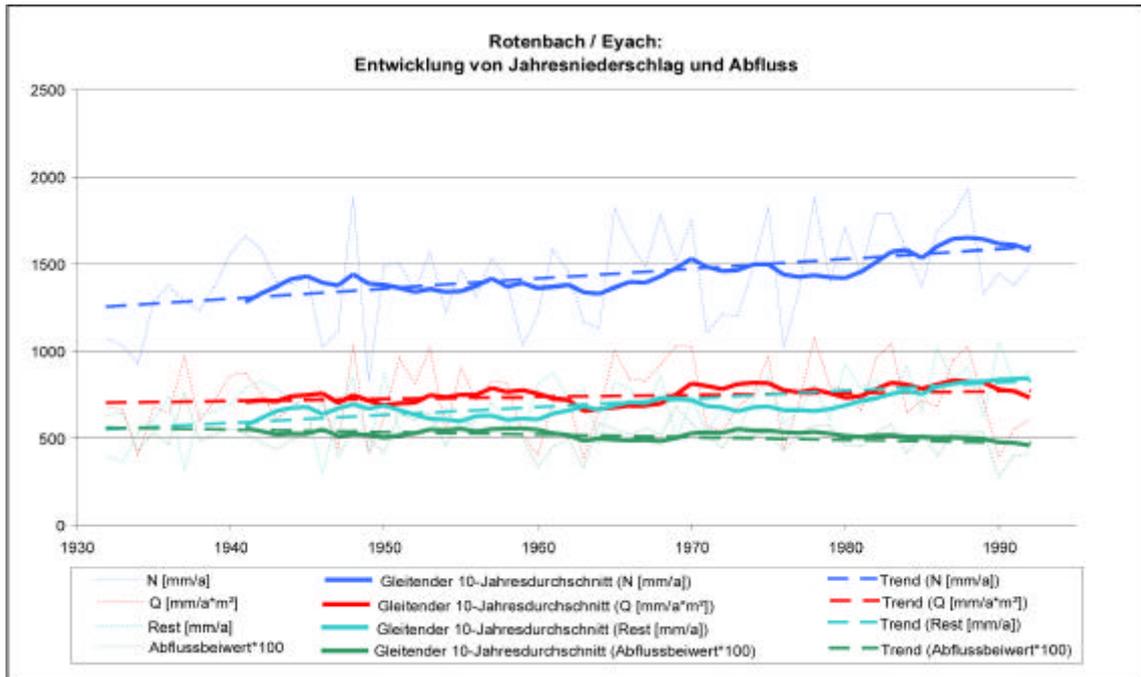


Abb. A25: Entwicklung der Größen der Jahreswasserbilanz für den Pegel Rotenbach/Eyach

