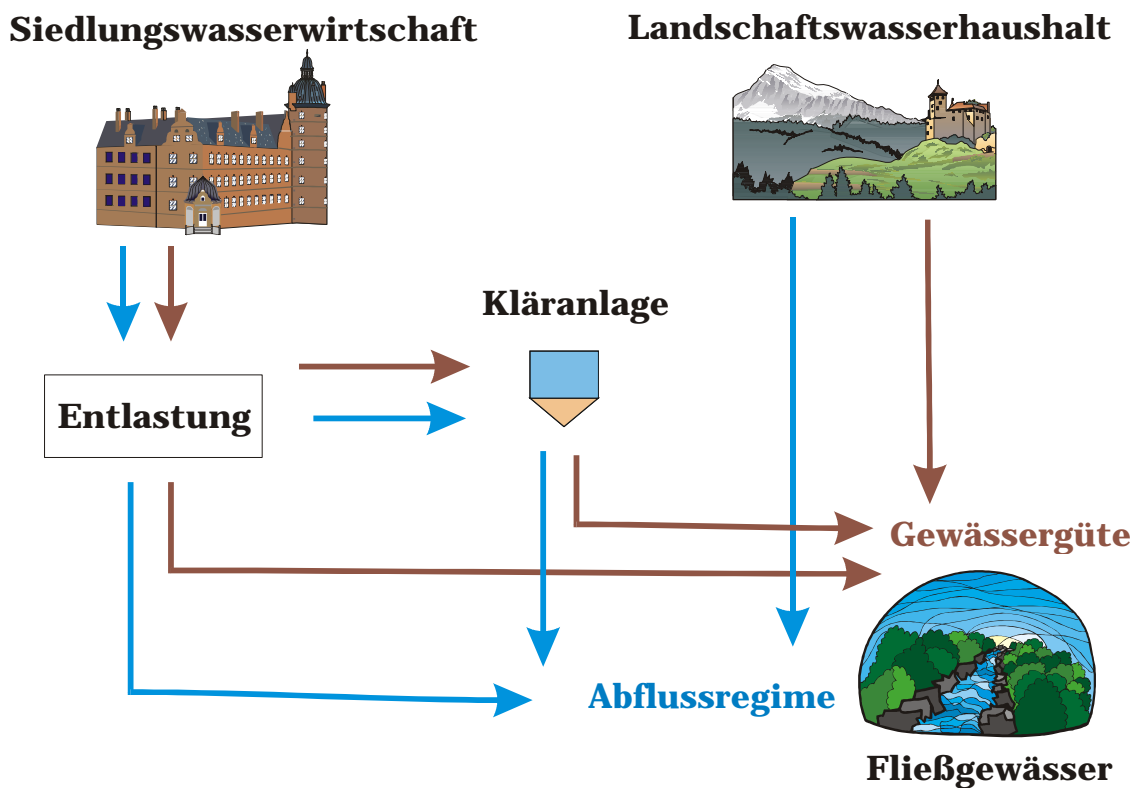


INTEGRIERTE SIEDLUNGSWASSERWIRTSCHAFTLICHE PLANUNG

Eine einzugsgebietsweite Betrachtung
der Regenwasserbewirtschaftung in Siedlungsgebieten
im Hinblick auf eine nachhaltige und optimierte Sanierungsstrategie



Integrierte siedlungswasserwirtschaftliche Planung

Eine einzugsgebietsweite Betrachtung der Regenwasserbewirtschaftung in Siedlungsgebieten im Hinblick auf eine nachhaltige und optimierte Sanierungsstrategie

Von der Fakultät
Bauingenieurwesen und Geodäsie
der Universität Hannover
zur Erlangung des Grades eines

DOKTORS DER INGENIEURWISSENSCHAFTEN

Dr.-Ing.

genehmigte Dissertation von

Dipl. Ing. Ullrich Zimmerman

geboren am 17. August 1970
in Frankfurt / Main

2005

Referent: Prof. Dr.-Ing. Friedhelm Sieker

Korreferent: Prof. Dr.-Ing. Karl-Heinz Rosenwinkel

Tag der Promotion: 1. April 2005

Inhaltsverzeichnis

1	Einleitung	6
1.1	Problemstellung	9
1.2	Zielsetzung	11
1.3	Vorgehensweise	12
I.	Problemwahrnehmung und Problemdefinition.....	15
2	Erweiterung des Planungsrahmens.....	15
2.1	Einführung	15
2.2	Die Erweiterung des wasserwirtschaftlichen Planungsrahmens	16
2.3	Nicht technische Problemfelder der integrierten wasserwirtschaftlichen Planung.....	18
2.4	Planungsprozesse und gesellschaftlicher Kontext.....	22
2.4.1	Der notwendige Aufbau einer integrierten Planung	26
2.5	Neue Werkzeuge	29
2.6	Gesetzgeberisches Handeln	29
2.7	Wasserwirtschaftlicher Emissionshandel.....	30
2.7.1	Prinzip des Emissionshandels	30
2.7.2	Emissionshandel für ein wasserwirtschaftliches Einzugsgebiet: Qualitativ	32
II.	Bestandsaufnahme	36
3	Grundlagen	36
3.1	Einführung	36
3.2	Meteorologische Daten	36
3.3	Siedlungswasserwirtschaft.....	39
3.4	Einzugsgebiet	39
3.5	Daten zur Gewässergüte.....	40
3.6	Die Glems und ihr Einzugsgebiet	41
3.7	Niederschlag	46
3.8	Abflussregime	47
3.9	Gewässergüte.....	49
3.10	Siedlungseinflüsse	53
III.	Zielformulierung	56
4	Zielbestimmung und Zielgrößenwahl	56
4.1	Einführung	56
4.1.1	Leitbilder und Leitlinien	57
4.1.2	Qualitätsziele	57
4.1.3	Qualitätsparameter	57
4.2	Zielsystem für das Beispielgebiet.....	58
4.2.1	Qualitätsparameter: Strukturgüte.....	59
4.2.2	Qualitätsparameter der chemischen Gewässergüte.....	60
4.2.3	Zielgrößen für das Abflussregime	62
4.2.4	Kosten	62
5	Werkzeugwahl und Werkzeuganwendung.....	63
5.1	Einführung	63
5.2	Schmutzfrachtmodellierung.....	64
5.3	Modell für die Wasserhaushaltsberechnung: NASIM.....	65
5.4	Gewässergütemodell: ATV-FGSM	67
5.4.1	Einführung und Modellbeschreibung.....	68
5.4.2	Eingabedaten und Randbedingungen.....	68
6	Integriertes Einzugsgebietsmodell.....	75
6.1	Erstellung des integrierten Modells	76
6.2	Modellgüte	80
6.3	Gesamteinzugsgebiet	81
6.4	Verknüpfung der N-A-Modellierung mit dem Gewässergütemodell	83

6.5	Anpassung des Gewässergütemodells an Messdaten	85
IV.	Szenariientwicklung.....	88
7	Maßnahmen und Maßnahmenpotentiale	88
7.1	Einführung	88
7.2	Rahmenbedingungen.....	88
7.3	Referenzzustand.....	90
7.4	AKP-Umsetzung	90
7.5	Abkopplung	91
7.5.1	Beschreibung.....	91
7.5.2	Potentiale	92
7.5.3	Modelltechnische Umsetzung	95
7.6	Drosselerhöhung.....	96
7.7	Bodenfilter.....	96
7.8	Kombination	96
V.	Bewertung.....	98
8	Literaturauswertung: Haben dezentrale Regenwasserbewirtschaftungsmaßnahmen hochwasserdämpfende Wirkung?	98
8.1	Regenwasserbewirtschaftung und Hochwasserbildung.....	100
8.2	Identifizierte Abflussprozesse.....	101
8.3	Oberflächige Abflussbildungsprozesse.....	101
8.4	Bodenbürtige Abflussprozesse „Subsurface stormflow“	104
8.5	Basis- oder Grundwasserabfluss.....	105
8.6	Mögliche Überprägung der Abflussbildungsprozesse	105
8.7	Abflussbildungsprozesse in Siedlungsgebieten.....	106
8.8	Wasserhaushalt von Böden unterhalb von Siedlungsgebieten	107
8.9	Schlussfolgerungen für die dezentrale Regenwasserbewirtschaftung in Siedlungsgebieten	111
8.10	Dezentrale Regenwasserbewirtschaftung und ihre Auswirkung auf den Wasserhaushalt.....	112
8.11	Schlussfolgerungen für die modelltechnische Erfassung der Hochwasserbildung....	115
9	Ergebnisse	120
9.1	Der Hochwasserabfluss	120
9.1.1	Einordnung der Ergebnisse: Vergleich Literaturauswertung und Berechnungen	128
9.1.2	Fazit zur Hochwasserbeeinflussung durch dezentrale Regenwasserbewirtschaftungsmaßnahmen	131
9.2	Schadstofffrachten	132
9.2.1	Einordnung der Ergebnisse	137
9.2.2	Weitere Darstellungen der Berechnungsergebnisse in thematischen Karten.....	141
9.3	Morphologie	144
9.3.1	Die Anzahl der Überlaufereignisse.....	144
9.3.2	Überlaufmenge pro Jahr	144
9.3.3	Der bettbildende Abfluss.....	144
9.4	Konzentrationsveränderungen	149
9.4.1	Vorbemerkungen	149
9.4.2	Simulationsergebnisse für die organische Gewässerbelastung (BSB5) und die Gewässerbelastung mit Schwebstoffen (abfiltrierbare Stoffe - AFS).....	151
9.4.3	Interpretation der Simulationsergebnisse.....	151
9.5	Kosten der Maßnahmenzenarien	157
9.5.1	Betriebskosten.....	158
9.5.2	Investitionskosten	160
9.5.3	Projektkostenbarwerte	161

10	Bewertung der Ergebnisse mittels multikriterieller Analysemethoden	163
10.1	Einführung	163
10.2	Methoden.....	164
10.3	Bewertung der Zielgrößen für das untersuchte Einzugsgebiet	165
10.4	Sensitivitätsanalysen.....	169
11	Zusammenfassung.....	173
12	Ausblick.....	175
13	Literatur	176
14	Software.....	180
15	Abkürzungen	181
16	Tabellenverzeichnis.....	182
17	Abbildungsverzeichnis.....	184
18	Anhang:.....	187

Keywords

Integrated watershed-based restoration planning, Source control measures, Retrofitting, urban storm water management

Summary

The European Water Framework Directive focuses on watersheds, while urban drainage master planning generally stops at the city border. This work outlines the results of a project to create and optimize an integrated watershed-wide master plan for the Glems watershed (approx. 200km²) in south western Germany. Significantly, this watershed encompasses ten communities, and the planning goal was to determine how best to use combinations of existing stormwater management options to effectively balance issues of water quality and water quantity. The result is an integrated watershed-wide drainage restoration strategy which sets forth appropriate combinations of individual stormwater management measures ideally for balancing quality, quantity and costs.

Simulations of the impact of urban drainage systems on the river system included the following sub targets:

- Pollutants load (e.g. Suspended Solids, COD,)
- Nutrients load (Nitrate and Phosphorus),
- Ammonium and Oxygen concentrations,
- Hydraulic stress (expresses by floods with a return period of 1 yr.),
- Flood runoff (return period 100yrs.), and
- Restoration costs (investments and maintenance)

To achieve these ends, three different water software models (water budget model, urban run-off and flux model, water quality model) were combined. The 30 years rain period used for this simulation was highly spatial distributed (twelve 49 km² precipitation cells) and precise (5 min. time step). Additionally, each proposed Best Management Practices (BMP) were analyzed to get realistic estimations of their spatial distribution through a GIS-based pre-processing. Furthermore the modelling results were post-processed and displayed via GIS. In this way, analysis occurred both locally and watershed-wide. Finally, the results of the model simulations were analyzed and optimized by a Multi-Criteria Analysis (MCA-Tools) tool (utility analysis).

Six different restoration scenarios were designed to compare their behaviour on the described sub-targets. The scenarios were:

- The present state
- Conventional restoration measures (construction of CSO`s and retention tanks),
- Source control measures (swale and trench systems),
- An increased combined sewage flow into the waste water treatment plant
- Constructed wetlands and

- The optimized combination of the individual methods.

The results of the calculations can be summarized to the following points:

Regarding models

- Spatially detailed distribution of data is crucial for the simulation of source control measures because of a strong dependency between distribution and impact of proposed measures. Also the spatially and timely detailed distribution of the precipitation in the watershed influences the impact of the measures significantly.
- There is a lack of simulation models with a sufficient modelling of the interaction between increased infiltration and groundwater beneath urban areas.
- The water quality model “ATV-FGSM” was not sufficient for the given task

Regarding Water quality:

- Most of the water pollution (SS, DOC) originates from the CSO not from the treatment plant output. Therefore overflow frequencies and pollutants loads must be constricted, to increase the water quality,.
- The treatment plant output is the dominant cause of nutrition emission
- Source control measures minimize pollutants and hydraulic stress.
- The biggest decrease in pollutant load of the river was obtained by increasing the input flow into the waste water treatment plant, if the treatment plant has additional capacity.
- Constructed wetlands potential to affect the pollutants load were low caused by the limited realization broad.
- Pollution reduction of receiving water bodies can best be reduced by bundling locally reasonable measures

Regarding flood mitigation:

- Source control measures mitigate flood runoff (return period 100 yrs.) significantly; none of the other scenarios show an impact on flood runoff

Regarding watershed master planning:

- Master planning must consider the impact of the sewer system and of the waste water treatment plant to be river? system sensitive
- Using a MCA tool as a decision tool helps to find a optimized restoration strategy. Hence the comparison of the utility of different measures lead to a watershed wide best management practice.

This dissertation explore how to set up detailed simulations for watersheds regarding BMP and estimate the impact of urban drainage on the watershed level. Details will be developed of the application of individual restoring methods and their individual impact of water quality and water quantity. This study outlines an integrated watershed drainage restoration planning methodology. Detailed, integrated watershed management planning, is a crucial step in evaluating the impact of the urban drainage systems on receiving water bodies. The type of planning detailed in this paper provides a detailed simulation of the impacts of source control measures on flood and pollutants for a approx. 200 km² large watershed. The

different predefined goals could be achieved by combining different restoration methods and analyse the results by Multi-Criteria-Tools.

Further work in watershed-wide urban drainage planning might include farming issues like erosion and nutrition emission into the river system and ground water. With additional attention to forests and recreational needs all stakeholders of a watershed could better target and coordinate efforts to protect water resources.

Schlagworte

Integrierte siedlungswasserwirtschaftliche Planung, Einzugsgebietsweite Planung, dezentrale Regenwasserbewirtschaftung, Generelle Entwässerungsplanung

1. Einleitung

1.1 Problemstellung

Eine moderne Siedlungsentwässerung kann nur entstehen, wenn die Entwässerungsplanung der Kommunen als ein strategisches und operationelles Managementwerkzeug verstanden wird. In vielfacher Hinsicht besteht heute das Bedürfnis die lokale Planung siedlungswasserwirtschaftlicher Maßnahmen auf einen regionalen Bezug auszuweiten und gesamte Einzugsgebiete zu betrachten [Gujer, 1999].

Wasserwirtschaftliche Problemstellungen werden in der heutigen Planungs- und Umsetzungspraxis aufgeteilt in einzelne Kompartimente bearbeitet. Die einzelnen Kompartimente sind gut untersucht und die Potentiale der möglichen Maßnahmen sowie ausreichendes Planungswerkzeug vorhanden. Neben der generellen siedlungswasserwirtschaftlichen Planung existieren die Planungen des übergeordneten Gewässerschutzes und des Hochwasserschutzes. Durch diese Trennung werden die Fragen der Gewässergüte und des Abflussregimes nicht gemeinschaftlich betrachtet. Darüber hinaus strebt die wasserwirtschaftliche Praxis in der Regel nach Lösungen direkt am oder in der näheren Umgebung der Fließgewässer. Eine flächenhaft ausgeweitete Betrachtung findet meist nicht statt. So werden andere Disziplinen, die durchaus wasserwirtschaftliche Relevanz haben, wie die Landwirtschaft und die Forstwirtschaft, aber auch die Raum- und Stadtplanung, nur selten in die Überlegungen einbezogen.

Während sich die Generellen Entwässerungsplanungen (GEP) der Kommunen nur auf das zugehörige Gemeindegebiet beziehen und die einzugsgebietsweiten Abwasserbeseitigungs- bzw. Bewirtschaftungspläne sich nicht oder nur selten mit den detaillierten Fragen der Ortsentwässerung befassen, soll eine integrierte Planung ausdrücklich die Fragestellungen der Stadtentwässerungen und des überörtlichen Einzugsgebietes mit berücksichtigen. Dies kann zu ökonomisch und ökologisch optimierten wasserwirtschaftlichen Lösungen innerhalb eines hydrologisch zusammenhängenden Gebietes führen [Sieker, 2001].

Schmitt beleuchtet die bisherige Planungspraxis aus der Sicht der Mischwasserproblematik. Er fordert für zukünftige Planungen die Überprüfung des chemischen Sauerstoffbedarfs (CSB) als Leitparameter in der Siedlungswasserwirtschaft. Da der CSB keine Aussage über die Gewässerbelastung trifft, erscheint dieser Parameter für umfassendere Untersuchungen nicht sinnvoll [Schmitt, 2003]. Er fordert darüber hinaus eine gemeinsame Betrachtung von Kanalnetz und Entwässerungssystem: Eine integrierende Betrachtung von Kanalnetz, Kläranlage und Boden sowie die Bilanzierung der diffusen Einträge in das Gewässer.

Die Maßnahmenauswahl für die Siedlungsentwässerung und deren einzugsgebietsweite Kombination und Wirkungsabschätzung stellt für die bisherige Planungspraxis eine Schwierigkeit dar. Für ein mesoskaliges (ca. 200 km²) großes Einzugsgebiet sind die Auswirkungen einzelner siedlungswasserwirtschaftlicher Maßnahmen noch nicht quantifiziert worden. Dies liegt zum einem am fehlenden Interesse der Entscheidungsträger zur überörtlichen Zusammenarbeit und zum anderen auch am mangelnden Interesse der Wasserwirtschaftler an umfassenden integrierenden Problemlösungen.

Die Verabschiedung der EU-Wasserrahmenrichtlinie (WRRL) führt zur Erweiterung des Ortsbezugs in der wasserwirtschaftlichen Planung. Das Flusseinzugsgebiet wird der Bezugsrahmen für die wasserwirtschaftliche Planung. Auf dieser Ebene sollen Bestandsaufnahmen durchgeführt und Sanierungsmaßnahmen geplant werden. Nur so scheint eine nachhaltige Entwicklung der Gewässer und der Siedlungswasserwirtschaft möglich. Auch wenn die WRRL Fragen des Hochwasserschutzes ausspart und damit einen wesentlichen wasserwirtschaftlichen Teil unberücksichtigt lässt.

In jüngster Zeit befassen sich unterschiedliche Untersuchungen mit einem integrierenden Ansatz. Im Verbund europäischer Forschungsprojekte CityNet¹ werden z.B. innerhalb des Projektes „cd4wc²“ Wechselwirkungen zwischen Kläranlage, Kanalnetz und Gewässer untersucht. Auch in einem durch die Deutsche Bundesstiftung Umwelt (DBU) geförderten Projekt „wsm300³“ (www.wsm300.de) werden für das Einzugsgebiet der Modau und der Panke urbane und natürliche Flächen auf Erosion, Stoffaustrag und Niederschlag-Abfluss Prozesse hin untersucht.

Es ist nicht verwunderlich, dass die Initiative zu solchen umfassenden und integrierenden wasserwirtschaftlichen Untersuchungen vor allem von Seiten der Befürworter der dezentralen Regenwasserbewirtschaftung kommen. Die dezentrale Regenwasserbewirtschaftung ist zum einen eine maßnahmenneutrale Lösung für siedlungswasserwirtschaftliche Probleme und befindet sich zum anderen auf dem Schnittpunkt zwischen Boden, Geologie und Gewässer auf der einen Seite und zwischen Kanalnetz, Speicherbauwerken, Kläranlagen und Grundwasser auf der anderen Seite. Essentiell zur flächenhaften Umsetzung dezentraler Maßnahmen zur signifikanten Wirkungsentfaltung: Zur Planung solcher Maßnahmen ist eine flächendetaillierte und großräumige Betrachtung der naturräumlichen, städtebaulichen und entwässerungstechnischen Verhältnisse notwendig.

H. Sieker weist in seiner Arbeit auf die Notwendigkeit einer integrierten wasserwirtschaftlichen Planung hin und beschreibt die rechtlichen Rahmenbedingungen und unterschiedlichste Maßnahmen mit deren Auswirkungen [Sieker, 2001]. In dieser Arbeit wird

¹ A research project supported by the European Commission under the Fifth Framework Programme and contributing to the implementation of the Key Action "Sustainable Management and Quality of Water" within the Energy, Environment and Sustainable Development Contract n°: EVK1-2002-0057; <http://citynet.unife.it/>

² CD4WC "Cost Effective development of urban waste water systems for water framework compliance"; Contract No. EVK1-CT-2002-00118 Project No. EVK1-2001-00286 01/02/03 - 31/07/06; <http://www.tu-dresden.de/CD4WC/home/home.php>

³ Projekt „Verbesserte Ansätze für Wasser- und Stoffstrommanagement in intensiv genutzten kleinen Einzugsgebieten auf der Grundlage von integrierten Nutzen- und Risikobewertungen“ Gefördert durch die Deutsche Bundesstiftung Umwelt; www.wsm300.de

ein reales Einzugsgebiet betrachtet, um ein praxistaugliches Vorgehen von der Zielbestimmung bis zur multikriteriellen Bewertung, vorzustellen.

In den DVWK Materialien 1/1999 werden Hilfen zur integrierten Bewertung wasserwirtschaftlicher Maßnahmen angeboten [DVWK, 1999]. Das Hauptaugenmerk liegt hierbei auf der Erstellung von Zielsystemen und den Verfahren zur Entscheidungsunterstützung (Mehrzielverfahren, Mehrkriterienverfahren, Generierungsverfahren etc.). In den Vorbemerkungen heißt es dazu:

„Die Verwaltung benötigt, insbesondere in Zeiten knapper Mittel, praxisgerechte Arbeitsgrundlagen zur effizienten Durchführung von Planungen und zur Vorbereitung konsensfähiger Entscheidungen und deren Durchsetzung. Dies wird zukünftig mehr denn je erforderlich, weil die anstehenden Probleme immer komplexerer Natur sind und hohe Konfliktpotentiale in sich bergen, was entsprechende Planungen sehr schwierig gestaltet.“ [DVWK, 1999].