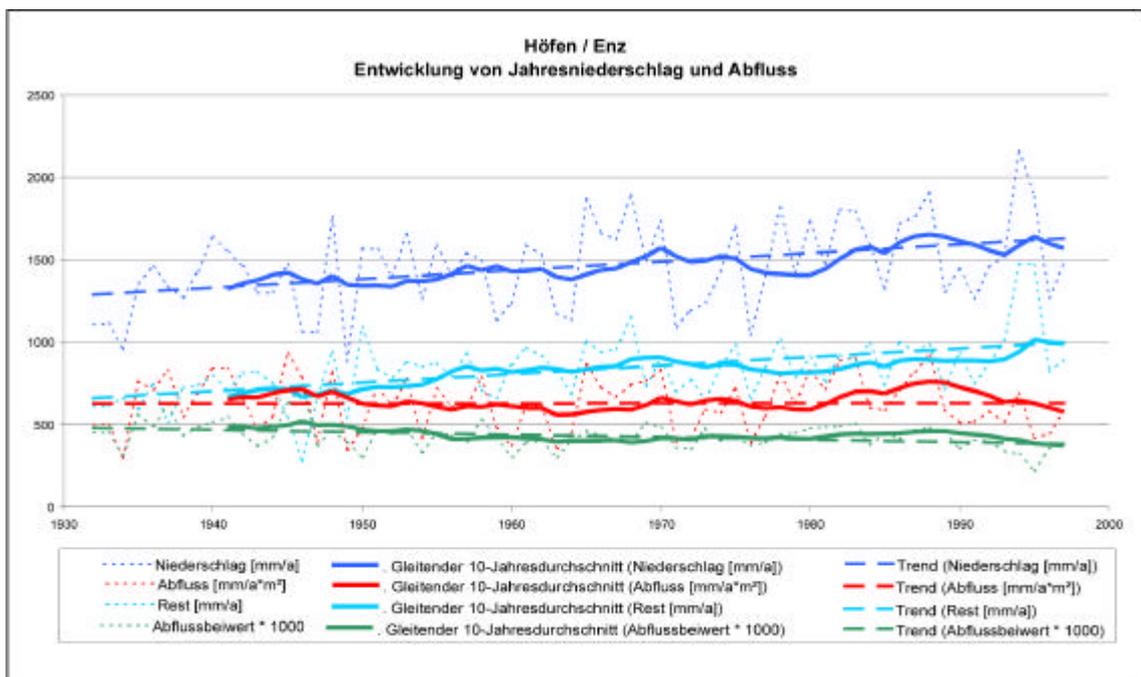


Abb. A26: Entwicklung der Größen der Jahreswasserbilanz für den Pegel Höfen/Enz

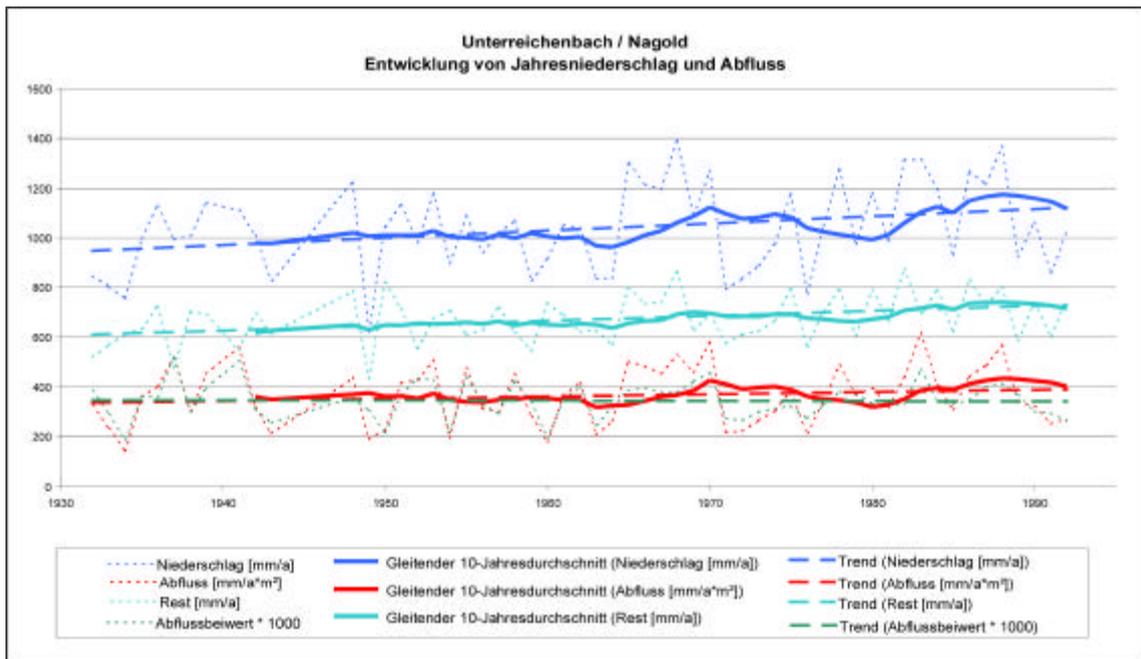


Abb. A27: Entwicklung der Größen der Jahreswasserbilanz für den Pegel Unterreichenbach/Nagold

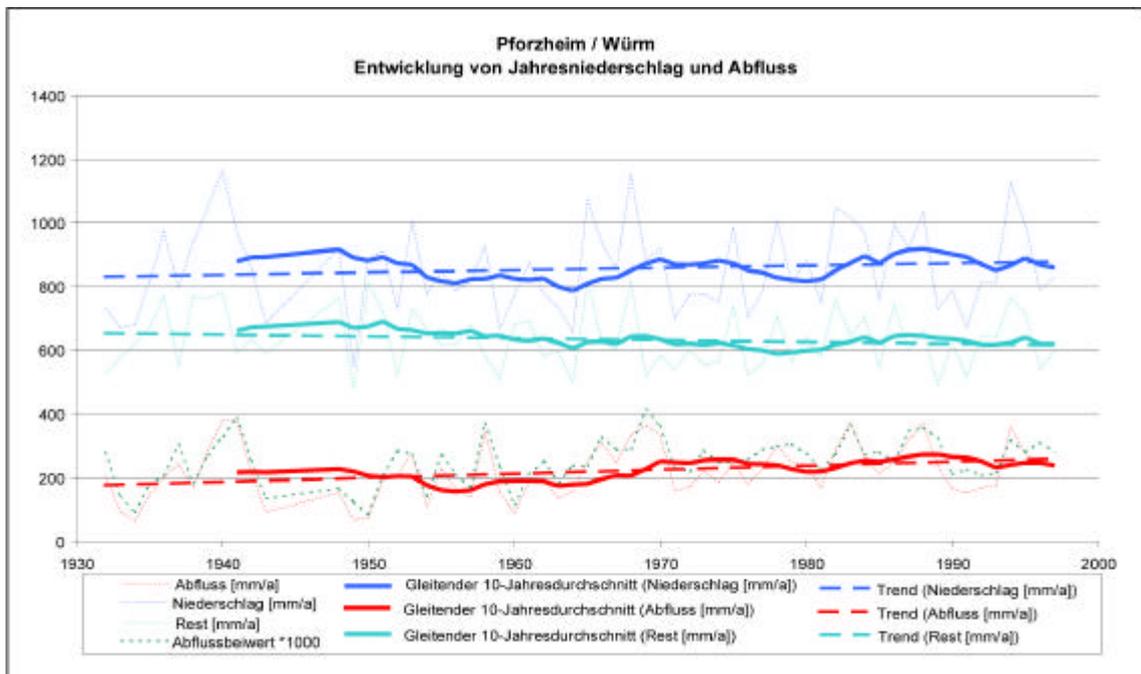


Abb. A28: Entwicklung der Größen der Jahreswasserbilanz für den Pegel Pforzheim/Würm

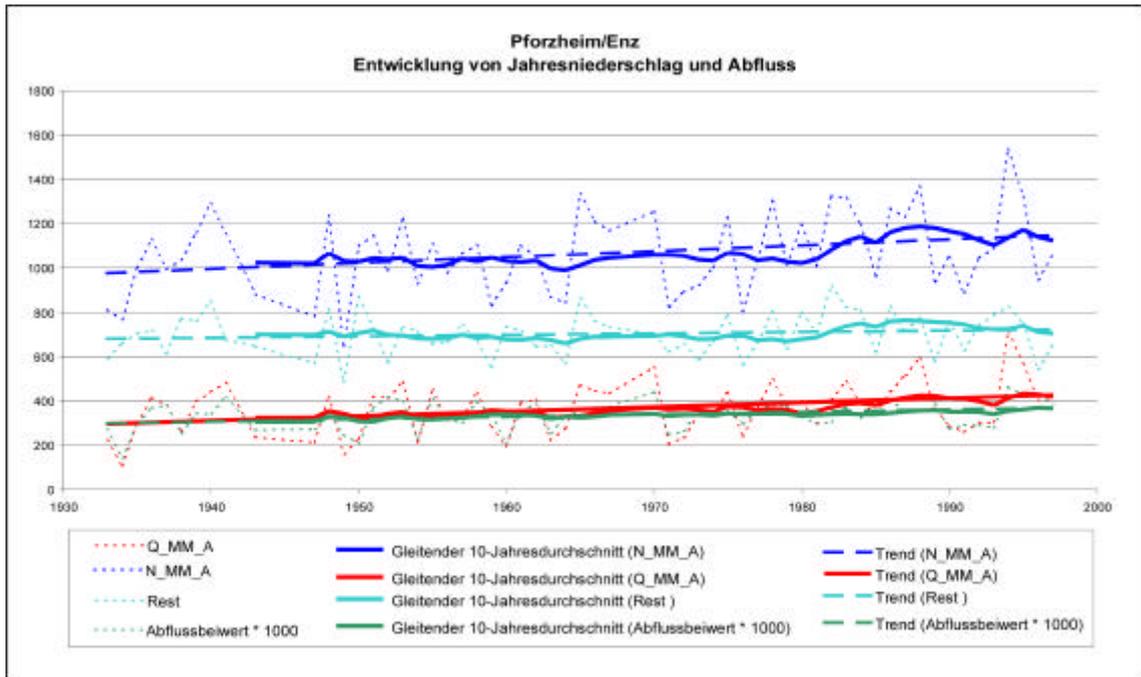


Abb. A29: Entwicklung der Größen der Jahreswasserbilanz für den Pegel Pforzheim/Enz