Die Größe und Komplexität der Einzugsgebiete und die Vielfalt der möglichen Maßnahmen einer integrierten Planung ergibt eine unüberschaubare Anzahl an Lösungen. Aber auch für den Vergleich zweier Lösungen im Hinblick auf Kosten und Wirkung einer Maßnahme kann eine Entscheidung oft schwer fallen: Hohe Kosten bedeuten oft auch hohe Wirkung. Von daher wird es notwendig die in der Wasserwirtschaft bisher noch nicht allgemein gebräuchlichen Werkzeuge des „operation research“ verstärkt anzuwenden, um zu objektiven und optimierten Lösungen zu finden. Der ATV-DVWK Arbeitsbericht „Optimierung des Mitteleinsatzes bei der Sanierung von Fließgewässern“ [ATV-DVWK, 2001] ist ein umfangreicher Leitfaden zu den Verfahren der analytischen Projektbewertung und stellt darüber hinaus einen eigenen Ansatz vor. Die Optimierung des Mitteleinsatzes wird dabei als Kombination maximaler Nutzen zu minimalen Kosten verstanden.

1.2 Zielsetzung

Die allgemeine Zielstellung einer integrierten Planung ist eine einzugsgebietsweite Planung, mit der die Wassermengen- und Wassergüterverhältnisse auf möglichst kostengünstige Weise an vorgegebene Ziele herangeführt werden.

Das Ziel dieser Arbeit ist zu zeigen, dass eine integrierte einzugsgebietsweite Planung von Regenwasserbewirtschaftungsmaßnahmen mit den heute verfügbaren Mitteln möglich ist und Vorteile gegenüber einzelnen kommunal beschränkten Planungen bietet. Um dies zu erreichen werden im Wesentlichen drei Teilziele verfolgt:

1. Den veränderten Rahmenbedingungen der wasserwirtschaftlichen Planung wird durch einen veränderten Planungsprozess Rechnung getragen. Probleme und Schwachpunkte der integrierten Planung sollen im Laufe dieser Arbeit aufgezeigt werden und wenn möglich, Wege zur Lösung vorgeschlagen werden.

2. Eine exemplarische und umfassende wasserwirtschaftliche Untersuchung eines Flusseinzugsgebietes ist durchzuführen wobei einzelne Komponenten der Wasserwirtschaft wie Siedlungswasserwirtschaft und großräumige hydrologische Fragestellungen sowie Fragen der Gewässerqualität und des Abflussregimes nicht getrennt, sondern gemeinschaftlich zu betrachten sind. Dabei sollen bekannte und eingeführte Werkzeuge verwendet werden. Die vorgeschlagenen Maßnahmen sind hinsichtlich ihrer Auswirkungen auf die wasserwirtschaftlichen Komponenten bekannt.
3. Die Anwendung von Bewertungsverfahren auf die Ergebnisse der wasserwirtschaftlichen Untersuchung: Damit soll aus den unübersichtlichen Datenmengen prägnante Kennzahlen generiert werden und die Planungsvarianten objektiv verglichen werden, um die optimale Variante zu benennen bzw. suboptimale Lösungen zu verwerfen.

Der Schwerpunkt der Arbeit liegt auf der Darstellung der niederschlagsbedingten Einleitungen in die Gewässer, sowohl in qualitativer als auch quantitativer Hinsicht. Die besondere Relevanz der niederschlagsbedingten Einleitungen in die Gewässer verdeutlichen schon Mertsch und Sieker [Mertsch et al., 2001], [Sieker, 2003]. Deshalb liegt der Schwerpunkt der untersuchten Maßnahmen auf denen der dezentralen Regenwasserbewirtschaftungsmaßnahmen innerhalb von Siedlungsgebieten. Es werden nur siedlungswasserwirtschaftliche Maßnahmen betrachtet.

Als ein weiteres Ziel dieser Arbeit kann die Quantifizierung der hochwasserreduzierenden Wirkung dezentraler Regenwasserbewirtschaftungsmaßnahmen in Siedlungsgebieten genannt werden. Die Wirkungen der dezentralen Maßnahmen (Abkopplungsmaßnahmen) in Siedlungsgebieten wird immer wieder kontrovers diskutiert. Die Hochwasserreduzierung ist aber ein wesentlicher Bestandteil dieser integrierten Untersuchung. Es ist bislang keine Untersuchung bekannt, die in dieser Detailliertheit Abkopplungsmaßnahmen in einem Einzugsgebiet dieser Größe untersucht hat.

Als eine Möglichkeit quantitative und qualitative Emissionen der Siedlungswasserwirtschaft für ein Einzugsgebiet zu begrenzen, wird ein Ansatz zum Emissionshandel für das untersuchte Einzugsgebiet entwickelt. Der Emissionshandel kann als Unterstützung und Hilfe zur Maßnahmenumsetzung aufgefasst werden.

Gelingt die integrierte Planung wie sie hier vorgestellt wird, ist für die wasserwirtschaftliche Planung ein neuer Weg möglich, der nicht Einzellösungen schafft, sondern hilft, umfassende Konzepte zu erarbeiten und zu optimieren.

1.3 Vorgehensweise

Die integrierte wasserwirtschaftliche Planung wird in dieser Arbeit für ein exemplarisches Einzugsgebiet erarbeitet. Die Arbeitsschritte innerhalb des Planungsprozesses werden zu Beginn der einzelnen Kapitel zunächst theoretisch umrissen und anschließend für das reale, exemplarische Einzugsgebiet vorgestellt. Die einzelnen Schritte des Planungsprozesses, die gleichzeitig die vorliegende Arbeit gliedern, sind:

- I. Problemwahrnehmung und Problemdefinition
- II. Bestandsaufnahme
- III. Zielformulierung, Festlegung von Zielgrößenparametern, Werkzeugwahl
- IV. Szenarientwicklung und Prognose
- V. Bewertung und Entscheidung
- VI. Umsetzung

Die wasserwirtschaftliche Erarbeitung der integrierten Planung orientiert sich an dem folgenden Schema (Abbildung 1). Die Wasser- und Stoffströme in einem Flusseinzugsgebiet sind vereinfachend dargestellt. Zu den einzelnen Komponenten ist angegeben, mit welcher Software die Bilanzen und Ergebnisse in dieser Arbeit berechnet wurden.

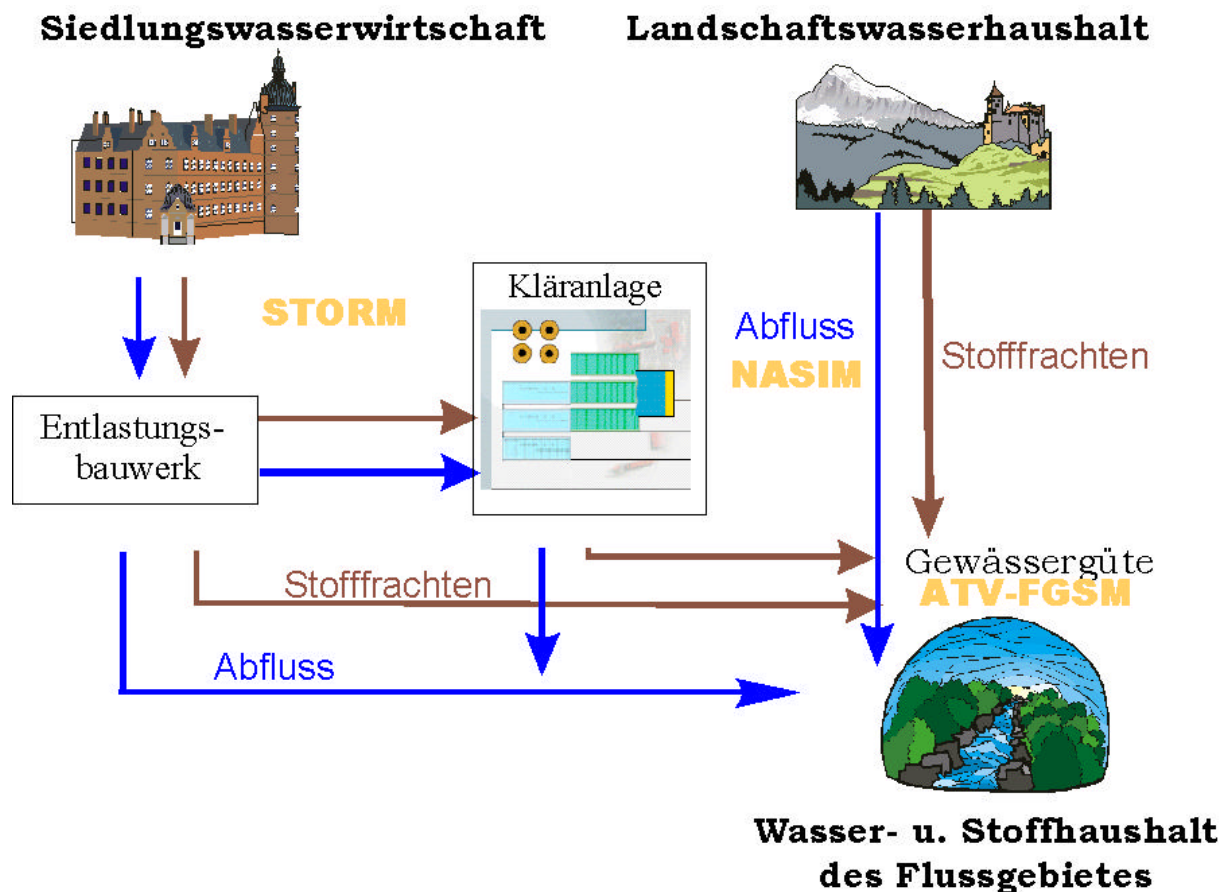


Abbildung 1: Einflussfaktoren in Flussgebieten

Im Rahmen dieser Arbeit werden für jede Gemeinde in Bezug auf das jeweilige „Grobnetz“ des Kanalisationssystems hydrologische Berechnungen der Abflüsse und Stofffrachten sowohl für den Ist-Zustand wie für zukünftige Planungszustände durchgeführt. Des Weiteren werden die Möglichkeiten der Regenwasserbewirtschaftung innerhalb des jeweiligen Gemeindegebietes festgestellt. Diese Ergebnisse werden an das Wasserhaushaltsmodell

und an das Gewässergütemodell übergeben und weiterverarbeitet. Die Ergebnisse werden abschließend auf ihren Zielerfüllungsgrad bewertet.

I. Problemwahrnehmung und Problemdefinition

2 Erweiterung des Planungsrahmens

2.1 Einführung

Die integrierte wasserwirtschaftliche Planung bezeichnet die gemeinschaftliche Bearbeitung bisher getrennter Fachdisziplinen wie z.B. Kläranlagendimensionierung und Kanalnetz oder auch Siedlungswasserwirtschaft und naturräumliche Hydrologie. So sollen in Zukunft die Generellen Entwässerungsplanungen (GEP) z.B. neben ihren klassischen Aufgaben der Überrechnung des Kanalnetzes und seiner Bauwerke auch wirtschaftliche Aspekte, die Vernetzung mit der Wasserversorgung und der Wasserwirtschaft berücksichtigen und darüber hinaus nicht nur für einzelne Kommunen gültig sein, sondern sich auf ganze Einzugsgebiete beziehen [Gujer, 1999]. Die Anforderungen der EU-Wasserrahmenrichtlinie verlangen eine einzugsgebietsweite Betrachtung der Gewässersysteme und Siedlungsentwässerungen [EU, 2000]. Sie stellt eine neue Planungsebene in der Wasserwirtschaft dar.

Die wasserwirtschaftlichen Rahmenpläne oder Generellen Entwässerungsplanungen sind technisch spezifizierte Ausarbeitungen zur technischen Problemlösung. Sie fallen nach Fürst unter den Begriff der sektoriellen Planung [Fürst, 2001]. Der formal-logische Planungsprozess strukturiert die sektorielles Planung klar und arbeitet die Planungsschritte eindeutig ab. Gemäß diesem Ablauf werden technisch-wissenschaftlich orientierte sektorale Planungen erarbeitet. Planungen bearbeiten aber nach Rohde noch weitere Dimensionen und gehen damit über das rein technische Problemlösen hinaus [Rohde, 1998]:

„Planung bedeutet die Vorbereitung von Entscheidungen, wann und wo welche Maßnahmen innerhalb eines definierten Planungsraumes durchzuführen sind, dergestalt, dass unter Beachtung aller relevanten Restriktionen gesetzte Planungsziele optimal erreicht werden können. Restriktionen sind dabei einzuhaltende Randbedingungen, die sich aus gesellschaftlichen Normen (Recht, Umweltverträglichkeit etc.) und aus physikalisch-technischen Bedingungen aus natürlichen Einschränkungen ableiten.“ [Rohde, 1998].

Welche Konsequenzen lassen sich daraus für die integrierte wasserwirtschaftliche Planung ziehen? Muss über technische Problemlösungen hinaus gedacht werden? Was bedeutet die Ausdehnung der Planung auf Regionen bzw. Einzugsgebiete? Muss lediglich der technische Rahmen der wasserwirtschaftliche Planung erweitert werden oder gibt es andere Dimensionen der Planung, die bislang in der wasserwirtschaftlichen Planung keine oder nur geringe Bedeutung haben? Um diese Fragen zu beantworten, wird im Folgenden der Begriff „Planung“ näher definiert und beleuchtet, welche Erweiterungen aus der Integration mehrerer wasserwirtschaftlichen Planungsdisziplinen und der damit einhergehenden Erweiterung des Betroffenenkreises (sei es wasserwirtschaftliche Fachleute anderer Teildisziplinen, Politiker, Bürger oder Fachleute anderer Planungsdisziplinen) zu erwarten sind.

2.2 Die Erweiterung des wasserwirtschaftlichen Planungsrahmens

Oud beschreibt Konsequenzen eines veränderten Planungsverhaltens und fordert eine neue Form der Planung [Oud, 1998]. Die „alte“ Planung mit dem Ziel der „Geringsten-Kosten“ müsse durch eine „neue“ Planung mit dem Ziel der „Maximalen-Akzeptanz“ ersetzt werden. Weiterhin ist es für ihn von zentraler Bedeutung, dass mehrere Varianten geplant werden und, dass eine „Kein-Projekt“-Variante mitbetrachtet werden muss. Am Beispiel eines Staudammbaus skizziert er folgende Unterschiede zwischen dem alten und neuen Ansatz der Planung:

Tabelle 1: Alter und Neuer Planungsansatz nach Oud (verändert)

Alter Planungsansatz	Neuer Planungsansatz
<p><i>Rein Technisches Projekt:</i></p> <ul style="list-style-type: none"> ○ Sicherstellen der technischen Infrastruktur zur Verbesserung der Wasserversorgung 	<p><i>Das Projekt ist Teil eines integrierten Maßnahmenbündels mit technischen, umweltschützenden und sozialen Gesichtspunkten</i></p> <ul style="list-style-type: none"> ○ Grundbedürfnis der Menschen werden befriedigt (Wasser, Licht, Strom) ○ Beschleunigung der ländlichen Entwicklung ○ Verbesserung des Umweltschutzes
<p><i>Geringste-Kosten Planung:</i></p> <ul style="list-style-type: none"> ○ Ziel der Planung: geringste Kosten! ○ Entwicklung von kosten minimierten Projekten, um Wasserversorgung sicherzustellen ○ Die unvermeidbare Verminderung des Sozialen und des Wertes der Umwelt zu minimierten Kosten 	<p><i>Multikriterielle Planung; Maximale Akzeptanz:</i></p> <ul style="list-style-type: none"> ○ Vorplanung mehrerer gleichberechtigter Planungsalternativen, einschließlich der „Kein-Projekt“-Variante ○ Umfangreiche Wirkungsmatrix muss vorgestellt werden, die Vor- und Nachteile der Varianten aus technischen, sozialen, ökonomischen, politischen und umweltschützenden Perspektiven beleuchtet ○ Es ist Konsens zwischen den interessierenden Kreisen zu erzielen und eine beste Variante zu ermitteln

Ziel eines neuen Planungsansatzes ist die maximale Akzeptanz unter den Beteiligten und nicht die Lösung der minimalen Kosten. Dies bedeutet aber auch eine breite Beteiligung der Interessierten und eine breite gesellschaftliche Einbettung der Planung.

Auch Darschnik betont die Berücksichtigung einer sozialen oder auch politischen Komponente bei der Planung [Darschnik, 1998]. Er formuliert, dass Gesamtplanung unter anderem bedeutet, dass

- möglichst alle Einflussfaktoren eines multidimensionalen Problems zu behandeln sind;
- unter mehr als nur einem Aspekt die optimale Lösung zu suchen ist;
- eine fachübergreifende Zusammenarbeit zu organisieren und durchzusetzen ist und
- die Akzeptanz der Betroffenen durch Öffentlichkeit zu suchen ist.

Die Aufweitung der wasserwirtschaftlichen Planungsinhalte aber verändert die Charakteristik der zu erstellenden Planung: Die sektorielle oder formal-logische Planung gibt nur einen Ausschnitt der Wirklichkeit wieder. Sie wird meist ohne einen ausreichenden Bezug zu anderen Projekten, Disziplinen oder Ressorts entwickelt. Durch den integrierenden Ansatz der wasserwirtschaftlichen Planung wird die sektorielle Planung zu einer räumlichen Entwicklungsplanung erweitert.

Diese räumliche und querschnittsorientierte Planung soll eine nachhaltige Entwicklung von Kommunen und Regionen mittels Vorgaben, wie Gebiete genutzt werden sollen, erreichen [Fürst, 2001]. Die Konsequenzen aus der Änderung der Planungscharakteristik sind für die wasserwirtschaftliche Planung von großer Bedeutung. Im Planungsprozess solcher Querschnittsplanungen können die formal-logischen und die politischen Planungsprozesse nicht mehr getrennt werden [Fürst, 2001]. Die Planung schillert gewissermaßen in zwei Farben:

1. Die wissenschaftlich angeleitete Informationsverarbeitung zur Lösung der gestellten Planungsaufgaben (formal-logische Komponente).
2. Als Koordination des kollektiven Handelns und Wollens. Wobei nicht vorausgesetzt werden kann, dass es möglich ist, einen Konsens zu finden (politische Komponente).

Diese beiden Komponenten der Planung können zwar zur Erläuterung der Vorgänge unterschieden werden, innerhalb einer Planung sind sie aber nicht zu trennen. Die wachsende Komplexität integrierender Planungen mindert deren Erfolgchancen. Ursächlich dafür sind sowohl die Grenzen der Informationsverarbeitung als auch die Grenzen der politischen Konsensfindung.

Die Informationsverarbeitung ist für die wasserwirtschaftliche integrierte Planung sehr aufwendig. Die Weiterentwicklung der Soft- und Hardware macht aber eine Bearbeitung trotz der enormen Datenmengen und notwendigen Berechnungen möglich. Mit der wachsenden Ausdehnung der Planungsinhalte steigt die Zahl und die Heterogenität der Betroffenen (Interessengegensätze). Die politische Konsensfindung wird umso schwerer werden, desto integrierender der Planungsinhalt wird und desto häufiger die abgeschlossene Planung aktualisiert werden muss. Die politische oder soziale Dimension der Planung kann nicht mehr vernachlässigt werden. Der politische Planungsprozess beinhaltet Unsicherheiten über die Ziele und die Problemlösungen. Diese werden meist erst im Prozess der Interessendurchsetzung entwickelt. Politische Prozesse können folgende Merkmale aufweisen [Fürst, 2001]:

1. Die Entscheidungsfindung findet in „Arenen“ statt (Themenbezogene Akteurs-Konstellationen); aber diese Arenen werden in ein Umfeld eingebunden, das die Arenen nicht autonom werden lässt;

2. Das Problemfeld ist unstrukturiert und nicht ausreichend abgegrenzt. Es bestehen Defizite bei der Definition des Problems, der Festlegung der zu berücksichtigenden Ziele und bei Normen und Wertvorstellungen, die der Orientierung dienen;
3. Es fehlt die eindeutig beste Lösung: Es gibt nur die konsensfähige Lösung;
4. Erarbeitete Problemlösungen können durch Wechsel der Planungsphase stets reproblematisiert werden;

Diese neue politische Dimension im Planungsprozess führt zu nicht technischen Problemen in der integrierten wasserwirtschaftlichen Planung. Welcher Art diese sein können und in welcher Stufe der Planung diese auftreten können, wird im nächsten Abschnitt besprochen.

2.3 Nicht technische Problemfelder der integrierten wasserwirtschaftlichen Planung

Eine Befragung von 14 unterschiedlichen wasserwirtschaftlichen Institutionen aus sieben europäischen Ländern im Rahmen des Projektes *DayWater*⁴ verdeutlichen die „Politisierung“ der Planung [Geldof, 2004]: Die meisten Probleme in der Planung hängen den Befragten nach nicht mit technischen Problemen, sondern mit den Prozessen in der Entscheidungsfindung zusammen. Neben den technischen Lösungen rücken Fragen wie:

- Wie wird mit Unsicherheiten umgegangen?
- Wie werden die interessierenden Kreise eingebunden?
- Wie ist der Austausch mit anderen Fachdisziplinen?

in den Mittelpunkt.

Politische Interessen, institutionelle Restriktionen und Anreize führen während der Planung zu einer Überlagerung der Prozesse der Informationsverarbeitung und der Konsensfindung. Die integrierte wasserwirtschaftliche Planung ist neben dem ingenieurtechnischen auch ein politischer Prozess. Deshalb erscheint es wichtig, die ablaufenden Prozesse der Entscheidungsfindung besser zu verstehen, um diesen in der Planung gerecht werden zu können. Was es aber bedeutet, wenn der ingenieurtechnische Planungsprozess auch politische Dimensionen enthält und welche Schwierigkeiten sich daraus für die integrierte wasserwirtschaftliche Planung ergeben, wird im Folgenden anhand der Phasen des formal-logischen Planens beschrieben:

⁴ EU FP5 R&D Project EVK1-2002-00111; An Adaptive Decision Support System (ADSS) for the Integration of Stormwater Source Control into Sustainable Urban Water Management Strategies; www.daywater.org

Problemwahrnehmung und -definition

Hat ein Problem eine hohe Aufmerksamkeit erhalten, kommt es nicht so sehr darauf an, dass es wahrgenommen wird, sondern *wie* es wahrgenommen wird. Werden Probleme nur in den Grenzen einer institutionalisierten Problemwahrnehmung erkannt, werden meist entsprechend der Ressorts nur fragmentarische Lösungen gefunden. Die übergreifende Sicht fehlt bzw. wird von keiner Stelle übernommen. Das führt dazu, dass die Problemdefinition der eigentlich kritische Bereich der politisch beeinflussten Planung ist. Diese Dimension wird aber meist von den Planern vernachlässigt. Darschnik zieht als Schlussfolgerung eines durchgeführten Projektes: „Zu warnen ist dagegen vor dem Glauben, dass Offenheit in der Planung und Beteiligung der Betroffenen bereits automatisch zur Akzeptanz führen. Selbst die Übereinstimmung in den allgemeinen Zielen (...) schließt Konflikte in der Einzelfallbetroffenheit nicht aus.“ [Darschnik, 1998] (Seite 469)

Bei der Vergrößerung des Planungsraums, in dem Wirkungen erzielt werden sollen, kann sich ein strukturiertes Problem in ein diffuses, schlecht strukturiertes verwandeln. Es sind dann soziale, wirtschaftliche und institutionelle Interessen zu berücksichtigen.

Zielbestimmung

Ziel und Mittel sind im politischen Handlungsprozess schwer voneinander zu trennen. Je differenzierter die Ziele sind, um so mehr werden diese mit den Mitteln identisch. Der politische Prozess streitet aber um Mittel, weil diese bestimmte Interessen befriedigen. Die gefundenen Problemlösungen werden daher nicht wissenschaftlich-optimal, sondern politisch pragmatisch sein.

Alternativensuche

Auch wenn ein Problem definiert ist, muss es dafür keine richtige Lösung geben. Die Suche nach Lösungen im politischen Prozess ist eine Annäherung an die konsensfähige Lösung. Dabei sind auch institutionelle Rahmenbedingungen, die bestimmte Verhaltensroutinen ausbilden, von Bedeutung [Fürst, 2001]:

- a) Bereits bekannte Lösungen werden vorrangig gewählt (Routineverhalten), wirklich neue innovative Lösungen sind aufgrund ihres Konsensbedarfs sehr selten.
- b) Die Alternativensuche folgt sehr häufig nicht der Problemdefinition, sondern geht ihr voraus: Weil eine bestimmte Lösung gewünscht ist, wird eine besondere Problemdefinition gewählt, welche die Lösung als zwingend und rational erscheinen lässt.
- c) Es wird eher eine Lösung solange modifiziert bis ein Konsens hergestellt ist, als dass viele verschiedene Lösungen verglichen werden. Alternativlösungen werden selten angeboten.

Der Suchprozess unterliegt zeitlichen und finanziellen Begrenzungen. Sachliche Begrenzungen können sich ergeben, wenn der Planer sein eingeschränktes Lösungsangebot mit so genannten „technischen Sachzwängen“ legitimiert. Verwaltungen weisen oftmals eine geringe Innovationsneigung auf, um Routinestörungen, Machtstrukturveränderungen und Statusinteressenverletzungen zu vermeiden. Typische Abwehrhaltungen sind [Fürst, 2001]:

- „Haben wir schon immer so gemacht“: Als Verweis auf eine Kontinuität des Handelns;
- „Da könnte ja jeder kommen“: Wird eine Ausnahme zugelassen, müssen andere Problemlösungsalternativen auch zugelassen werden;
- „Das funktioniert nach unseren Erfahrungen doch nicht“: Als Verweis, dass auch das angesprochene Verwaltungsressort eigene fachliche Kompetenz hat und Außenstehende die Kompliziertheit des politisch administrativen Hintergrundes nicht kennen können, vor dem dies aber umgesetzt werden müsste;

Planer neigen meistens dazu, sich diesen Begrenzungen anzupassen, soziale Kreativität zurückzunehmen und durch technische Kreativität zu ersetzen.

Auswahl von Alternativen

Um eine Alternative zur Lösung auswählen zu können, müssen unter den unterschiedlichen Lösungen Rangordnungen gemäß der relevanten Ziele geschaffen werden. Hierfür müssten nach der formal-logischen Planung Bewertungsverfahren eingesetzt werden. Diese haben aber in der politischen Planung noch nicht wesentliche Bedeutung gewonnen, weil:

- Vielfach sind methodische Probleme der Bewertungsmethoden noch ungeklärt;
- Politische Entscheider wollen ihre Entscheidungen nicht Ingenieuren überlassen;
- Bewertungsmethoden können Entscheidungen erschweren, weil nicht nur gegen den Gegner, sondern auch gegen die Wissenschaft argumentiert werden muss.

Der soziale oder politische Kontext wird bislang bei der Planung wasserwirtschaftlicher Anlagen weitgehend ausgeblendet. Dabei ist es von zentraler Bedeutung, ob im Vorfeld der Planung, bei der Zielbestimmung, Konsens zwischen den Beteiligten erzielt werden kann.

Geldof begrenzt daher die Reichweite und die Erfolgsaussichten wasserwirtschaftlicher Planung auf die Fälle, in denen Konsens über Ziele und Maßnahmen herrscht [Geldof, 2003]. In den Fällen, in denen Dissens über Ziele oder Maßnahmen vorherrscht, gewinnt der soziale, politische Kontext so sehr an Bedeutung, dass die formal-logischen Planungsprozesse nicht mehr zum Erfolg führen können. Der soziale Kontext muss miteinbezogen werden. Geldof definiert vier „Quadranten“, die sich nach der Klarheit der Maßnahmenwahl und der Zielübereinstimmung der Beteiligten differenzieren (s. Abbildung 2).

Die wasserwirtschaftliche Planung, wie sie bisher verstanden wird, befindet sich im oberen linken Quadranten. Herrscht Dissens über die Ziele, muss vor dem Beginn der Planung verhandelt und Einigkeit erzielt werden: Sind die Maßnahmen zur Zielerreichung bislang unbekannt, müssen Lernprozesse und Forschungsvorhaben ausgelöst werden. Sind weder Ziel noch Maßnahmen bekannt, herrscht nach Geldof „Chaos“. In den drei letztgenannten Fällen ist also, vor dem Beginn der wasserwirtschaftlichen Planung, ein „Change-Management“ zu initiieren, um die Grundlagen für eine erfolgreiche Planung zu legen.

Dieses zu berücksichtigen ist gerade für Planer von Regenwasserbewirtschaftungsmaßnahmen von Bedeutung. Sind dieses doch häufig Maßnahmen, die das Wasser wieder an die Oberfläche bringen, für den Bürger erlebbar machen und ihn wieder in die Diskussion um Lösungen einbeziehen.

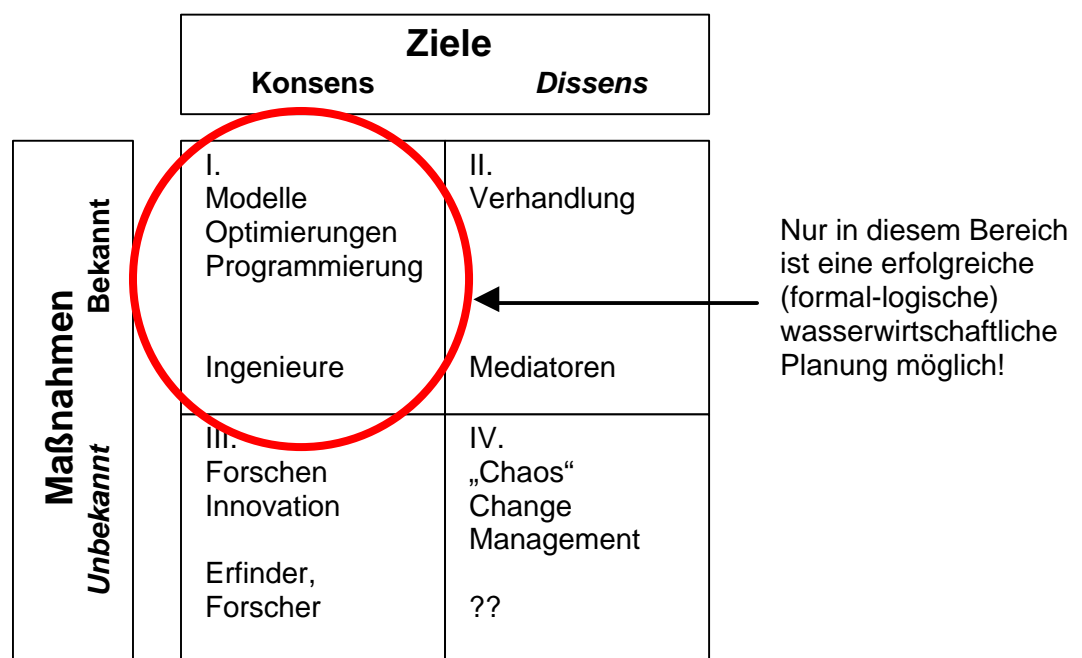


Abbildung 2: Konsensmatrix (nach Geldof [Geldof, 2003])

Das Grundproblem der formal-logischen Vorgehensweise als Planung für integrierte wasserwirtschaftliche Fragen ist die Einengung einer auch sozialen Problemstellung auf eine rein technische Ebene und die anschließende Umsetzung einer technisch erarbeiteten Lösung im sozialen Kontext, der aber zuvor ausgeblendet wurde. Die Schwierigkeiten einer integrierten wasserwirtschaftlichen Planung liegt aber darüber hinaus auch im erweiterten räumlichen Bezugsrahmen (Einzugsgebiet), in der Vergrößerung des Kreises der Interessierten (erweiterte Fachkreise, Betroffene, Politiker) sowie der mangelnden Abstimmung mit anderen Fachdisziplinen.

Die Voraussetzungen für eine gelungene Gesamtplanung sieht Darschnik in der Bereitschaft des Auftraggebers, eine offene und nachvollziehbare Vorgehensweise zu entwickeln [Darschnik, 1998]. Eine weitere wichtige Voraussetzung ist, Strukturen außerhalb der üblichen Beteiligungsverfahren zu schaffen, um die Betroffenen und Interessenten frühzeitig zu beteiligen und zu berücksichtigen. Der „verloren gegangene“ soziale Kontext muss wieder

innerhalb der wasserwirtschaftlichen Planung berücksichtigt werden. Zumindest muss dem Planer die Verengung des im sozialen Kontext stehenden Problems auf eine technische Fragestellung bewusst sein und in die Lösungsfindung mit einbezogen werden. Um die integrierte wasserwirtschaftliche Planung zu ermöglichen sollte:

- der alte Planungsprozess durch Einbeziehung erweiterter interessierter Kreise verändert werden;
- der Einsatz neuer Werkzeuge wie Decision-Support Systeme eingeführt werden und
- der Gesetzgeber aktiv werden: Zum einen durch Vorgabe neuer Grenzwerte und zum anderen durch die Einführung eines Emissionhandels in der Wasserwirtschaft.

Im Folgenden wird beschrieben wie diese einzelnen Punkte erfüllt werden sollten, um eine integrierte wasserwirtschaftliche Planung dauerhaft zu ermöglichen.

2.4 Planungsprozesse und gesellschaftlicher Kontext

Geldof fordert eine kontext-orientierte Wasserwirtschaft (contextual water management) [Geldof, 2003]. Dies bedeutet eine Wasserwirtschaft, die mit anderen Planungsdisziplinen und den Betroffenen im dauerhaften Austausch steht und deren Belange berücksichtigt. Diese kontext-orientierte Wasserwirtschaft wird von Geldof als notwendige zukünftige Weiterentwicklung der grundlegenden Wasserwirtschaft (basic watermanagement), also einer Wasserwirtschaft, die ohne Interaktion mit der „Außenwelt“ plant und baut, verstanden [Geldof, 2003].

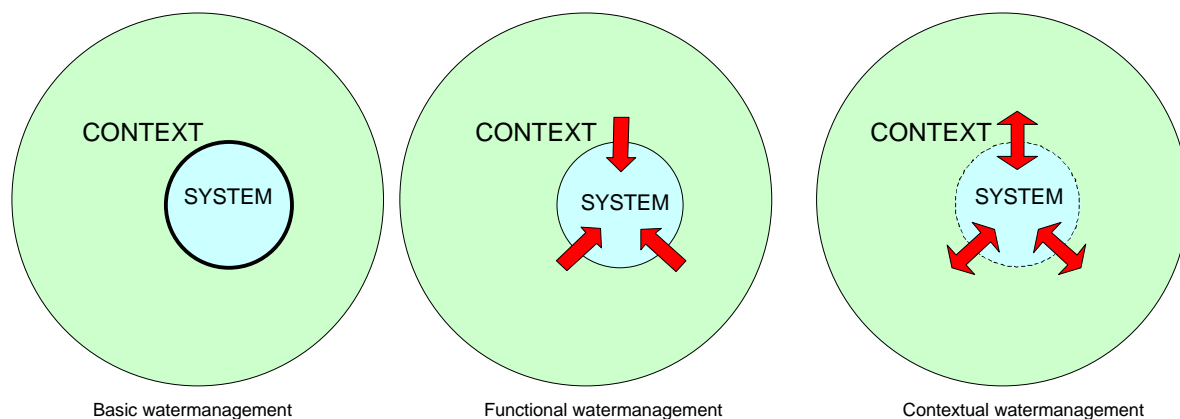


Abbildung 3: Die drei Formen der Kontext-Beteiligung in der Wasserwirtschaft (Quelle: [Geldof, 2003])

Das gegenwärtige Planungsverhalten wird als funktionale Wasserwirtschaft (functional watermanagement) beschrieben, eine Wasserwirtschaft die bedingt den sozialen Kontext in die Entscheidungsfindung einbezieht. Eine Konkretisierung der Umsetzung der geforderten dauerhaften Interaktion zwischen gesellschaftlichem Kontext und dem wasserwirtschaftlichen System wird nicht beschrieben. Tabelle 2 beschreibt am Beispiel ausgesuchter Wasser-Aspekte ausführlicher die Unterschiede zwischen den Formen der Wasserwirtschaft. Aus der Aufstellung wird deutlich, dass das kontext-orientierte Arbeiten in nächster Zeit noch nicht verwirklicht werden kann. Hierfür sind gesellschaftliche

Veränderungsprozesse notwendig. Diese Unterteilung geht von entwickelten Gesellschaften aus und davon, dass das Überleben und die unmittelbaren menschlichen Bedürfnisse gesichert sind. Die Entwicklung der drei Formen kann daher auch in die andere Richtung erfolgen: Sollten menschliche Grundbedürfnisse nicht mehr befriedigt werden können (z.B. schneller Aufbau der Infrastruktur nach verheerenden Hochwasserkatastrophen), wird deren schnelle technische Sicherstellung ohne Einbeziehung des sozialen Kontextes umgesetzt werden.

Tabelle 2: Aspekte der drei Formen der Wasserwirtschaft nach [Geldof, 2003]

Aspekte	“Basic”	“Functional”	“Contextual”
Übergeordnete	Natur und Wasser sind Bedrohungen der Menschheit	Natur und Wasser müssen angepasst werden	Die Menschheit ist für Natur und Wasser verantwortlich
Moralische	Durch Herauslösen aus der Wirklichkeit und durch Technik zur Erhöhung der Gesundheit wird das Wasser kontrolliert	Kontrolle des Wassers innerhalb der vordefinierten Grenzen von Natur und Gesellschaft	Durch Interaktion mit der Natur und der Gesellschaft wird das Wasser bewirtschaftet
Gesetzliche	Formulierung von gesetzlichen Standards zur Beurteilung der Gewässer	Formulierung von gesetzlichen Standards für Gewässerqualität und Abflussregime	Ziel der Gesetzgebung ist Innovation und engagierte Kooperation
Ästhetische	-	Die Schönheit des Wasser wird bei gegebener Funktionalität entdeckt	Der ästhetische Wert des Wasser wird benutzt um die Wahrnehmung der Bürger zu verstärken
Ökonomische	Hohe Investitionen der öffentlichen Hand, um Schäden zu vermeiden	Nutzen-Kosten Betrachtungen der wasserwirtschaftlichen Maßnahmen	Bereitschaft zu hohen Startinvestitionen, um langanhaltenden finanziellen und nicht-finanziellen Nutzen zu erreichen
Soziale	Zusammenarbeit der Wasserwirtschaftler innerhalb klarer Verantwortlichkeiten und Kompetenzen	Zusammenarbeit der Wasserwirtschaftler und anderen Interessierten innerhalb klarer Verantwortlichkeiten und Kompetenzen	Zusammenarbeit aller Interessierten als wasserwirtschaftliches Planungsfundament
Sprachliche	Unter Wasserexperten wird eine technische Sprache gesprochen.	Eine fachliche Projektsprache wird benutzt	Eine fachliche und eine normale Projektsprache wird benutzt.
Geschichtliche	Geschichtliche Entwicklung ist uninteressant	Herausragende geschichtliche Ereignisse oder Prozesse finden Berücksichtigung	Alle geschichtliche Ereignisse oder Prozesse finden Berücksichtigung
Logische	Statisch	Statisch	Dynamisch

Für den Planungsprozess fordert Geldof [Geldof, 2003] eine Abkehr von statischen Prozessen und einer stufenartigen Abfolge der Planungsschritte. Sie fordern eine enge Verflechtung zwischen den einzelnen Stufen, einen dynamischen Planungsprozess. Diese Verflechtung soll die permanente Einbindung des Kontextes in die wasserwirtschaftliche Planung gewährleisten.

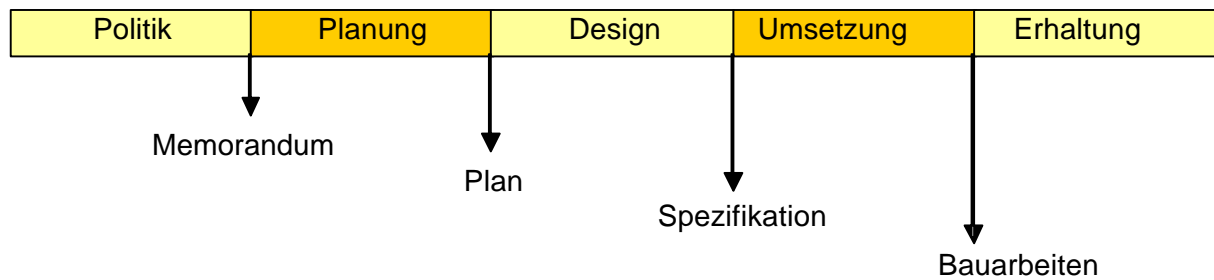


Abbildung 4: Statischer Planungsprozess

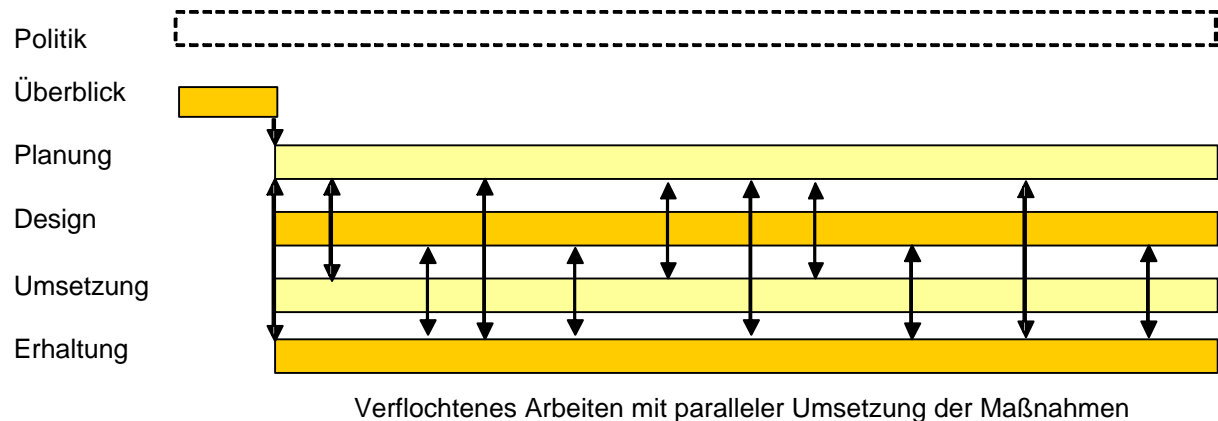


Abbildung 5: Dynamischer Planungsprozess (Quelle: [Geldof, 2003])

Auf diesem Wege könnten Methodik und Umsetzungserfahrung, Kontakt zum Bürger, Reaktionen der beteiligten Behörden und die Berechnung und Planung von Maßnahmen „eingeübt“ werden. Es entsteht damit eine konstruktive Rückkopplung zwischen den einzelnen Projekten. Alle Beteiligten sind dadurch in der Lage, unmittelbar aus Erfahrungen zu lernen.

Eine Konkretisierung der Vorschläge von Geldof könnte in der Herangehensweise der europäischen Wasserrahmenrichtlinie gesehen werden. In „Workpackage 2, Guidance on the planning process“ werden vier Planungsprozessstypen differenziert [Eugenio, 2003]. Diese sollen je nach Anforderungen und Umfang der umzusetzenden Maßnahmen zur Anwendung kommen. Gemeinsam mit den Vorschlägen zur kontext-orientierten Wasserwirtschaft beinhalten diese vier beschriebenen Planungsprozesse die enge Einbeziehung der Bürger in die Entscheidungsfindung und der Wahl der Maßnahmen. Die Art des Planungsprozesses soll dem Inhalt und Ziel der Planung angepasst werden. Es wird eine bewusste Entscheidung gefordert, in welchem Umfang Interessierte zu beteiligen und einzubeziehen sind.

Die vier Planungstypen sind im einzelnen beschrieben durch [Eugenio, 2003]:

1. Der „rational-instrumentale Planungstyp“ folgt dem „top-down“ Prinzip: Es wird durch die maßgebliche Behörde das Problem definiert, dessen Lösung, die Mittel und Zeitplanung zur Umsetzung vorgegeben. Andere Interessierte werden nicht in den Prozess involviert.