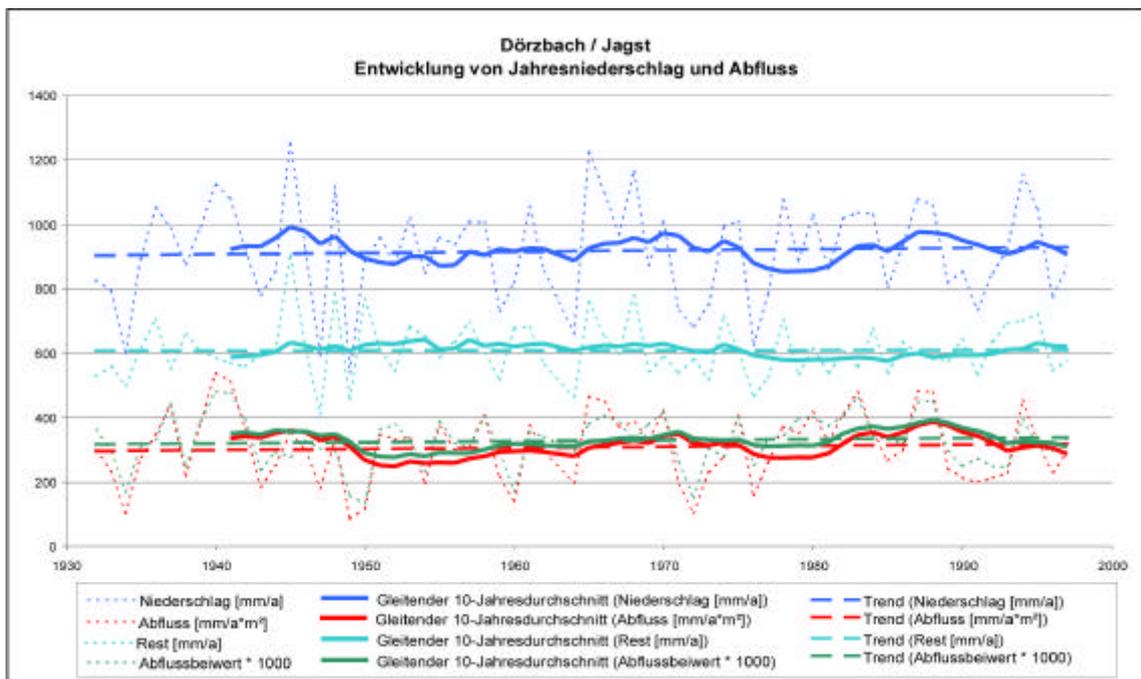


Abb. A30: Entwicklung der Größen der Jahreswasserbilanz für den Pegel Dörzbach/Jagst

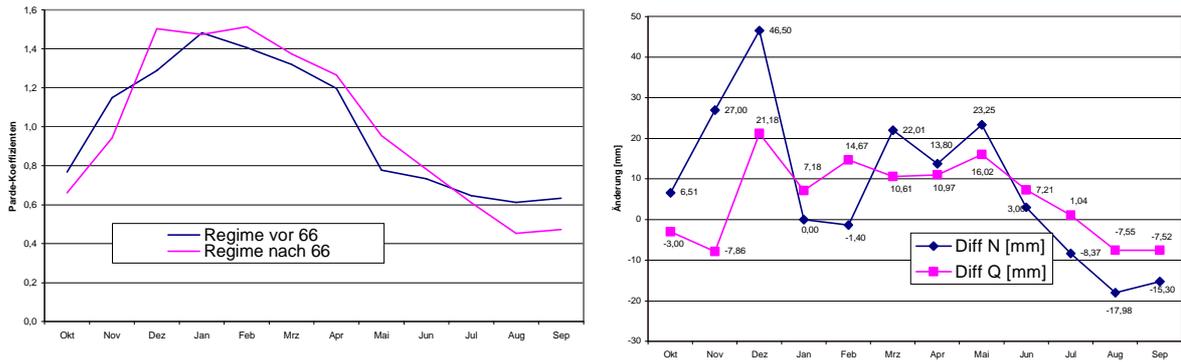


Abb. A31: Parde-Regime des Abflusses sowie Änderung der mittleren Monatswerte des Niederschlages und des Abflusses am Pegel Schwaibach/Kinzig für die Teilzeitreihen vor 1966 und ab 1966