2. Der „*offene* rational-instrumentale Planungstyp“ kennzeichnet sich dadurch, dass die maßgebliche Behörde die Komplexität des Problems in seinem sozialen Kontext erkennt und daher zur Lösungsfindung mit anderen Interessierten kooperiert.
3. Die „interaktive Planung“ bedeutet im ersten Schritt einen Prozess des Lernens und der Verhandlung zwischen den öffentlichen und privaten Beteiligten. Die Problemdefinition ist das Ergebnis dieses Prozesses und wird bis zum Abschluss der Planung aufrechterhalten. Die Ziele werden durch Behörden vorgegeben, die Mittel aber durch die Beteiligten gewählt.
4. Die „offene interaktive Planung“ erweitert die interaktive Planung insoweit, als dass die auslösende Initiative auch von privaten Beteiligten ausgehen kann. Der Diskurs innerhalb dieses Planungstyps ist bestimmt durch neue Problemlösungen, die durch unterschiedliche Akteure eingebracht werden können.

Je nach Sachverhalt ist für die Ingenieurplanung zu entscheiden, welcher Planungstyp der am besten geeignet ist. Für die integrierte Planung ist es entscheidend, dass der Ingenieur das rein technische der Fragestellung verlässt und sich auch der Vermittlung von Ergebnissen und der Moderation zwischen den Beteiligten widmet. Nicht zu unterschätzen bleibt die Wichtigkeit der Vermittlung der Ergebnisse an die beteiligten Fachpersonen und an die Bürger. Es wird wichtiger, zur Entscheidung der maximalen Akzeptanz zu gelangen, als zur Lösung der geringsten Kosten (vgl. Tabelle 1).

Planende Ingenieurbüros müssen in der Lage sein, komplexe Planungsinhalte zu transportieren und Planungen erfolgreich abzuschließen. Durch die Vorgabe von Katalogen kann der Diskussionsprozess sowohl für Qualitätsparameter als auch für Maßnahmen moderiert werden. Die Unsicherheit, die durch den erweiterten Planungsauftrag entsteht, kann somit gebündelt und auf ingenieurtechnische Fragestellungen zurückgeführt werden. Durch diese Kataloge ist es möglich wieder in den I. Quadranten der Konsensmatrix (s. Abbildung 2) zu gelangen. Es muss lediglich eine Auswahl getroffen werden, die durch den Ingenieur bezüglich Machbarkeit und Konkretisierung moderiert werden kann.

Böhm beschreibt ausführlich die unterschiedlichen wasserwirtschaftlichen Maßnahmen und bewertet diese hinsichtlich ihrer Umweltwirkungen [Böhm, al., 1999]. Für jede Maßnahme ist ein umfangreiches Datenblatt angelegt worden. Auch H. Sieker hat in seiner Arbeit einen umfangreichen Maßnahmenkatalog vorgestellt [Sieker, 2001]. Die Vor- und Nachteile bzw. spezifischen Wirkungen siedlungswasserwirtschaftlicher Maßnahmen werden anhand von Wasserbilanzen, Kosten, rechtlichen und umsetzungsspezifischen Rahmenbedingungen ausführlich vorgestellt.

Innerhalb des laufenden DBU-Verbund Projektes „wsm300“ wurde ein ausführlicher Katalog der Qualitätsparameter (hier Zielgrößen) erarbeitet, die alle wasserwirtschaftlich relevanten Ziele abdeckt.

2.4.1 *Der notwendige Aufbau einer integrierten Planung*

Der notwendige Aufbau einer integrierten wasserwirtschaftlichen Planung wird in Abbildung 6 dargestellt. Die einzelnen Stufen des formal-logischen Planungsprozesses nach Fürst sind hier mit dem 3-Phasen Modell Darschniks und dem Einwirken der sozialen Komponente nach Geldof überlagert [Fürst, 2001] [Darschnik, 1998] [Geldof, 2003]. Wichtig ist, den Ablauf der einzelnen Planungsschritte einzuhalten und sich des Ausblendens des sozialen Kontextes bewusst zu sein. Sollten Maßnahmenumsetzungen, die einzelne Nicht-Fachleute vor Ort betreffen, geplant werden, ist an deren Beteiligung rechtzeitig zu denken. Planende Ingenieure sollten den Planungsprozess wie vorgeschlagen strukturieren und klare Ziele, Leitbilder und Qualitätsparameter definieren. Aus nachvollziehbaren Szenarien werden Ergebnisse gewonnen, die bewertet zu optimalen Lösungen und Maßnahmen führen. Es ist wichtig, die Planung maßnahmenoffen anzugehen und nicht eine Maßnahme zu Beginn zu favorisieren und die Planung danach auszulegen. Die grundsätzliche Gliederung einer integrierten wasserwirtschaftlichen Planung findet sich auch in der Struktur dieser Arbeit wieder:

- I. **Problemwahrnehmung und Problemdefinition:**
Im exemplarischen Einzugsgebiet waren es die Anrainerkommunen, die die Initiative ergriffen und auf Grund der schlechten Gewässerqualität und niedrigen natürlichen Wasserführung Handlungsbedarf sahen. Auf die Problemdefinition wird in dieser Arbeit nicht weiter eingegangen.
- II. **Bestandsaufnahme:**
Die Zusammenstellung und Auswertung der Grundlagen wird in diesem Teil beschrieben. Die aktuelle Situation wird deutlich und der Handlungsspielraum durch die grundlegenden Daten begrenzt.
- III. **Zielformulierung, Festlegung von Qualitätsparametern, Werkzeugwahl, Wahl des Planungsprozesses:**
Welche Ziele mit der Untersuchung verfolgt und erreicht werden sollen, wird in diesem Abschnitt beschrieben. Die Untergliederung der Ziele in darstellbare Qualitätsparameter wird erarbeitet und die Werkzeuge (Modelle) vorgestellt, mit denen Szenarien berechnet werden. Welche Form der Beteiligung für Interessierte soll gewählt werden und wie ist der Bezug zum gesellschaftlichen Kontext herzustellen?
- IV. **Szenarienentwicklung und Prognose:**
Welche Maßnahmen zur Erreichung der Ziele ergriffen werden können, wie groß deren Umsetzungspotentiale sind und wie diese sich in Szenarien verhalten, wenn sie einzugsgebietsweit kombiniert werden, behandelt dieser Teil der Arbeit.

V. Bewertung und Entscheidung:

Die Ergebnisse der Szenarienberechnungen müssen systematisch und objektiv bewertet werden, um eine Entscheidung treffen zu können, welche Maßnahmen, umgesetzt werden sollten.

VI. Umsetzung:

Der letzte Teil einer integrierten Planung ist die Umsetzung der optimalen, konsensfähigen Maßnahmen. Dieser Abschnitt wird in dieser Arbeit nicht weiter beleuchtet. Es wird kurz auf die Möglichkeit eines wasserwirtschaftlichen Emissionshandels als „Umsetzungswerkzeug“ eingegangen.

Für die erfolgreiche integrierte Planung und Maßnahmenimplementierung sollten aber erweiterte Werkzeuge entwickelt werden, der gesetzgeberische Rahmen ausgeschöpft und eine Methode zur gesicherten Maßnahmenumsetzung gefunden werden, die es ermöglicht, die Planungsergebnisse über längere Zeiträume umzusetzen. Hierfür werden nachfolgend Vorschläge formuliert.

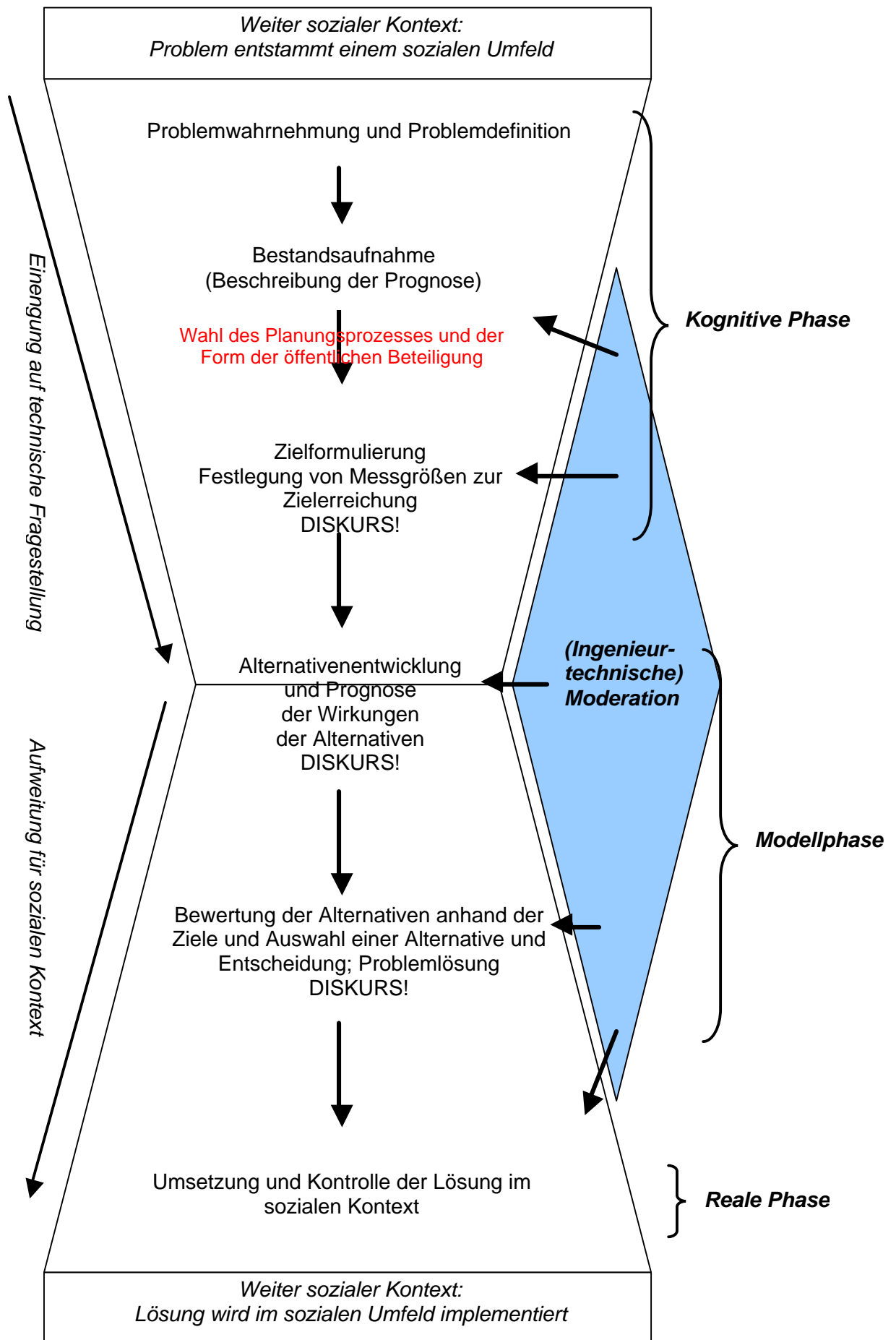


Abbildung 6: Ablauf einer integrierten wasserwirtschaftlichen Planung

2.5 Neue Werkzeuge

In verschiedenen laufenden Forschungsvorhaben wird zur Zeit der Versuch unternommen, so genannte Entscheidungshilfesysteme oder Decision Support Systems (DSS) zu entwickeln. Diese sollen, einfach gesagt, wie in Abbildung 7 dargestellt, ein komplexes Problem aus einem komplexen Zusammenhang ohne relevanten Verlust transformieren und für ingenieurtechnische Modelle behandelbar machen.

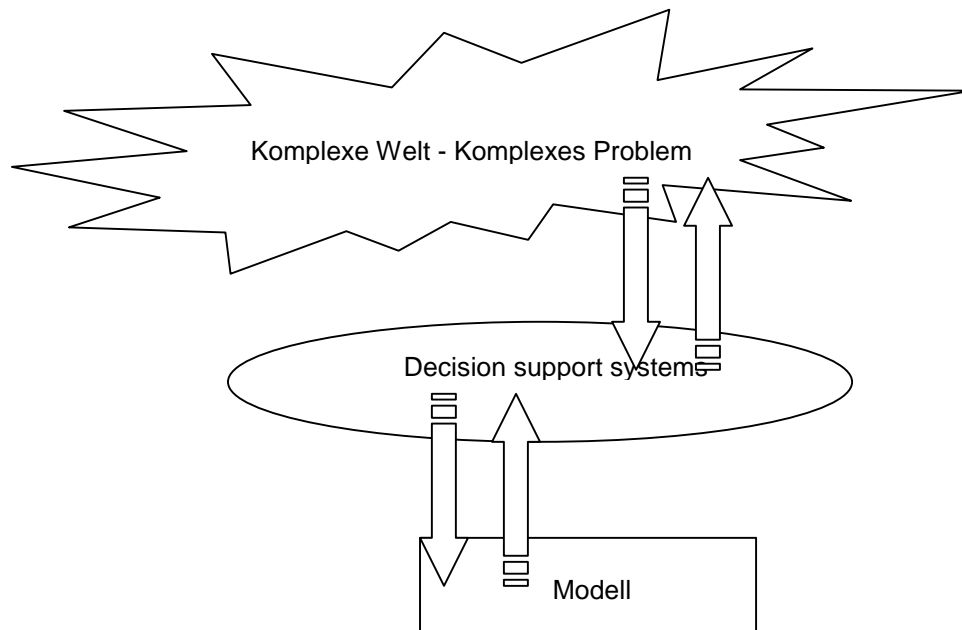


Abbildung 7: Funktion eines Decision Support Systems

Umgekehrt sollen die ausgearbeiteten Lösungen mittels des DSS wieder in den komplexen Kontext zurückgebracht werden. Gelingt der Aufbau solcher DSS wäre dies eine wichtige Stütze für die integrierte wasserwirtschaftliche Planung.

Inhalt dieser DSS ist unter anderem eine konkrete Software, die im Paket mit Literatur und Erfahrungswissen, dieses mit geeigneten Modellen kombiniert, die auf den jeweiligen Spezialfall anzuwenden sind. So entsteht ein umfangreiches Werkzeug das der zuständigen Behörde, dem Planer oder auch dem Entscheidungsträger eine Richtschnur für die durchzuführende Planung an die Hand gibt (www.daywater.org / www.wsm300.de).

Der Nutzen solcher DSS wird auch in der formalisierten Aufbereitung der Eingangsdaten, des Planungsprozesses und der Entscheidungsfindung gesehen. Wird eine Planung anhand dieser Vorgaben entwickelt, werden alle notwendigen Faktoren in die Überlegungen einbezogen.

2.6 Gesetzgeberisches Handeln

Durch Konkretisierung und eine gesetzliche Vorgabe wasserwirtschaftlicher Qualitätsparameter für Planungsgebiete können den Planungsprozessen klare, einzuhaltende Ziele vorgegeben werden. Ein Mindest-Konsens wäre damit erreicht und die Planung befände sich

im „Ersten Quadranten“ der Konsensmatrix. Diese Konkretisierung könnte die Vorschläge z.B. aus dem Arbeitsblatt BWK M3 [BWK-M 3, 2001] oder aus F. Sieker et al. [Sieker, 2004] aufgreifen.

2.7 Wasserwirtschaftlicher Emissionshandel

Eleganter als gesetzliche Regelungen und privatwirtschaftlich marktorientiert ist die Einführung eines Emissionshandels für wasserwirtschaftlich relevante Qualitätsparameter. Dies könnte auch vermeiden, dass die Kommunen und andere Beteiligte, wie industrielle Direktionen, einem zu hohen Investitionsdruck in zu kurzer Zeit ausgesetzt werden. Für Einzugsgebiete kann als Konsequenz der EU-Wasserrahmenrichtlinie (Verschlechterungsverbot) ein Kontingentierungsmodell verfolgt werden, das erlaubte Jahresfrachten für die Anrainer eines Gewässers formuliert, welche Schadstofffracht in das Gewässer entlassen werden kann, ohne dass es Schaden nimmt.

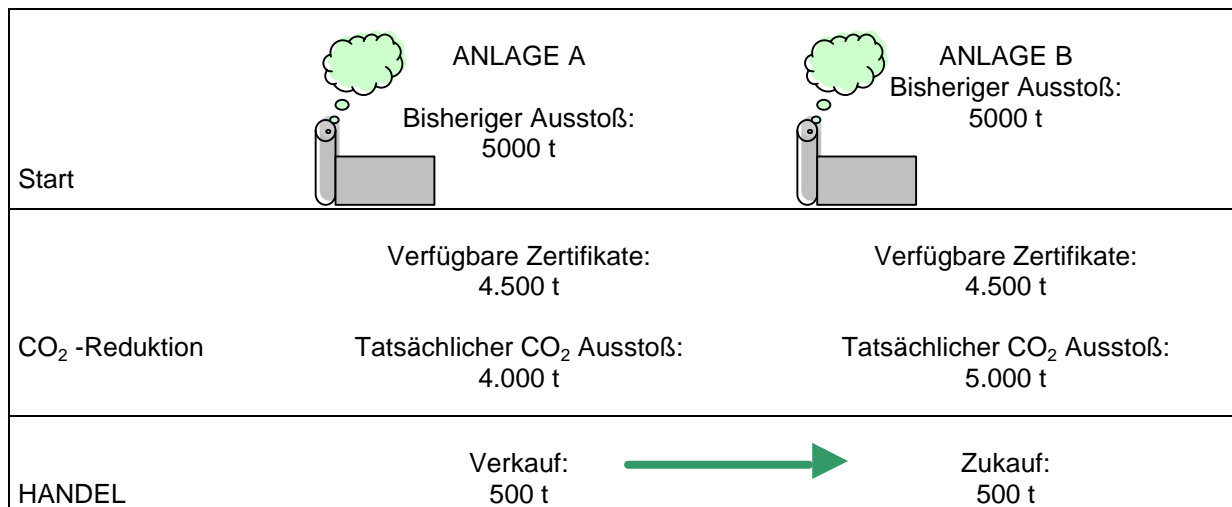
Dass das Prinzip des Emissionshandels auch für andere Fragestellungen übernommen werden kann zeigt [Kloepfer, 2004]: Schon in den 1960er Jahren wurden Sonnenscheinrechte im Zusammenhang mit dem Bau von Hochhäusern in Japan gehandelt. In den USA ist der Emissionshandel in der Wasserwirtschaft bereits in [EPA, 2003] beschrieben und eine Handlungsanweisung zur Einführung gegeben. In [Thurston et al., 2003] wird der Handel mit versiegelten Flächen zur Steuerung des Niederschlagsabflusses in Form einer Auktion der zukünftigen Grundeigentümer beschrieben. Auch das BWK M 3 nimmt die Idee der Kontingentierung auf und erlaubt die Aufteilung der zulässigen Einleitungsabflüsse innerhalb eines geschlossenen Siedlungsgebietes auf die einzelnen Einleitstellen zur Erweiterung des Bewirtschaftungsspielraumes [BWK-M 3, 2001].

2.7.1 Prinzip des Emissionshandels

Mit der Richtlinie 2003/87/EG [EU, 2000] wurde am 13. Oktober 2003 ein System für den Handel mit Treibhausemissionszertifikaten in der EU eingeführt. Die Idee des Emissionshandels ist der Versuch, den Verbrauch natürlicher Ressourcen in Geldwerten auszudrücken. Der Ausstoß von CO₂ wird somit reguliert und kann über einen längeren Zeitraum stetig vermindert werden.

Der Klimaschutz soll dort stattfinden, wo er zu den geringsten Kosten umgesetzt werden kann. So soll gleichermaßen ökologisch wirksames und ökonomisch effizientes Handeln ermöglicht werden. Den betroffenen Anlagen und anderen Wirtschaftssektoren werden konkrete Minderungsziele zugeordnet, und in diesem Umfang Emissionsberechtigungen zur Verfügung gestellt. Diese Berechtigungen sind handelbar und dienen als Gutschrift. Erreicht das Unternehmen die Ziele durch eigene kostengünstige CO₂-Minderungsmaßnahmen, kann es nicht benötigte Berechtigungen am Markt verkaufen. Alternativ kann es Berechtigungen am Markt zukaufen, wenn eigene Minderungsmaßnahmen teurer ausfallen würden. Erfüllt das Unternehmen seine Minderungsverpflichtung nicht, werden empfindliche Sanktionen

fällig. Die nicht erreichte Minderungsverpflichtung muss im Folgejahr zusätzlich erbracht werden.



Das Ziel der CO₂ -Reduktion ist erreicht. Anlage A hat mit dem Verkauf der Zertifikate Geld verdient, Anlage B hat sich aufwendige Investitionen erspart.

Abbildung 8: Funktionsweise des Emissionshandels (Quelle www.dehst.de/1.7.2004)

Ein Beispiel: Die Unternehmen A und B sollen zusammen 10% ihrer Emissionen abbauen. Während für das Unternehmen B die notwendigen Investitionen zum Emissionsabbau relativ hoch sind, sind die Investitionen im Unternehmen A niedriger. Durch den Emissionshandel ist es für das Unternehmen A wirtschaftlich attraktiv, 20% seiner Emissionen abzubauen und die dann nicht genutzten Emissionsrechte an das Unternehmen B, das selbst keine Emissionsminderung umgesetzt hat, zu verkaufen. Das Klimaschutz-Ziel ist in jedem Fall erreicht: 10% der Emissionen der Unternehmen A und B wurden abgebaut (www.dehst.de/1.7.2004). Der Emissionshandel für CO₂ und andere Treibhausgase wird nur für Betreiber von Großenergieanlagen mit einer Feuerungswärmeleistung von über 20 Megawatt eingeführt.

Als erster Schritt bei der Einführung des Emissionshandels steht die Erstellung des Allokationsplanes für den Handelszeitraum von 2005 - 2007. Dieser beinhaltet:

1. Einen Makroplan mit folgenden Festlegungen:
 - a. Die insgesamt maximal zulässige Emissionsfracht CO₂ „CAP“ wird definiert (495 Mio. t jährlich). Diese darf nicht überschritten werden.
 - b. Die maximal zulässige Emissionsmenge CO₂ anderer Sektoren wie Verkehr, Haushalte etc. wird definiert.
 - c. Die maximal zulässige Gesamtmenge der anderen Treibhausgase wird festgelegt.
 - d. Es wird für Neuanlagen eine Reserve von 3 Mio. t CO₂ jährlich festgelegt.

2. Einen Mikroplan, der die konkrete Zuteilung der einzelnen Zertifikate auf die Anlagenbesitzer auf Basis historischer Werte regelt. Dieser Mikroplan regelt auch Sonderregelungen, wenn z.B. bereits Vorleistungen zum Klimaschutz erbracht wurden. Die Zuteilungen erfolgen grundsätzlich mit einem Abschlag (Erfüllungsfaktor).

2.7.2 Emissionshandel für ein wasserwirtschaftliches Einzugsgebiet: Qualitativ

Ob der Emissionshandel für die Wasserwirtschaft prinzipiell geeignet ist, soll anhand dreier zentraler Kriterien der Umweltökonomie geprüft werden. Werden die Kriterien durch das umweltökonomische Instrument erfüllt, kann von positiven Auswirkungen auf die Umwelt ausgegangen werden. Diese Kriterien sind:

- Die Effizienz oder die Fähigkeit das durch die Umweltpolitik spezifizierte Ziel mit minimalen Kosten zu erreichen: Ein Instrument ist effizient wenn, „...es die Emittenten zu einer Aufteilung der insgesamt zu erbringenden Emissionsvermeidungsanstrengung veranlasst, bei der die Grenzvermeidungskosten zwischen den Emittenten ausgeglichen sind.“ [Endres, Ohl, 2004] (Seite 14). Die Effizienz als marktwirtschaftliche Größe ist nicht an ein Umwelt-Medium oder an einen Schadstoff gebunden. Der Zertifikathandel ist ein Instrument zur Erreichung des Ausgleichs der Grenzvermeidungskosten.
- Die ökologische Treffsicherheit oder die Fähigkeit das vorgegebene Zielniveau exakt und zügig zu erreichen: Die ökologische Treffsicherheit ist dann gegeben, wenn der Regulierungsgegenstand mit dem Ziel übereinstimmt oder wenigstens in unmittelbarem Zusammenhang steht. Ökologisch treffsicher ist, wenn das Ziel der Vermeidung von Eutrophierungen in Gewässern zu einer Beschränkung der Nitrat und Phosphat-Einleitungen führt, da ein unmittelbarer Wirkungszusammenhang besteht [Endres, Ohl, 2004].
- Die dynamische Anreizwirkung oder die Fähigkeit umwelttechnischen Fortschritt zu induzieren: Die dynamische Anreizwirkung meint, dass die Entscheidungsträger umwelttechnischen Fortschritt soweit einführen, wie dies der Erreichung seiner Gewinnmaximierungszielsetzung zuträglich ist. Das impliziert, dass Entscheidungen auf Basis von Kosten-Nutzen Überlegungen getroffen werden. Die dynamische Anreizwirkung ist bis zur Erreichung politisch vorgegebener Ziele (z.B. Grenzwerte der Gewässergüteklassen) gegeben. Darüber hinaus kann die dynamische Anreizwirkung erhalten bleiben, wenn die breiten Anreize durch die Verknappung dazu führen, dass die verknappte Ressource auf jede rentable Weise ersetzt wird [Endres, Ohl, 2004].

Die Kriterien Effizienz und dynamische Anreizwirkung sind rein ökonomische Kriterien und beziehen sich nicht auf ein zu schützendes Medium oder einen bestimmten Emittenten. Für diese Kriterien bliebe zu prüfen, ob sich kommunale Institutionen ähnlich ökonomisch

hinsichtlich der Erzielung von Kosteneinsparungen verhalten wie private Betreiber. Dies kann im Rahmen dieser Arbeit nicht abschließend geprüft werden.

Grundlage eines Emissionshandels in der Wasserwirtschaft sollte immer eine integrierte Planung für ein Einzugsgebiet sein. Nur so kann der Basis-Emissionszustand ermittelt werden und zusätzlich die Minderungspotentiale aufgezeigt werden, wie diese und wo diese zu verwirklichen sind. Auch um weiterhin die Anforderungen der maximalen Ammoniumkonzentration bzw. minimalen Sauerstoffkonzentration in den Gewässern nachzuweisen. Sind Maßnahmen leicht umzusetzen, werden die betroffenen Kommunen schnell handeln, um den gewonnenen Zertifikats-Spielraum zu nutzen und Erlaubnisse verkaufen zu können. Dort wo die Bedingungen vergleichbar schwierig bzw. teuer umzusetzen sind, werden frei werdende Zertifikate dazugekauft.

Akut toxische Stoffe sind für den Emissionshandel nicht geeignet. Diese müssen am Entstehungsort immer nach dem Stand der Technik behandelt und reduziert werden.

In [EPA, 2003] werden vier Kriterien genannt, die zur Eignung eines Einzugsgebiets und eines Schadstoffes geprüft werden müssen:

1. Schadstofftyp und -erscheinungsform
2. Auswirkungen des Schadstoffes
3. Zeitliche Homogenität zwischen der Gültigkeit der Emissionsrechte und der Schadstoffproduktion
4. Die Menge muss zwischen Produktion und Bedarf ausgewogen sein.

Zur Prüfung der Eignung eines Einzugsgebiets schlägt die EPA eine sechsstufige Analyse vor, die durch eine integrierte Planung abgedeckt werden könnte, aber hier nicht näher beschrieben werden soll [EPA, 2003].

Ein bedeutender Unterschied zwischen dem Emissionshandel für Treibhausgase und den Schadstoffen, die in der Wasserwirtschaft relevant sind, ist die lokale oder regionale Schädigung. Als Treibhausgas wirkt CO₂ global und in den emittierten Dosen nicht akut toxisch. Es eignen sich nicht alle wasserwirtschaftlich relevanten Schadstoffe für den Emissionshandel. Es können hier nur solche gehandelt werden, deren Gefährdungspotential sich über die emittierte Fracht beschreiben lässt, um die ökologische Treffsicherheit zu gewährleisten. Der Emissionshandel kann zunächst für wenige Parameter eingeführt werden. Hierfür bieten sich die Nährstoffe Nitrat und Phosphat oder auch der Feststoffrückhalt an. Die Nährstoffe bieten sich vor allem auf Grund ihrer ökologischen Treffsicherheit an. Wenn der Feststoffeintrag (AFS) als Summenparameter für die Gewässerverschmutzung betrachtet werden kann, da er sowohl direkt auf die Gewässerqualität als auch indirekt über transportierte (adsorbierte) Schadstoffe wirkt, wäre auch dieser Parameter geeignet. Direkt wirkt der AFS sich durch die Verstopfung des Schutzraumes der Wirbellosen und anderer Gewässerlebewesen aus. Indirekt kann es durch

Veränderungen der Wassereigenschaften zu einem Freisetzen von Schadstoffen und damit zu toxischen Erscheinungen kommen [Sieker, 2004]. Im wasserwirtschaftlichen wie auch wirtschaftswissenschaftlichen Sinne zielführend erscheint auch ein Handel für die Emissionen von Schwermetallen wie Kupfer, Zink oder Cadmium. Der Summenparameter CSB erscheint wegen der mangelnden ökologischen Treffsicherheit (fehlender Bezug zur Gewässergüte) zunächst nicht geeignet [Hallbach, 2003]. Sinnvoller wäre hier ein Ansatz des Sauerstoffverbrauches über die Sauerstoffkonzentration herzuleiten.

Die Kühlwassereinleitungen durch Kraftwerke könnten durch einen Zertifikathandel mit Energieabgaben für ein Gewässer begrenzt werden. Der wasserwirtschaftliche Emissionshandel kann auch auf das Abflussregime ausgeweitet werden. Für ein Einzugsgebiete kann definiert werden, welcher Hochwasserabfluss welcher Wiederkehrzeit nicht verschlechtert werden soll. So könnte z.B. für den Rhein am Pegel Köln ein HQ 100 definiert werden, dass durch Maßnahmen im Einzugsgebiet nicht weiter vergrößert werden soll. Diese Vorgabe wäre an die Teileinzugsgebiete sukzessive bis auf die Umsetzungsebene weiterzugeben.

Über diesen frachtorientierten Ansatz hinaus ist das immissionsorientierte Dosiskonzept, wie es auch im BWK M3 verwirklicht ist, neben einem Zertifikathandel unbedingt aufrecht zu erhalten. Eine Kontingentierung der Frachten für akkumulativ wirkende Stoffe ist aber ganz im Sinne des kombinierten Ansatzes der EU-Wasserrahmenrichtlinie und des BWK M3. Das Konzept des Emissionshandels ist vor allem ein Konzept zur stetigen Verbesserung der Gewässerqualität.

Im voraus muss eine sinnvolle räumliche Begrenzung für den Zertifikathandel definiert werden. Sinnvoll kann z.B. eine Abgrenzung vor Stillgewässern sein, welche die Schadstofffrachten aufnehmen und akkumulieren. Ein Beispiel hierfür wäre die begrenzte Zufuhr von Nährstoffen zu Talsperren, die der Trinkwassernutzung dienen. Der Handel muss aber nicht nur auf Gewässereinzugsgebiete beschränkt bleiben. Möglich wäre auch ein intrakommunaler Handel zwischen industriellen Einleitern, Niederschlagswassereinleitungen und Kläranlageneinleitungen.

Als Basis für die erlaubte Emissionsfracht sollte der Ist-Zustand nach Vollendung der in den aktuellen GEP festgeschriebenen Maßnahmen herangezogen werden. Es sollte sichergestellt werden, dass der Ist-Zustand keine Verschlechterung erfährt. Dies ist auch im Sinne der WRRL und dem darin enthaltenen Verschlechterungsgebot. Die Zielwerte für die Qualitätsparameter sollten durch die zuständigen Behörden vorgegeben werden und sich an den natürlichen Wassereigenschaften der betrachteten Fließ- oder Stillgewässer orientieren. Hierfür können die im Moment durch die LAWA erarbeiteten typspezifischen Referenzbedingungen, die den guten ökologischen Zustand der Gewässer beschreiben, herangezogen werden. Dieser Immissionsbezug entspricht den Vorgaben aus der EU-WRRL und aus dem BWK M3.

Der Emissionshandel kann sich zunächst auch nur auf bestimmte Einleitungsquellen beziehen. Andere Einleitungsquellen können vorerst davon ausgeschlossen werden. Da die

Kläranlagen in aller Regel sehr hohe Wirkungsgrade und Anschlussgrade aufweisen, bieten sich hierfür die Einleitungen durch Niederschlagswasser an. Die Einleitungen von Niederschlagswasser (über Mischwasserüberläufe oder im Trennsystem direkt) sind aktuell in der Diskussion und als wesentliche Verursacher von Gewässerqualitätsmängeln identifiziert [Sieker, 2003]. Die Qualitätsparameter sind so abzustimmen, dass eine sinnvolle Aufteilung der Emissionen auf dem Bestand aufbauend möglich wird. Unter den Beteiligten kann über Verwaltungsvereinbarungen die Einhaltung der vorgegebenen Ziele festgeschrieben werden. Die Einführung eines Emissionshandels könnte neben der Reduzierung von Schadstoffeinträgen eine stärkere Verflechtung und Kommunikation der Beteiligten innerhalb eines Einzugsgebietes zur Folge haben. Die betroffenen Kommunen, deren Planer und Behörden können zu einem Austausch und zu moderierten Entscheidungsprozessen finden.

Der Emissionshandel für Schadstoffe in der Wasserwirtschaft kann die mittlerweile umstrittene Abwasserabgabe ersetzen. Die Abwasserabgabe hat ihren ursprünglichen Sinn als Lenkungsabgabe, das ökologische Gleichgewicht der Gewässer zu bewahren und eine einwandfreie Wasserversorgung der Bevölkerung sicherzustellen mittlerweile eingebüßt. Die Stimulation zur Investitionsbereitschaft in neue Kläranlagen oder in moderne Abwassertechnik ist weitgehend eingebüßt [Seidel, 1998]. Auch ist die Abwasserabgabe in Deutschland einzig und damit nicht konsensfähig im Rahmen der EU. Die Investitionsbereitschaft kann durch das ökonomische Werkzeug Emissionshandel wieder erhöht werden und auf europäischer Ebene auch für grenzüberschreitenden Gewässer zu einheitlichen Anreizen führen.

Nach der Auseinandersetzung mit den Planungsprozessen und den Veränderungen die diese durch die integrierte Planung unterlaufen, werden im Folgenden die notwendigen Bestandsaufnahmen in einem Einzugsgebiet beschrieben.

II. Bestandsaufnahme

3 Grundlagen

3.1 Einführung

Die Darstellung und Auswertung der Grundlagen führt zu einer Charakterisierung des Einzugsgebiets und beschreibt den Ist-Zustand des Gewässers und seines Einzugsgebietes. Ohne eine ausführliche Darstellung des Ist-Zustandes ist eine Zielformulierung für das Gewässer nicht möglich. Dieses Kapitel soll aber auch verdeutlichen, welche Eingangsdaten notwendig sind und in welchem Umfang Daten verarbeitet werden müssen, um eine integrierte wasserwirtschaftliche Planung zu erarbeiten.

Die vorgestellten Berechnungen und Beschreibungen in dieser Arbeit werden am Beispiel des Einzugsgebietes der Glems in Baden-Württemberg vorgestellt.

3.2 Meteorologische Daten

Es standen im umfangreichen Maße digitale Daten von Pegeln und von Niederschlagsstationen im Einzugsgebiet und in dessen Nähe zur Verfügung (Quelle: Landesanstalt für Umweltschutz (LfU), Baden-Württemberg). In Ergänzung wurden Verdunstungs- und Temperaturdaten bereit gestellt, die in die Niederschlags-Abfluss-Simulation einfließen. Einen kompletten Überblick über die meteorologischen Grundlagendaten gibt Tabelle 3.

Aus Tabelle 3 kann entnommen werden, dass für die präzise Erstellung und Berechnung eines Niederschlags-Abfluss Modells nur wenige Zeiträume existieren, für die alle meteorologischen Eingangsdaten vorliegen. Für die Abbildung der siedlungswasserwirtschaftlichen Prozesse sind Niederschlagsdaten in einer zeitlichen Auflösung von 5 - 15 min. erforderlich. Diese liegen nur für die Zeiträume 1982-1991 und 1997-2002 für mehr als eine Station vor.

Für den Zeitraum 1997-2002 liegen nur Pegelaufzeichnungen für den Mündungspegel vor. Die Aufzeichnungen eines Pegels sind durch einen Autobahnbau von 1996 bis 2000 gestört. Für den Zeitraum 1982-1991 liegen auch für die anderen Pegel Werte vor, die zur Kalibrierung und Vergleich der Simulation herangezogen werden können. Für diesen Zeitraum können die Niederschlagsaufzeichnungen durch Tageswertschreiber im Einzugsgebiet ergänzt und mit ihnen abgeglichen werden. Die ausgewählten Niederschlagsstationen (s. Abbildung 9) stellen für die Modellierung eine ausreichende Datenbasis dar. Die gemessenen Niederschläge wurden mit Hilfe der idw-Methode (inverse distance weighing) regionalisiert.

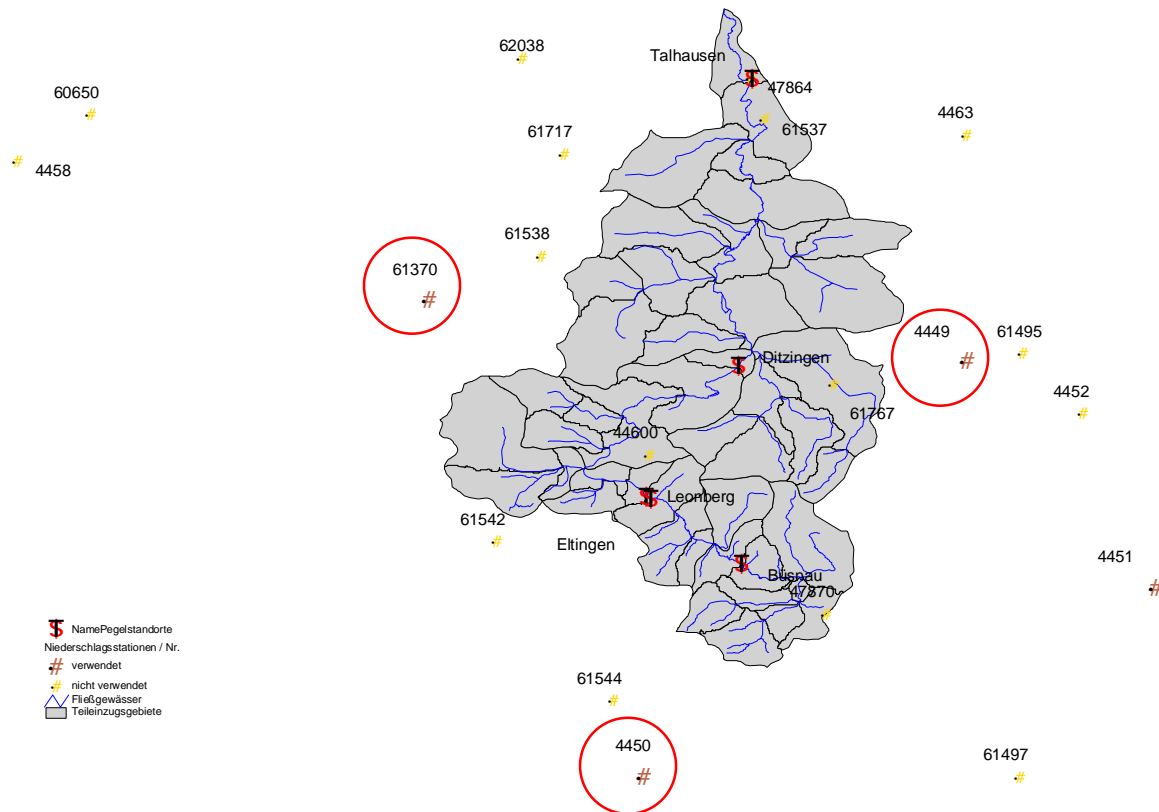


Abbildung 9: Pegel und Niederschlagsstationen (rot umrandet: die für die Kalibrierung verwendeten Niederschlagsstationen) Quelle: Landesanstalt für Umweltschutz, Baden-Württemberg

Da die gemessenen Niederschlagsdaten nicht für langjährige Modellsimulationen ausreichen, werden zeitlich hochaufgelöste synthetische Niederschlagsreihen für 30 Jahre zur Simulation verwendet. Diese weisen folgende Charakteristiken auf [Landesanstalt für Umweltschutz (LfU) Baden-Württemberg, 2000]:

- Die Jahressummen sind realistisch,
- Das großräumige Wetterverhalten (Großwetterlagen) ist bei der Erstellung berücksichtigt,
- Der zeitliche Ablauf der Niederschlagsereignisse ist realistisch,
- Die Skalierungseigenschaften der Niederschlagsereignisse entsprechen den realen,
- Die jahreszeitlichen Schwankungen der Niederschlagscharakteristika werden berücksichtigt,
- Die Extreme des Niederschlags stimmen mit den Ergebnissen der Niederschlagsextremwertanalyse (KOSTRA) überein,
- Der räumliche Zusammenhang zwischen den Zeitreihen wird berücksichtigt,

Tabelle 3: Zeitreihen und Zeiträume zur NA-Simulation

Jahr		78	79	80	81	82	83	84	85	86	87	88	89	90	91	92	93	94	95	96	97	98	99	00	01	02
Auflösung	Station Nr.																									
Niederschlag																										
Tageswerte	61537																									
	61538																									
	61542																									
	61544																									
	61717																									
	61767																									
1h	61495																									
	61497																									
30 min	4451																									
	4458																									
	4452																									
	4463																									
	4450																									
	4449																									
	44600																									
min.	47870																									
	47864																									
	60650																									
	61370																									
	62038																									
	Synthetische Daten	Daten wurden für den Zeitraum 1966 – 1995 (30 Jahre) zur Verfügung gestellt (Quelle LfU)																								
Temperatur und Verdunstung																										
Tageswerte	Rutesheim																									
	Hohenheim																									
	Stuttgart																									
	Schnarrenberg																									
Pegel																										
Stundenwerte	Büsnau																									
	Leonberg alt																									
	Leonberg neu																									
	Ditzingen																									
	Talhausen																									

Die synthetischen Reihen können nicht zur Kalibrierung von Simulationen mit Pegelganglinien verwendet werden. Die Datenreihen werden für jeden beliebigen Koordinatenpunkt in einem 5-7 km Raster erzeugt. Da die Daten in einem engen Raster ausgegeben werden und regionale Bezüge aufweisen, müssen sie nicht mehr von den angewendeten Modellen regionalisiert werden. Die synthetischen Zeitreihen bilden den räumlichen Zusammenhang auch zeitsynchron ab. Die ungleichmäßige Überregnung des Einzugsgebietes wird damit dargestellt.

Für die Simulation wurden Datenreihen zur potentiellen Verdunstung und zur Lufttemperatur (1980-2000) bereit gestellt. Die potentielle Verdunstung basiert dabei auf Berechnungen des Deutschen Wetterdienstes mit dem Turc/Ivanov-Verfahren. Da keine anderen Daten zur Verfügung standen, wurden diese Datenreihen auch für die Simulation mit den synthetischen Regenreihen verwendet. Hierfür mussten die Reihen sinnvoll erweitert werden, indem der Jahresgang der Verdunstung und Lufttemperatur der Jahre 1990-2000 für die ersten zehn Jahre der 30 jährigen Simulation und der Jahresgang der Jahre 1980-2000 für die folgenden 20 Jahre verwendet wurde.

3.3 Siedlungswasserwirtschaft

Der Datenbestand innerhalb der Gemeinden zu den Stadtentwässerungssystemen ist sehr unterschiedlich. Die beteiligten Kommunen stellten umfangreiche Informationen über die Kanalnetze und Bauwerke zur Verfügung. Die zusammengestellten Daten und erste Berechnungen wurden von den Beteiligten auf Vollständigkeit und Plausibilität geprüft. Tabelle 4 gibt einen kurzen Einblick in die Vielfalt der unterschiedlichen Daten und Formate.

Tabelle 4: Eingangsdaten Stadtentwässerung (Übersicht)

Datensatz	Datenformat	Quelle
Kläranlagenablaufwerte Schmutzfracht, Abflussvolumen	Tabelle	RIPS LfU Baden- Württemberg
Einwohnerzahlen	ArcView Datei	RIPS LfU Baden- Württemberg
Kanalnetze	Dateien zur Schmutzfrachtberechnung und Kanalnetzhydraulik Pläne und Berichte	Kommunen
Bauwerksdaten	Dateien zur Schmutzfrachtberechnung und Kanalnetzhydraulik; Pläne und Berichte	Kommunen
Versiegelungsgrade	Pläne und Berichte	Gutachten

3.4 Einzugsgebiet

Grundlage und Quelle der für diese Arbeit übernommenen Daten ist das räumliche Informations- und Planungssystem (RIPS) des Landes Baden-Württemberg der LfU. Für die

Niederschlagsabfluss-Modellierung werden verschiedene Informationen benötigt, um das hydrologische Verhalten des Einzugsgebietes zu beschreiben und zu berechnen.