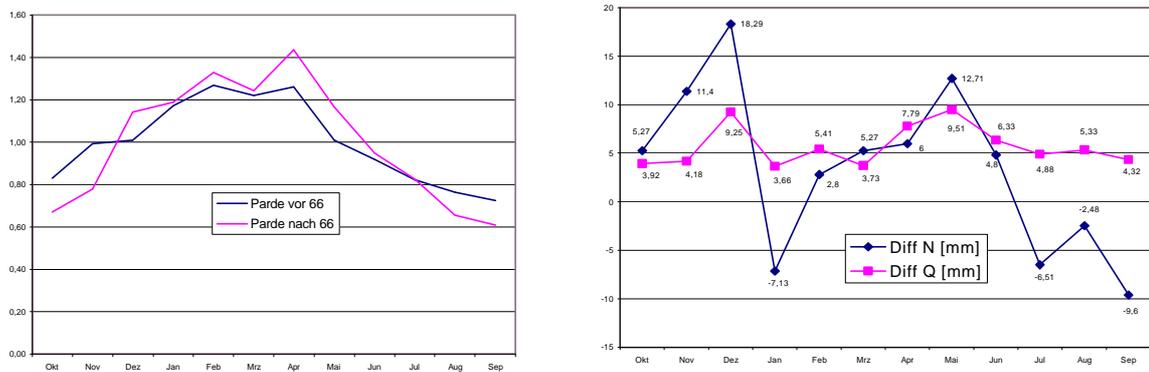


Abb. A32: Parde-Regime des Abflusses sowie Änderung der mittleren Monatswerte des Niederschlages und des Abflusses am Pegel Pforzheim/Würm für die Teilzeitreihen vor 1966 und ab 1966

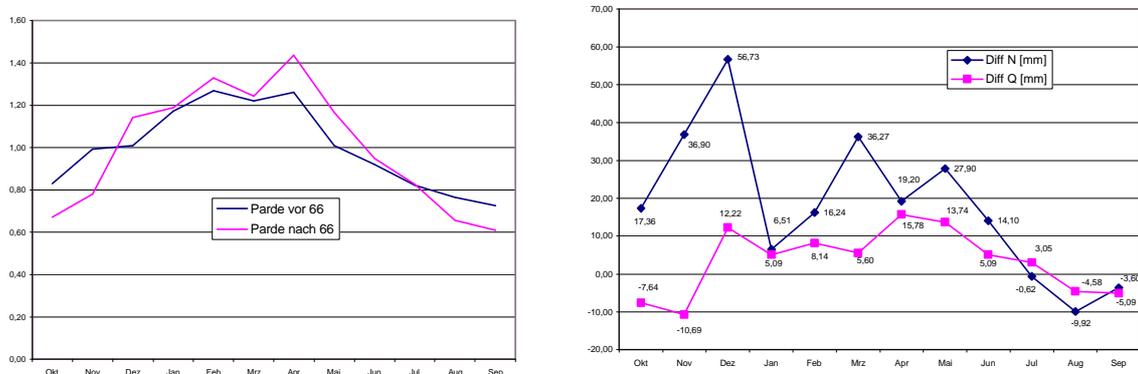


Abb. A33: Parde-Regime des Abflusses sowie Änderung der mittleren Monatswerte des Niederschlages und des Abflusses am Pegel Rotenbach/Eyach für die Teilzeitreihen vor 1966 und ab 1966