Tabelle 5: Eingangsdaten Niederschlags-Abfluss-Modellierung

Datensatz	Maßstab	Datenformat	Quelle
Bodendaten:	1 : 200.000	ArcView Datei	RIPS LfU Baden-Württemberg
Fließgewässernetz	1 : 10.000	ArcView Datei	RIPS LfU Baden-Württemberg
Landnutzung: Corine und Landsatdaten	1 : 200.000 30m Raster	ArcView Datei	RIPS LfU Baden-Württemberg
Hydrogeologie	1 : 200.000	ArcView Datei	RIPS LfU Baden-Württemberg
Geländemodell	30 m Raster	ASCII Datensatz	RIPS LfU Baden-Württemberg
Ausgewählte Querprofile der Fließgewässer		Gutachten / Bericht / Plan	Kommunen
Topographische Karten	1 : 25.0000	Tiff-Datei	RIPS LfU Baden-Württemberg
Atkis-Daten	1 : 25.0000	ArcView Datei	RIPS LfU Baden-Württemberg
Becken- und Speicherbauwerke		Gutachten / Bericht / Plan	Kommunen
Gemeindegrenzen	1 : 50.000	ArcView Datei	RIPS LfU Baden-Württemberg
Daten zur Landwirtschaft		Gutachten / Bericht / Plan	Landwirtschaftsamt

3.5 Daten zur Gewässergüte

Die Gewässergüte wird durch eine Messkampagne (Quelle: Landesanstalt für Umweltschutz (LfU), Baden-Württemberg) hinsichtlich ihrer chemischen Parameter beschrieben. Es liegen über 1,5 Jahre monatliche Stichproben vor. Gemessen wurde an neun Messstellen (s. Abbildung 18) von Juli 1999 bis Dezember 2000 unter anderem folgende Parameter:

- | | | | |
|---|--|----------------------------------|--------------------------------|
| 1. Temperatur | 7. Mg
Magnesium | 11. N-NO2
Nitrit Stickstoff | 14. SO ₄
Sulfat |
| 2. Elektrische
Leitfähigkeit | 8. Ca
Calcium | 12. N-NO3
Nitrat Stickstoff | 15. Cl
Chlorid |
| 3. O ₂
Sauerstoffgehalt | 9. DOC:
gelöster organischer
Kohlenstoff | 13. N-NH4
Ammonium Stickstoff | 16. P-PO4
Phosphat Phosphor |
| 4. PH-Wert | 10. TOC.
Gesamt organischer
Kohlenstoff | | 17. P-TP
Gesamt Phosphor |
| 5. AFS
Abfiltrierbare Stoffe | | | |
| 6. BSB5.
Biochemischer
Sauerstoffbedarf | | | |

Die Gewässerstrukturgüte wurde in einem Gutachten [Knoll Ökoplan, 1998] erhoben und beschrieben. Die Daten wurden für die Darstellung in ArcView visualisiert (s. Kapitel 3.9).

3.6 Die Gloms und ihr Einzugsgebiet

Das Einzugsgebiet der Gloms liegt in Süd-Westdeutschland. Insgesamt liegen zehn Gemeinden bzw. Städte im Einzugsgebiet. Die Glom ist ein Fluss 3. Ordnung im Neckareinzugsgebiet. Der Fließweg beträgt ca. 45 km, das Einzugsgebiet hat eine Größe von ca. 195 km². Es ist im südlichen Teil stark bewaldet, im Norden vor allem durch landwirtschaftliche Flächen geprägt (s. Abbildung 10). Der große Anteil an Siedlungsgebieten ist ein weiteres Charakteristikum des Einzugsgebietes.

Vor allem im südlichen Einzugsgebiet sind viele Nebenarme verzeichnet; im Norden sind es nur noch wenige, die oft im Sommer trocken fallen. Insgesamt beträgt die Fließstrecke der Nebenläufe ca. 115 km. Das Gewässer weist im gesamten Verlauf einen dichten Uferbewuchs mit Bäumen und Sträuchern auf. Die einzige Ausnahme bildet hierbei ein kurzer Abschnitt bei der Unterquerung eines großen Autobahndreieckes: der Uferbewuchs ist hier spärlich. Die Tabelle 6 zeigt, dass die Hälfte des Einzugsgebiets landwirtschaftlich genutzt wird, ca. 27 % von Wald bedeckt ist und ca. 16 % als Siedlungs- und Verkehrsfläche genutzt wird.

Tabelle 6: Flächenanteile der Landnutzungen; Grundlage: Daten aus dem räumlichen Informations- und Planungssystem (RIPS)

Landnutzung	Fläche in [ha]	In [%]	Landnutzung	Fläche in [ha]	In [%]
Ackerflächen	7278	37	Brachflächen	414	3
sonstige Waldflächen	2778	14	Industrie etc.	385	2
Siedlung - locker	2196	11	Weinbauflächen	227	1
Nadelwald	1625	8	unbewachsene Flächen	94	< 1
Streuobst, Kleingärten u.ä.	1610	8	Intensivobstbau	34	< 1
intensives Grünland	1198	6	Wasserflächen	19	< 1
Laubwald	1005	5	extensives Grünland	14	< 1
Siedlung - dicht	668	3	Feuchtflächen	2	< 1
Summe	19547 ha		100 %		

Neben der intensiven Nutzung des Einzugsgebiets sind für den Lauf des Gewässers die Wassermühlen charakteristisch. Von Flusskilometer 1,2 bis 30,9 befinden sich 23 Wassermühlen (alle 1,3 km eine Mühle). 17 dieser Mühlen sind noch in Betrieb bzw. unterbrechen den Lauf durch Wehre und Mühlgraben.

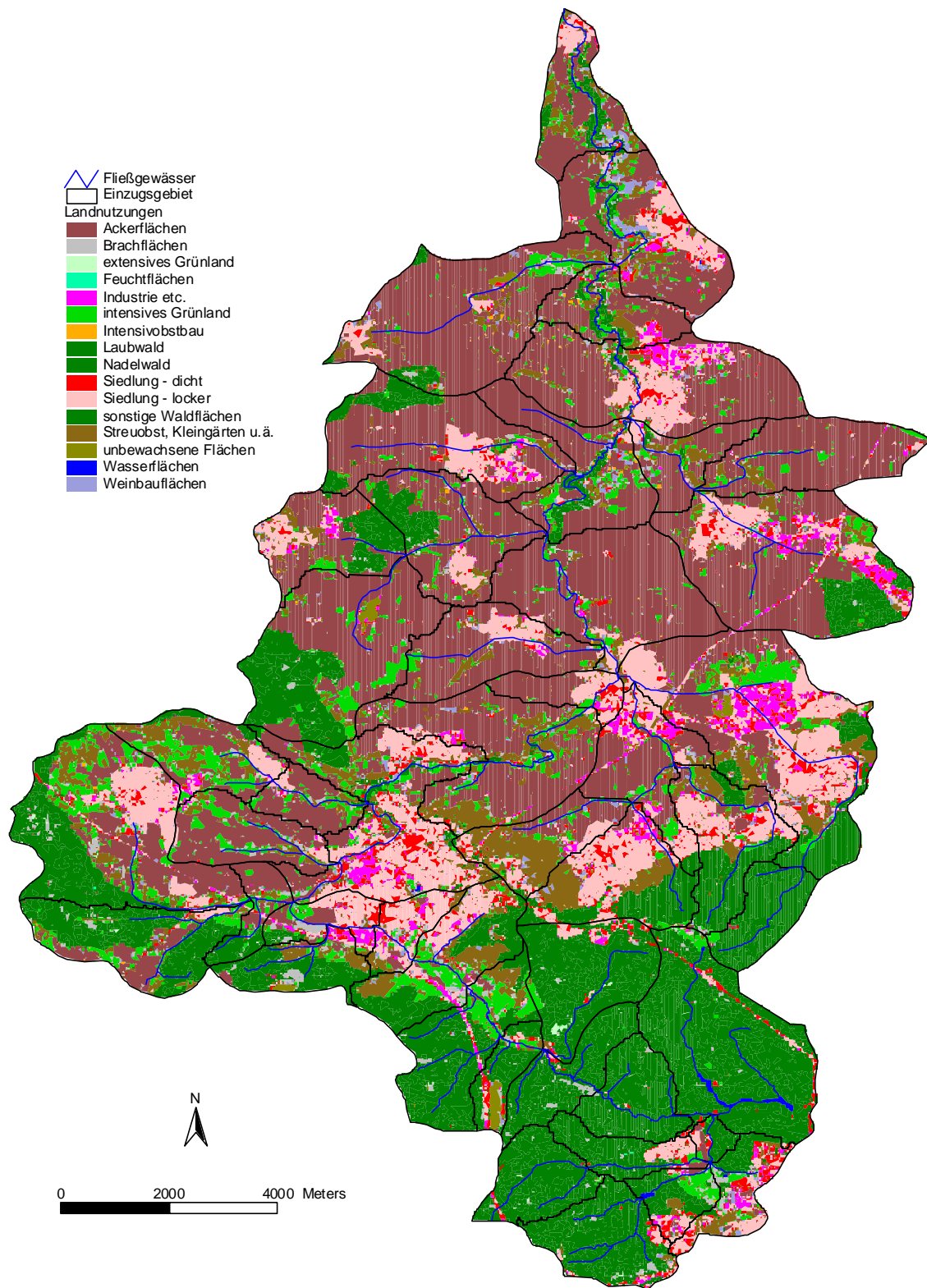


Abbildung 10: Landnutzung, Grundlage: Daten aus dem räumlichen Informations- und Planungssystem (RIPS)

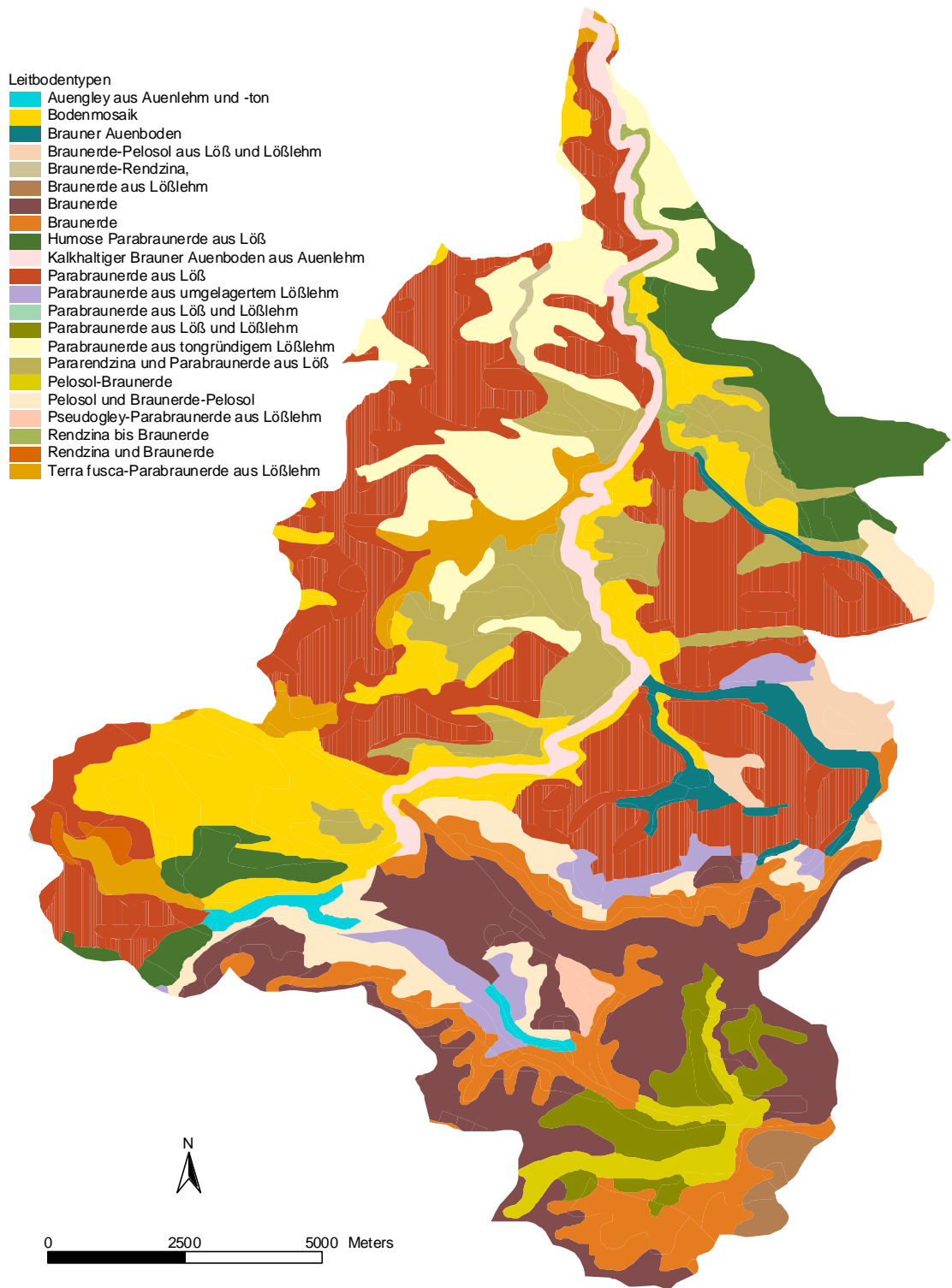


Abbildung 11: Leitbodentypen, Grundlage: Daten aus dem räumlichen Informations- und Planungssystem (RIPS)

Abbildung 11 zeigt die Verteilung der Leitbodentypen im Einzugsgebiet. Im Einzugsgebiet dominieren Braunerde und Parabraunerde. Vor allem für den nördlichen Teil des Einzugsgebietes sind die vorherrschenden Böden Lößböden. Aus der Darstellung der Hydrogeologie des Einzugsgebietes (Abbildung 12) lässt sich erkennen, dass ein großer Teil auf Karst (Muschelkalk, Gipskeuper) gegründet ist. Das bedeutet eine schnelle und zügige Tiefenversickerung des Wassers und Grundwasserabstrom aus dem Einzugsgebiet heraus. Das oberirdische Einzugsgebiet und das Grundwassereinzugsgebiet des Gewässers sind unterschiedlich [Plümacher, 1999]. In trockenen Zeiten können die Gewässer trocken fallen. Das Oberflächenwasser versickert in den karstigen Untergrund und fließt in einem tieferen Grundwasserstockwerk mit einer höheren Retention (Verzögerung) als der Basisabfluss.

Tabelle 7: Geologie, Petrograph und Hydrogeologie Grundlage: Daten aus dem räumlichen Informations- und Planungssystem (RIPS)

Geologische Formation	Petrograph	Hydrogeologische Bedeutung	Anteil
Unterjura	Tonmergelstein mit Kalk- und Mergelstein	Grundwassergeringleiter mit mäßiger Grundwasserführung	1%
Mittelkeuper, ungegliedert	Tonmergelstein mit Feinsandstein- und Mergelsteinlagen	schichtig gegliederter Kluftgrundwasserleiter; mäßige Grundwasserführung	1%
Untere Bunte Mergel	Tonmergelstein mit Mergelsteinbänken	Grundwassergeringleiter mit geringer bis sehr geringer Grundwasserführung	2%
Sandsteinkeuper	Mittel- bis Grobsandstein	schichtig gegliederter Kluftgrundwasserleiter; mäßige Grundwasserführung	13%
Schilfsandstein-Formation	geringmächtiger sandiger Tonstein	Porengrundwasserleiter mit mäßiger Grundwasserführung	3%
Junge Talfüllungen	Kies, Sand, Schluff, Ton	Porengrundwasserleiter	6%
Gipskeuper	Ton- und Mergelstein	Kluft- und Karstgrundwasserleiter mit mäßiger Grundwasserführung	13%
Oberer Muschelkalk	Kalkstein mit Ton- und Tonmergelsteinlagen	geklüfteter Grundwasserleiter mit mäßiger bis mittlerer Grundwasserführung	14%
Unterkeuper	Wechselfolge von Ton-, Mergel-, Dolomit- und Sandstein	Karst- und Kluftgrundwasserleiter	17%
Löß, Lößlehm	Löß, Lößlehm	nur als Grundwasserüberdeckung von hydrogeologischer Bedeutung	30%

Tabelle 7 zeigt die Interpretationen der Geologischen Formation bezüglich des Petrographs und der hydrogeologischen Bedeutung. 30 % des Einzugsgebietes sind durch mächtige

Lößauflagen (Mächtigkeit > 2m) gekennzeichnet. 45 % des Einzugsgebietes gründen auf Karstformationen (Unter-, Oberkeuper, Muschelkalk).

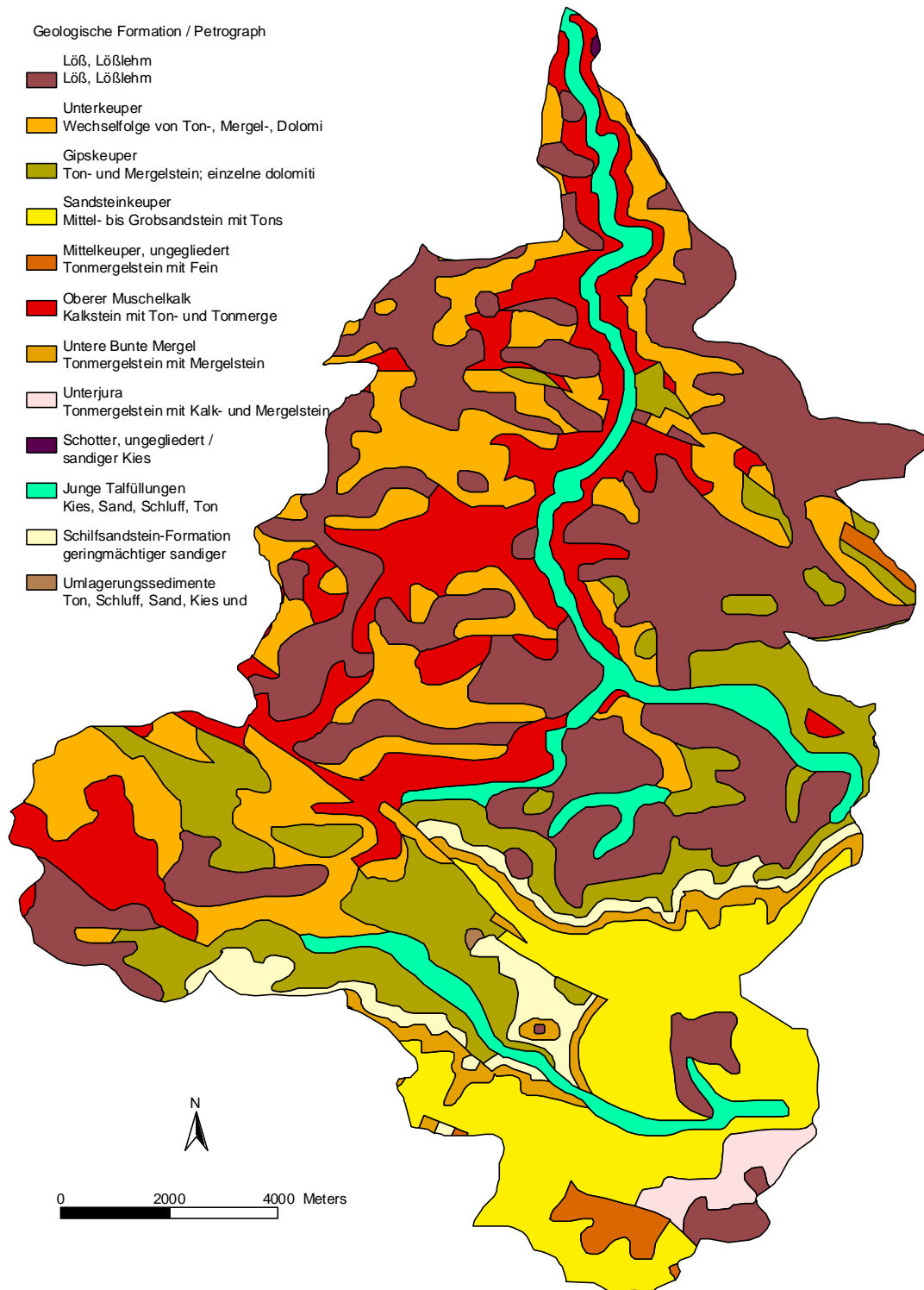


Abbildung 12: Geologische Formationen und Petrograph, Grundlage: Daten aus dem räumlichen Informations- und Planungssystem (RIPS)

3.7 Niederschlag

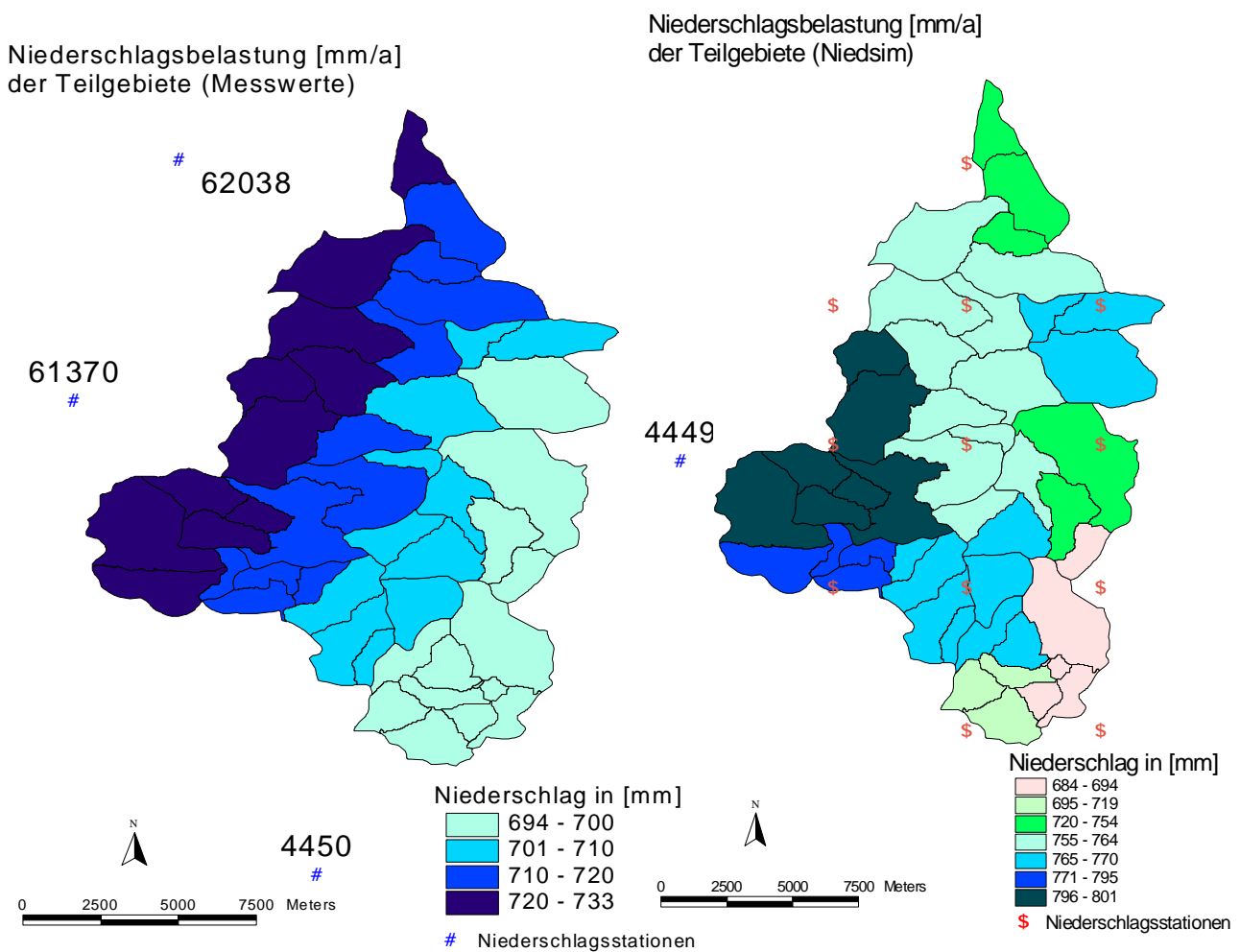


Abbildung 13: Niederschlagsverteilung im Einzugsgebiet

Abbildung 13 zeigt rechts die Niederschlagsmengen, mit denen die Teilgebiete bei der Niederschlags-Abfluss Simulation belastet werden. Die gemessenen Niederschläge (links) weisen geringere Jahressummen auf (694 – 733 mm/a; auf der Basis von 5,5 Jahren 1997-2002) und eine räumliche Verteilung mit etwas höheren Niederschlägen im Westen und etwas geringeren im Osten.