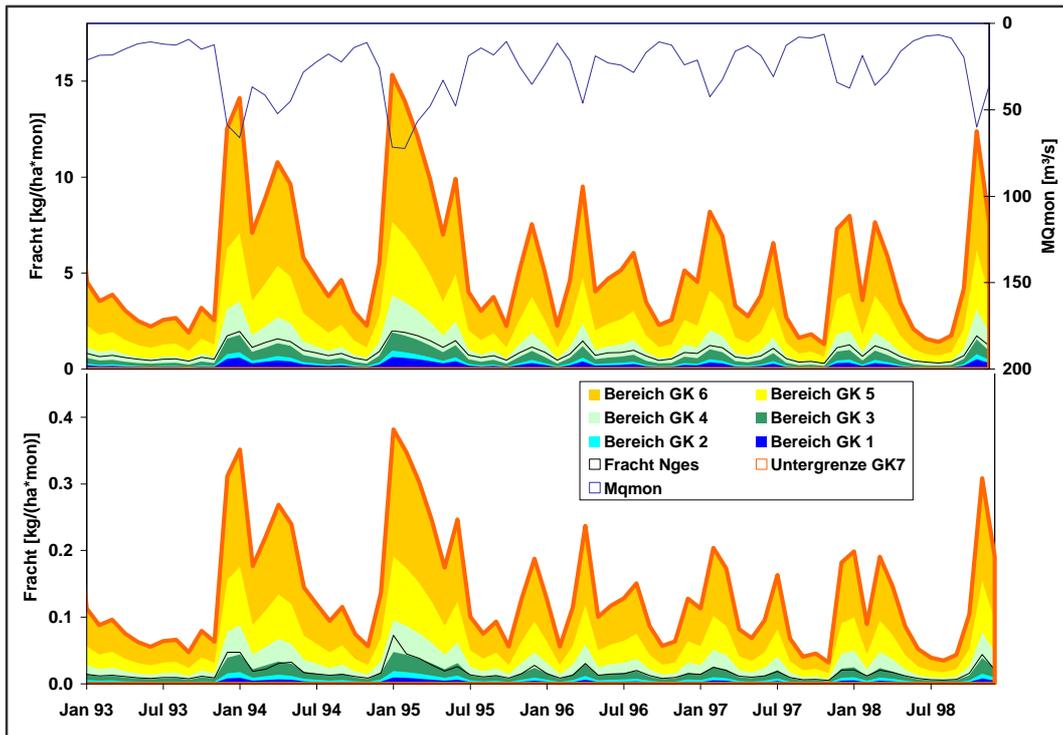


Abb. A34: Bewertung der Stoffdynamik am Beispiel des Pegels Hundersingen/Donau

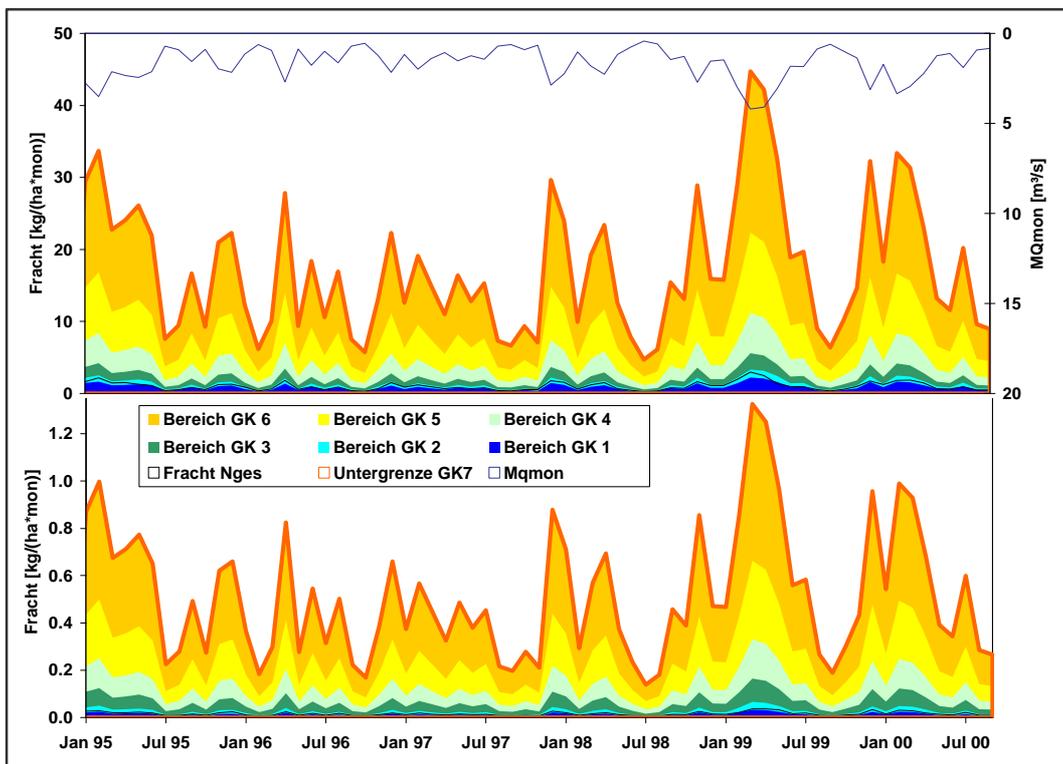


Abb. A35: Bewertung der Stoffdynamik