Die synthetischen Niederschlagsdaten weisen teilweise sehr viel höhere Niederschläge aus (684 – 801 mm/a; auf der Basis von 30 Jahren 1966 – 1995). Eine Verteilung von Westen nach Osten ist weniger deutlich zu sehen. Während die Daten der Niederschlagschreiber mit der idw-Methode regionalisiert wurden und dadurch ein West-Ost Verlauf von stärkeren Niederschlägen zu schwächeren entsteht, wurden die synthetischen Daten im 5 km Raster (rote Dreiecke) ausgegeben. Sie werden nicht mehr von den NA-Modellen umgerechnet bzw. regionalisiert.

Der Unterschied in den Jahresniederschlagsummen kann auch dadurch entstehen, dass die Jahre 1997-2001 trockenere Jahre waren als die Jahre 1965-1995.

3.8 Abflussregime

Die folgende Tabelle 8 gibt die Hochwasserabfluss-Kennwerte für die Pegel im Einzugsgebiet wieder. Diese Kennwerte wurden durch die Landesanstalt für Umweltschutz (LfU) über ein Regionalisierungsverfahren auf der Basis von Extremwertstatistiken und Gebietskennwerten berechnet. Sie stellen die Hochwasserwiederkehrwahrscheinlichkeiten mit den zugehörigen Abflüssen dar. Die HQ(T) Werte sind durch die log-Gumbel-Verteilung extremwertstatistisch berechnet worden.

Tabelle 8: Regionalisierte Hochwasserabfluss-Kennwerte der Pegel; Quelle: RIPS

Pegel	A [km ²]	Zeit- raum		MHQ	HQ2	HQ5	HQ10	HQ20	HQ50	HQ 100	HHQ*
Büsnau	23,14	1978- 1994	m ³ /s	2,65	2,19	3,59	4,66	5,82	7,55	8,98	4,63
Leonberg	39,61	1978- 1996	m ³ /s	4,78	3,91	6,61	8,67	10,79	13,90	16,43	8,71
Ditzingen	83,06	1978- 1992	m ³ /s	8,75	7,46	12,04	15,38	18,75	23,50	27,27	17,1
Talhausen	192,3	1964- 2002	m ³ /s	14,64	12,92	20,01	25,09	30,30	37,47	43,19	26,38

* HHQ: höchster gemessener Abfluss seit Aufzeichnung der Pegelraten

Werden die Aufzeichnungen der Pegels mit der nicht logarithmischen Gumbel-Verteilung beschrieben, kommen andere HQ(T) Werte zu Stande. Für diese Arbeit wird auf die einfache Gumbel-Verteilung zurückgegriffen und nicht die log-Gumbel Verteilung verwendet. Die Spitzenabflüsse, die sich aus der Gumbel-Verteilung ergeben, sind in Tabelle 9 dargestellt.

Tabelle 9: HQ(T) Werte des Pegels Talhausen nach Auswertung der Messreihe mittel der Gumbel-Verteilung

Wiederkehrintervall in Jahren	Abfluss in m ³ /s	Wiederkehrintervall in Jahren	Abfluss in m ³ /s
2	11,51	20	23,9
5	16,47	50	26,98
10	19,75	100	30,03

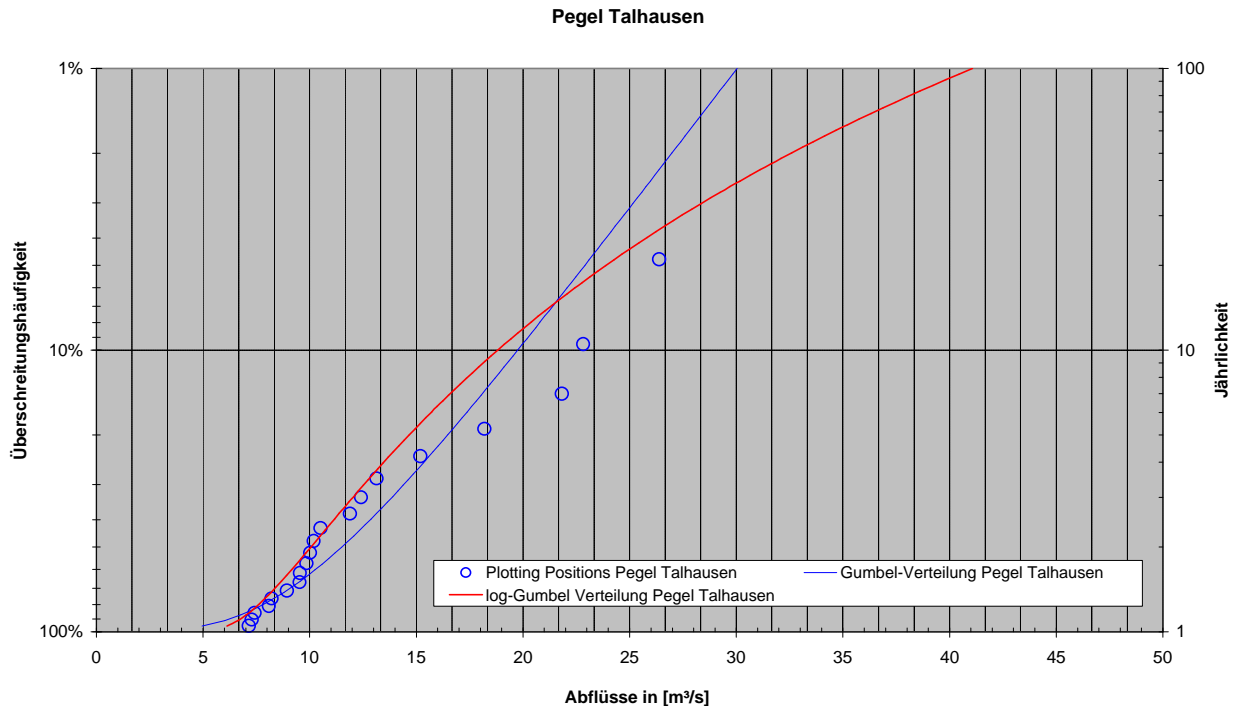


Abbildung 14: Auswertung der Messreihe des Pegels Talhausen mittels der Gumbel-Verteilung und der log-Gumbel Verteilung

Da die berechneten Szenarien auch mittels der Gumbel-Verteilung ausgewertet werden, werden die HQ(T) Werte gemäß Tabelle 9 und Abbildung 14 als Vergleichsmaßstab herangezogen.

Um auch das Verhalten des Einzugsgebietes nicht nur für Hochwasserereignisse zu beschreiben, kann aus den Pegelhauptzahlen des Pegels Talhausen folgende Charakteristik herausgelesen werden:

- der Mittelabfluss von 1 m³/s (Sommer 1 m³/s; Winter 0,9 m³/s)
- die Niedrigwasserführung von 0,5 m³/s
- und ein mittlerer Hochwasserabfluss von 11,8 m³/s (Sommer 10 m³/s; Winter 8,1 m³/s)

Das höchste gemessene Hochwasser wurde im Jahr 1983 mit 26,4 m³/s aufgezeichnet, was einem 10jährigen Hochwasser nach Tabelle 8 oder einem 50jährigem nach Tabelle 9 entspricht. Der geringste gemessene Abfluss ist 0,3 m³/s. Die Hochwasser im Sommerhalbjahr sind nach dieser Auswertung stärker ausgeprägt als die Winter-Hochwasser. Der sehr geringe Mittelabfluss und der sehr geringe Niedrigwasserabfluss zeigen, dass das Einzugsgebiet ein wasserarmes Gebiet ist. Das Niederschlagswasser wird in den Karst-Formationen schnell versickern und zum Teil unterirdisch in andere Einzugsgebiete abgeführt. Ein Kennzeichen hierfür sind auch die temporär trocken fallenden Nebenarme. Werden im Vergleich zu dem durchschnittlichen jährlichen Abfluss des Pegels

Talhausen die Kläranlagenablaufwerte gestellt, wird deutlich, dass ein Großteil des Abflusses im Gewässer siedlungsbedingt ist.

Tabelle 10: Aufteilung der Abflüsse

Kläranlage	Einwohnergleichwerte	Jahresabwassermengen in 2000 in m ³	
Büsnau	9.660	745.991	
Rutesheim	15.000	849.000	
Mittleres Tal (Leonberg)	60.000	4.875.000	
Ditzingen	120.000	9.008.802	
Talhausen	75.000	5.249.460	Jahreswassermenge in 2000 (Pegel Talhausen)
Summe	279.660	20.728.253	31.034.000

Tabelle 10 zeigt die Dominanz der Siedlungsabflüsse in der Glems. Bei einem Gesamtabfluss von 31 Mio. m³ am Pegel Talhausen im Jahr 2000 stammen 20,7 Mio. m³ (ca. 66 %) der Abflüsse aus den Kläranlagen. Das bedeutet mehr als 2/3 der Abflüsse sind auf versiegelten kanalisiert Flächen bzw. durch Wasserverbrauch entstanden, denn die Überlaufvolumen an den Entlastungsstellen der Mischkanalisationen sind in dieser Bilanz noch nicht berücksichtigt.

3.9 Gewässergüte

Die Gewässergüte der Glems kann zusammenfassend als unbefriedigend bezeichnet werden. Sowohl die chemischen Parameter (s. Tabelle 11) wie auch die Gewässerstruktur (s. Abbildung 17) zeigen den schlechten Zustand des Gewässers.

Tabelle 11: Chemische Gewässergüte nach Auswertung der Messkampagne (1999-2000) Quelle: LfU Baden-Württemberg

Gewässergüteklasse	BSB		Chlorid		Nitrat		Ammonium		Phosphor	
	km ¹	Anteil	km ¹	Anteil	km ¹	Anteil	km ¹	Anteil	km ¹	Anteil
1-2 (gering belastet)	3.49	8%	0.00	0%	0.00	0%	0.00	0%	0.00	0%
2 (mäßig belastet)	16.13	36%	14.8	33%	0.00	0%	7.8	17%	0.00	0%
2-3 (deutlich belastet)	21.16	47%	25.9	58%	19.12	43%	0.50	1%	19.12	43%
3 (erhöht belastet)	0	0%	0.00	0%	21.66	48%	24.99	56%	0.00	0%
3-4 (hoch belastet)	0	0%	0.00	0%	0.00	0%	7.51	17%	21.66	48%
ohne Wert	4.13	9%	4.13	9%	4.13	9%	4.13	9%	4.13	9%

¹ angegeben ist die Gesamt-Strecke des Gewässers, die in diese Güteklasse fällt

Chemische Gewässergüte: BSB

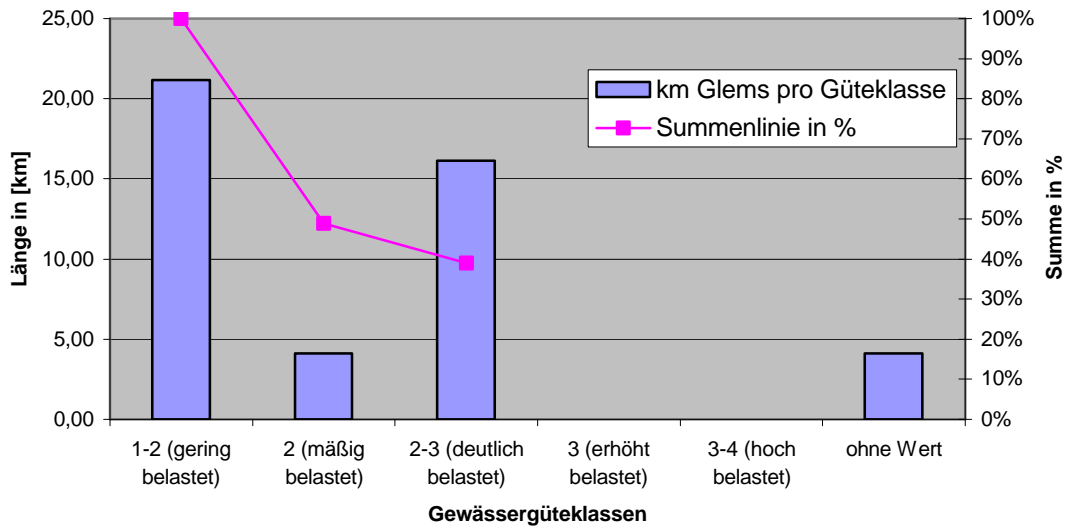


Abbildung 15: Chemische Gewässergüte: BSB (1999-2000)

Das Histogramm Abbildung 16 der Gewässerstruktur weist 50 % der Fließgewässerstrecke (mit Nebenarmen) mit einer Strukturgüteklasse vier oder schlechter aus; fast 80 % mit Güteklasse drei oder schlechter.

Abbildung 18 zeigt für die Parameter Chlorid, Nitrat, Ammonium und Phosphor deutliche Belastungen; auch für den Parameter BSB werden ca. 40 % der Fließstrecke als deutlich belastet ausgewiesen (Abbildung 15).

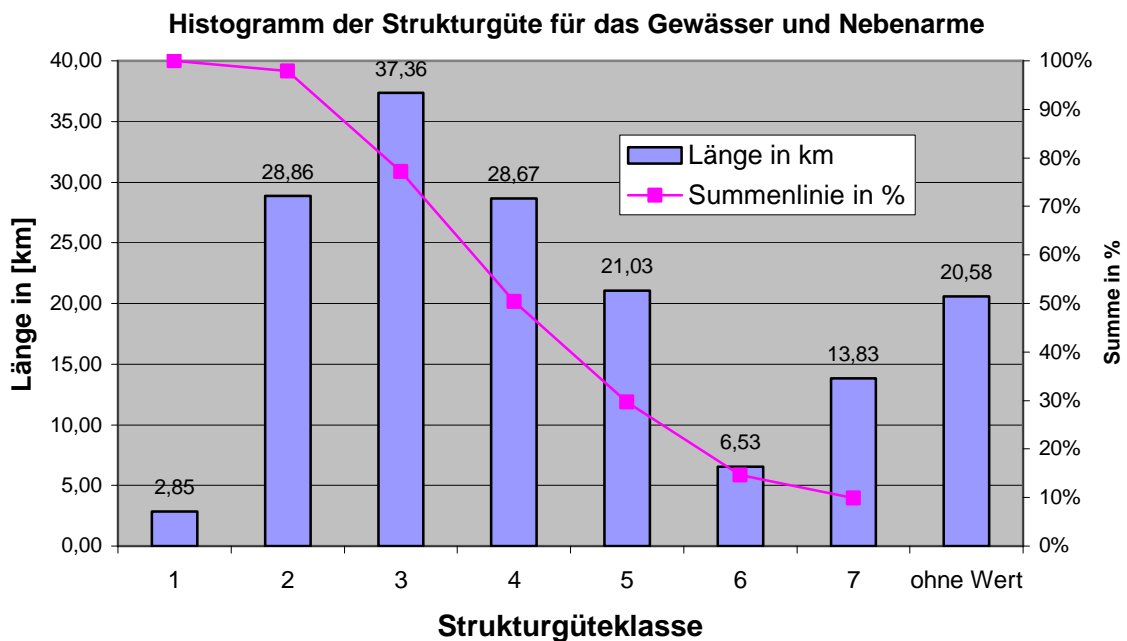


Abbildung 16: Strukturgüte der Glems im Histogramm (Quelle: [Knoll-Ökoplan-GmbH, 1998])

Eine weitere Belastung für die Lebewesen und die Gewässerqualität sind die zahlreichen Wassermühlen mit den Mühlkanälen und Wehren. Hier ist das Gerinne nicht mehr durchgängig, die Fließgeschwindigkeit wird herabgesetzt und die Wasserführung wird stark beeinträchtigt.

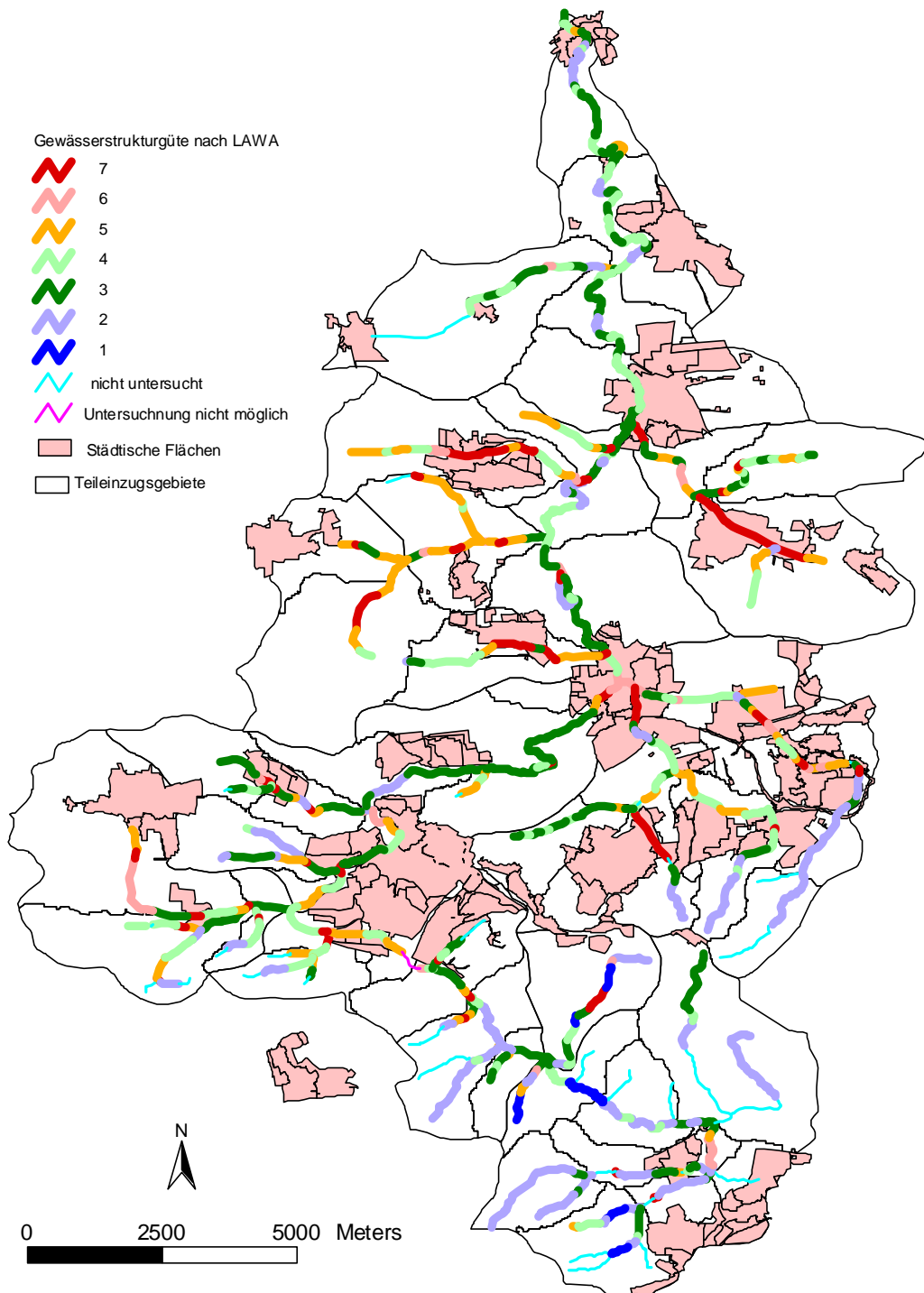


Abbildung 17: Strukturgüte der Fließgewässer im Einzugsgebiet; Quelle: [Knoll-Ökoplan-GmbH, 1998]