am Beispiel des Pegels Oberried/Brugga

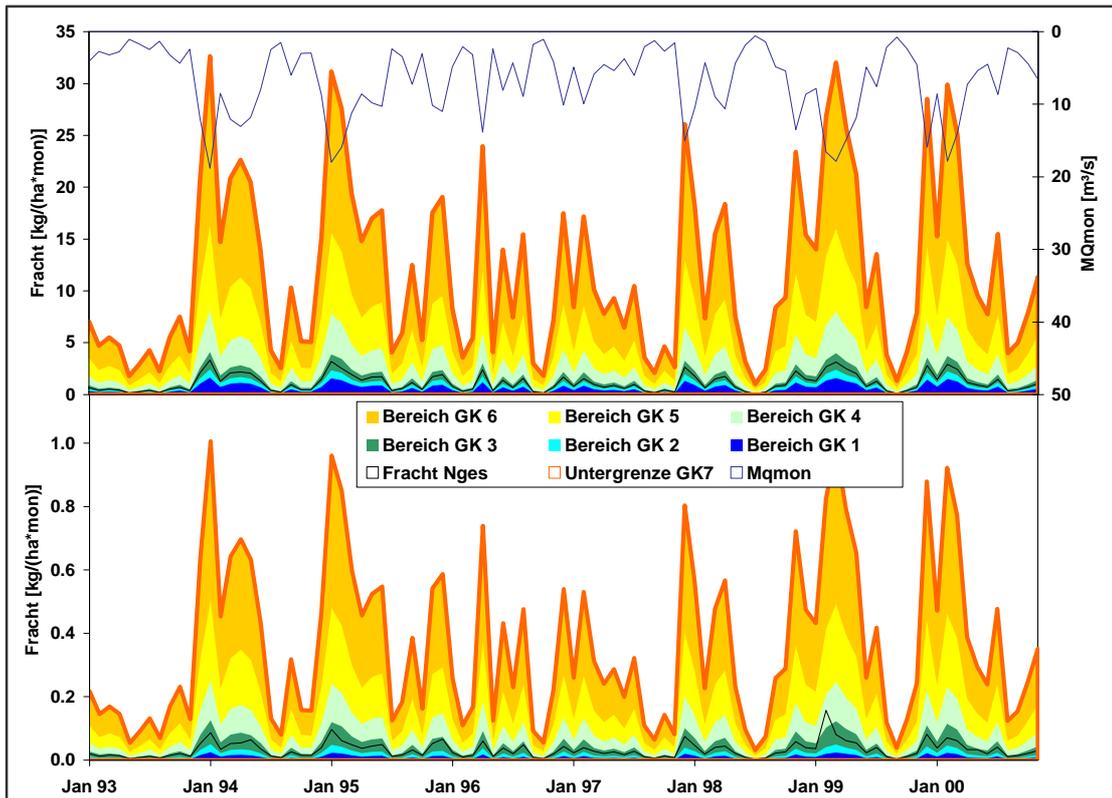


Abb. A36: Bewertung der Stoffdynamik am Beispiel des Pegels Ebnet/Dreisam

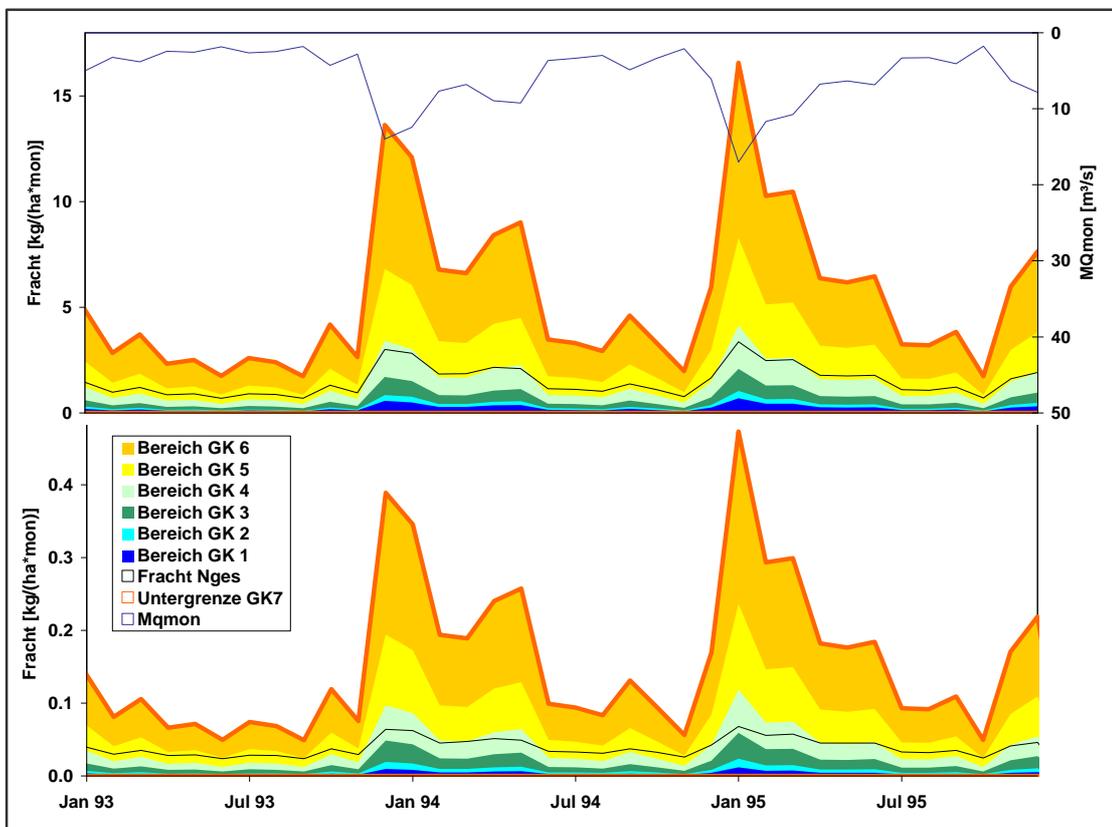


Abb. A37: Bewertung der Stoffdynamik am Beispiel des Pegels Rottweil/Neckar

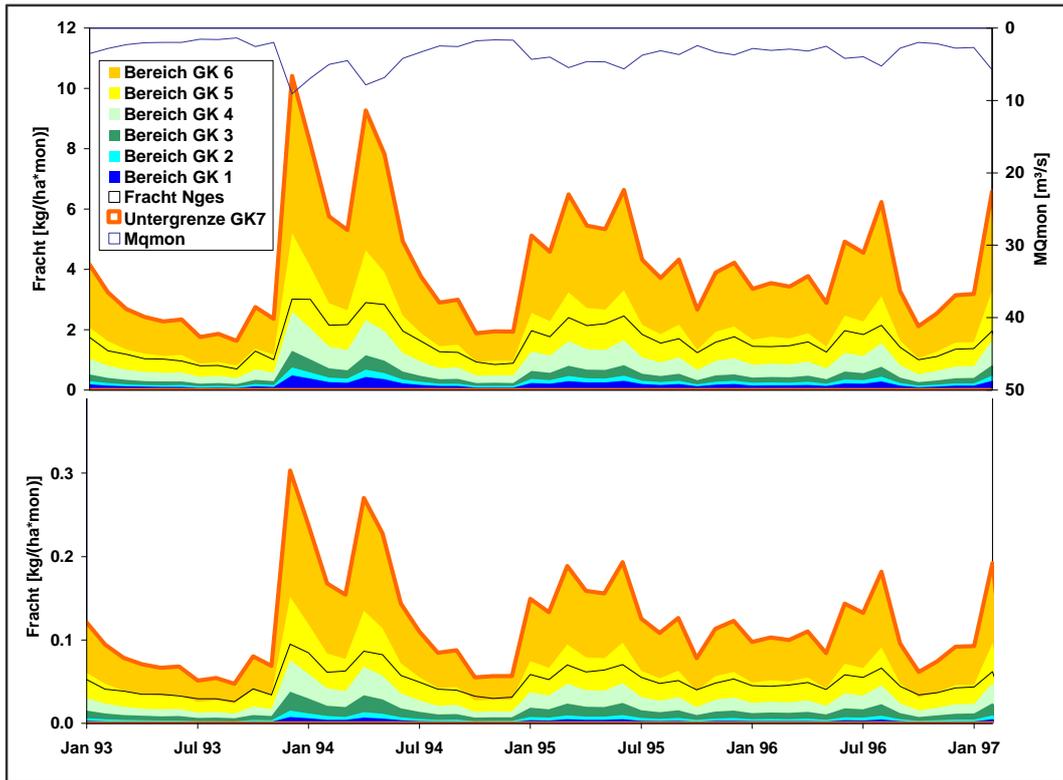


Abb. A38: Bewertung der Stoffdynamik am Beispiel des Pegels Pforzheim/Würm