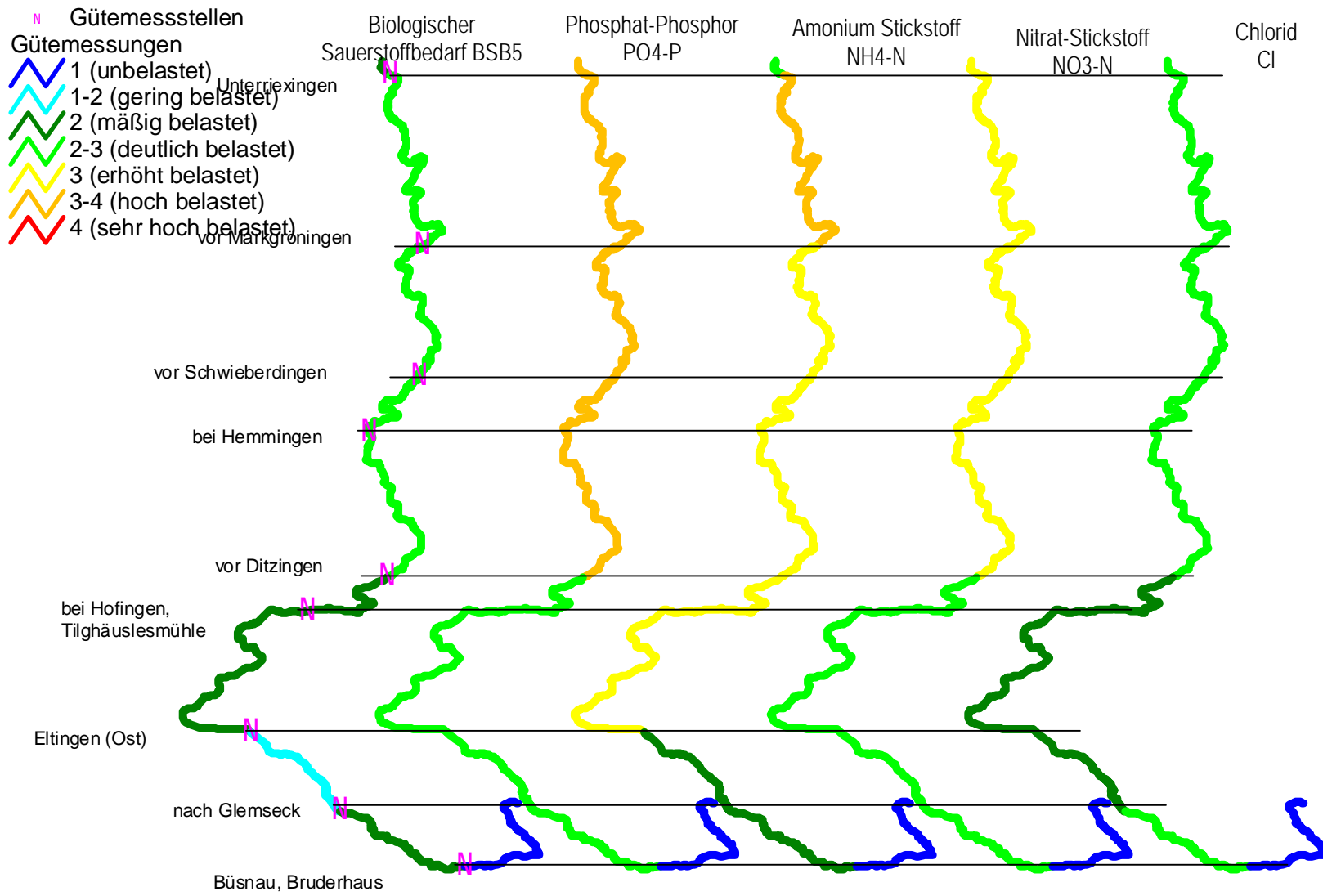


Abbildung 18: Chemische Gewässergüte für ausgesuchte Parameter, Quelle: LfU

Die Strukturgütekarte (Abbildung 17) zeigt, dass nur im Quellgebiet die Gewässerläufe noch naturnah sind. Vor allem die Passagen durch die Ortschaften sind stark beeinträchtigt, begradigt oder kanalisiert. Auch auf längeren Fließwegen zwischen den Ortschaften erholt sich das Gewässer nicht.

Der Verlauf der chemischen Parameter entlang des Gewässers verdeutlicht den Einfluss der Ortschaften auf die Gewässerqualität. Das Beispiel BSB zeigt: Im Quellgebiet liegen keine Belastungen vor. Die ersten Beeinträchtigungen stammen aus der Kläranlage Büsnau. Die Selbstreinigungskraft reicht aus, um diese Belastung bis oberhalb Leonberg wieder abzubauen. Die Qualität verschlechtert sich mit dem Lauf des Gewässers weiter. Unterhalb Leonbergs sind die Einträge so stark, dass eine Erholung für den restlichen Verlauf nicht mehr möglich ist. Abbildung 18 zeigt die chemischen Gewässergüteparameter, beruhend auf den Daten der Messkampagne (s. Kapitel 3.5), in den Klassifizierungen wie sie durch das Land Baden-Württemberg vorgegeben sind [Landesanstalt für Umweltschutz (LfU) Baden-Württemberg, 2001]. Es wird deutlich, dass das Gewässer vom angestrebten Gütezustand, der Gewässergüteklasse zwei, noch weit entfernt ist.

3.10 Siedlungseinflüsse

Ein wichtiges Charakteristikum des Einzugsgebietes ist die starke anthropogene Prägung. Mit einem Anteil von 16 % nimmt die Siedlungs- und Verkehrsfläche einen großen Teil der Einzugsgebietsfläche in Anspruch. Von diesen ca. 40 km² sind ca. 50 % an das Kanalnetz angeschlossen. Allein die überörtlichen Straßen machen eine Fläche von 4 km² (2 % des Gesamteinzugsgebietes) aus.

Abbildung 19 zeigt alle 115 Mischwasserentlastungsbauwerke (zusätzlich sind 4 Regenrückhaltebecken und 5 Regenklärbecken abgebildet). Die Kläranlagen mit ihren angeschlossenen 117 Mischwasserteilgebieten sind farbig gekennzeichnet, wobei nach Einzugsgebieten der fünf Kläranlagen unterschieden wird und nach Gebieten, die zu anderen, außerhalb des Einzugsgebiets liegenden Kläranlagen entwässern.

Es wird deutlich, dass das gesamte Gewässer bereits schon im Oberlauf stark siedlungswasserwirtschaftlich geprägt ist. Lediglich ein kleiner Teil im oben liegenden Teil ist natürlich und unbeeinflusst. Auch die Nebenarme sind ab Leonberg durch angeschlossene Ortskanalisationen belastet. Es gibt kaum freie Gewässerstrecken ohne Einleitungen.

Tabelle 12 zeigt die Modernität der Kläranlagen im Einzugsgebiet, die älteste Ausbaustufe einer Kläranlage ist 1976 errichtet worden. Im Zuge eines Gewässersanierungsprogramms wurden große Anstrengungen unternommen, die Kläranlagen modernisiert sowie Kleinanlagen geschlossen. Die Kläranlage Rutesheim befand sich zur Beginn dieser Arbeit im Umbau. Der Ausbauzustand der Kläranlagen ist aber auch ein Hinweis darauf, dass hier kaum noch Verbesserungen für die Gewässerqualität erreicht werden können. Die Sauerstoffbedarfs- und Nährstoffbelastungsstufen der Anlagen sind gut bis sehr gut.

Tabelle 12: Kennzahlen und Reinigungsverfahren der Kläranlagen (Quelle: LfU)

Kläranlage	Büsnau	Rutesheim	Leonberg	Ditzingen	Talhausen
Einwohnergleichwerte	9660	15000	60000	120000	75000
Jahresabwassermengen als Gesamtabfluss im Jahr 2000 in [m ³]	745991	849000	4875000	9008802	5249460
Sauerstoffbedarfsstufe (1 sehr gut-5 schlecht)	1.0	1.7	1.0	1.0	1.0
Nährstoffbelastungsstufe (1 sehr gut-5 schlecht)	1	3	2	2	1.5
Baujahr	1965	1961	1963	1967	1979
1. Erweiterung	1990	1976	1979	1981	1997
2. Erweiterung	1992	-	1996	1993	-
Abwasserbehandlungsverfahren	Belebungsanlagen	Belebungsanlagen, Tropfkörperanlagen	Belebungsanlagen mit Schlammstabilisation	Belebungsanlagen	Belebungsanlagen
Weitergehende Reinigung	Nitrifikation Denitrifikation Phosphorelimination Mikrosiebung	Phosphorelimination	Nitrifikation und Schlammstabilisierung Denitrifikation Phosphorelimination	Nitrifikation Denitrifikation Phosphorelimination	Phosphorelimination

Die Jahresmittelwerte der Kläranlagen Abläufe sind in Tabelle 13 aufgeführt. Diese dienen als Basis für die Berechnungen der Schadstofffrachten der Kläranlagen.

Tabelle 13: Jahresmittelwerte der Kläranlagenabläufe (Quelle: LfU)

	CSB	AFS	BSB	NH ₄	NO ₃	N _{or}	P _{gs}
Ablaufwerte der KA in mg/l	23.00	17.00	5.00	1.00	5.00	1.00	1.20

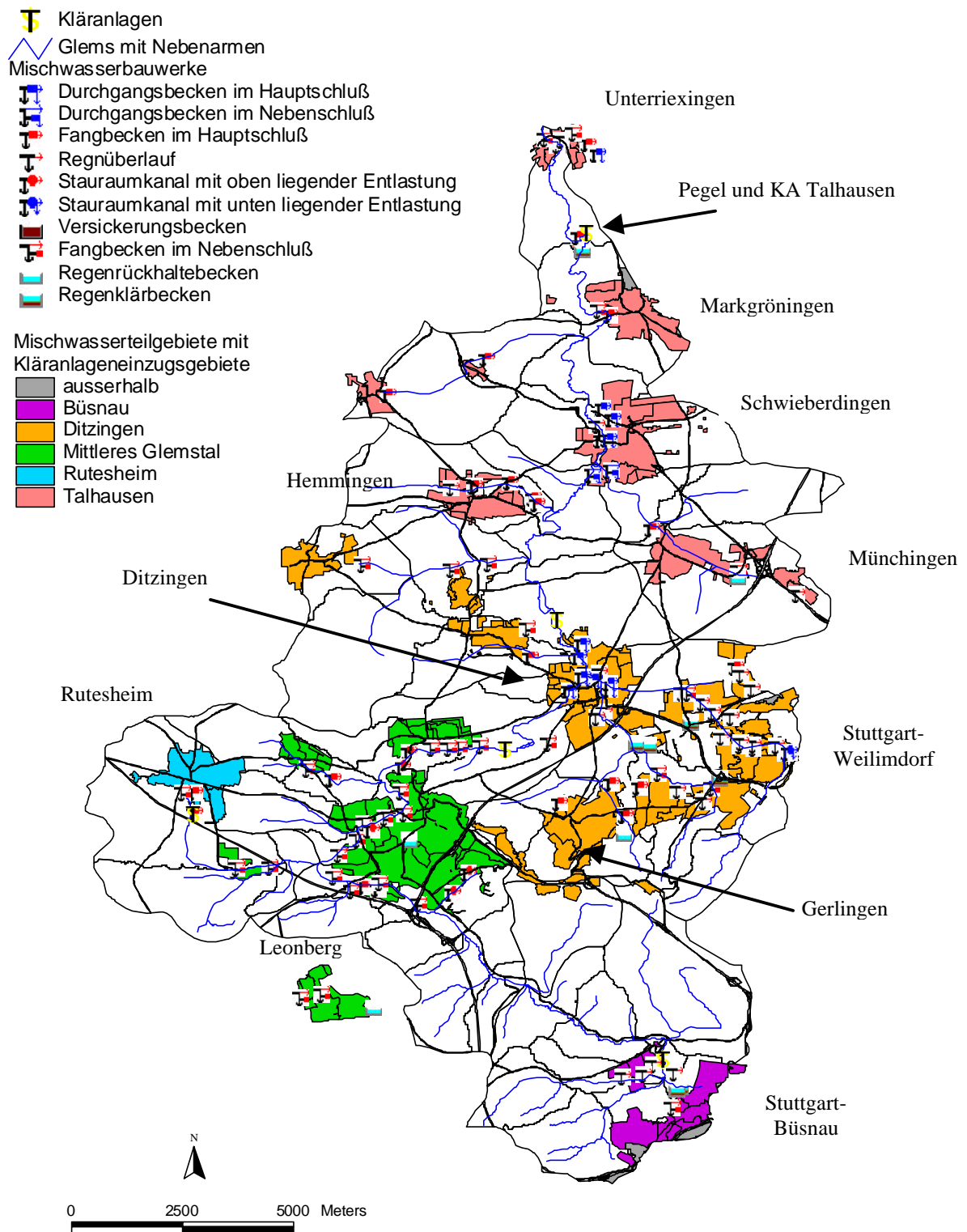


Abbildung 19: Entlastungsbauwerke, Kläranlagen und Mischwasserteileinzugsgebiete; Grundlage: Daten aus dem räumlichen Informations- und Planungssystem (RIPS)

III. Zielformulierung

4 Zielbestimmung und Zielgrößenwahl

4.1 Einführung

Die Durchführung einer integrierten wasserwirtschaftlichen Planung wirft vor Beginn der Aufstellung des integrierten Einzugsgebietsmodells eine Grundfrage auf:

Welches Ziel wird für die Wasserwirtschaft des Einzugsgebiets vorgegeben und durch welche Qualitätsparameter wird es repräsentiert?

Den Zielzustand für die Siedlungswasserwirtschaft oder die Wasserwirtschaft eines Einzugsgebietes festzulegen ist Aufgabe der Politik. Die Ziele für einen guten wasserwirtschaftlichen Zustand werden meist durch Leitbilder vorgegeben. Dies kann z.B. ein naturnahes Gewässer mit hohem Erholungswert sein. Diese Leitbilder werden mittels Leitlinien, Qualitätszielen und Qualitätsparametern konkretisiert. Hierbei muss beachtet werden, dass eine Planung lediglich die Ziele mit Hilfe von Qualitätsparametern abbilden kann, die mit den gängigen Werkzeugen in Szenarien zu berechnen sind. Es bietet sich an, dafür schon bereits eingeführte und bekannte Qualitätsparameter zu verwenden.

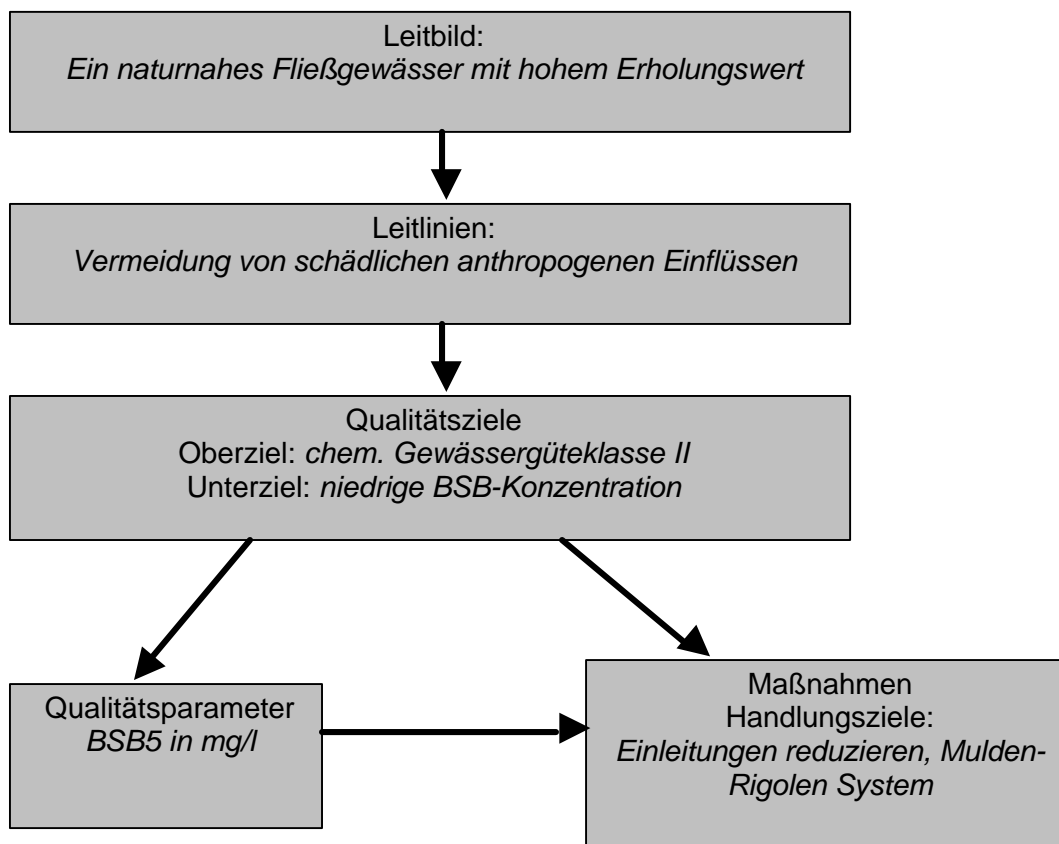


Abbildung 20: Beispiel Zielsystem; Quelle: [Scholles, 2001] (verändert)

Die Auswirkungen einzelner Maßnahmen oder deren Kombination, sowie deren Kosten und Risiken aufzuzeigen ist Sache der bearbeitenden Ingenieure. Für eine integrierte Gewässeruntersuchung müssen zur Konkretisierung der übergeordneten Planungsziele Zielgrößen festgelegt werden. Die Zielgrößen stellen die zu untersuchenden und durch Maßnahmen zu optimierenden Größen dar, welche die Grundlage der integrierten Untersuchung bilden. Zur Optimierung der Qualitätsziele werden Qualitätsparameter definiert. Diese Parameter werden mit Grenzwerten oder Bemessungsgrundlagen verglichen und eingeschätzt. Die unterschiedlichen Szenarien sollen zeigen, welche Maßnahmen geeignet sind, die Parameter in den gewünschten Grenzen zu halten und damit die Qualitätsziele zu erreichen. Gelingt es damit, die Maßnahmenplanungen zu optimieren, können die übergeordneten Qualitätsziele erreicht werden. Eine umfassende Beschreibung von wasserwirtschaftlichen Zielsystemen findet sich auch in [DVWK, 1999]. Die formulierten Ziele werden dabei auch auf Größen wie Risiko, Unsicherheit und Unschärfe von Maßnahmen ausgedehnt.

4.1.1 Leitbilder und Leitlinien

Leitbilder charakterisieren den anzustrebenden Zustand eines Planungsraumes. Sie basieren auf gesellschaftlichen Entwicklungen und spiegeln Entwicklungen und Prägungen der jeweiligen Zeit wieder. Oftmals wird versucht, diese Leitbilder durch Leitlinien zu verdeutlichen. Leitlinien sind aber meist noch so unkonkret, dass deren Einhaltung nicht überprüft werden kann, da kein Indikator benannt wird.

4.1.2 Qualitätsziele

Qualitätsziele sollen möglichst konkrete, nachprüfbar Ziele zur Qualität formulieren, deren Erfüllung objektiv überprüfbar sein soll. Sie sind definierte Qualitäten von Ressourcen, die erhalten oder entwickelt werden sollen. Qualitätsziele können nicht direkt operationalisiert werden und müssen durch Qualitätsstandards näher definiert werden.

4.1.3 Qualitätsparameter

Die Qualitätsparameter stehen repräsentativ für die Veränderungen, die z.B. durch die Bewirtschaftung des Regenwassers in einem Flussgebiet bzw. durch deren Planungen hervorgerufen werden. Sie müssen die Einwirkungen der Veränderungen von anthropogenen Systemen, Kanalnetzen und Kläranlagen auf ein Flussgebiet abbilden können. Als Qualitätsparameter der integrierten Regenwasserbewirtschaftungsplanung werden Größen verwendet, die durch das integrierte Einzugsgebietsmodell berechnet und abgebildet werden können. Die Qualitätsparameter müssen:

- sensitiv hinsichtlich der Maßnahmenszenarien sein
- die unterschiedlichen Qualitätsziele abdecken

- Größen sein, die sich auf einen bestimmten Zeitraum beziehen, wie zum Beispiel der Wert NQ und keine absoluten Größen (z.B. HHQ) darstellen; nur so bleibt der Simulationszeitraum flexibel.

Das Erreichen eines Zieles kann dabei quantitativ oder qualitativ formuliert werden:

- Die Über- oder Unterschreitung eines definierten Wertes von z.B. 180 t BSB/a
- Die Reduzierung (HQ 100) oder Erhöhung (NQ) eines Qualitätsziels

Ein gut eingeführtes Beispiel für einen Qualitätsparameter als Summenparameter ist der chemische Index CI. Der chemische Index (CI) verknüpft Größen zur Beschreibung des Sauerstoffhaushaltes und der Nährstoffbelastung mit Angaben der physikalischen Beschaffenheit. Der CI ist ein gewichteter Gewässergüteindex, der, mit Nutzenfunktionen hinterlegt zur Gütecharakterisierung verwendet wird. Der CI beinhaltet die Stoffgrößen O₂ / BSB / T / NH₄ / (NO₃ / o-PO₄) / pH-Wert und el. Leitfähigkeit.

4.2 Zielsystem für das Beispielgebiet

Der Zustand des Haupt-Gewässers im betrachteten Einzugsgebiet ist weder in quantitativer noch in qualitativer Sicht befriedigend. Für das Gewässer wird das Leitbild

„Ein naturnahes Fließgewässer mit hohem Erholungswert“

formuliert. Das Leitbild soll unter „Vermeidung von schädlichen anthropogenen Einflüssen“ (Leitlinie) konkretisiert werden.

Es werden daher verschiedene übergeordnete Qualitätsziele definiert:

1. Die Gewässerqualität soll verbessert werden,
2. Der Hochwasserabfluss soll reduziert werden,
3. Die Kosten für die Maßnahmen sollen minimiert werden.

Aus den übergeordneten Qualitätszielen werden nach Sieker, ATV Arbeitsblatt A128 und dem Merkblatt 3 des BWK folgende untergliederte Qualitätsziele und Qualitätsparameter abgeleitet [Sieker, 2004], [ATV-A 128, 1992] [BWK-M 3, 2001]:

Tabelle 14: Planungsziele, Zielgrößen, Zielgrößenparameter

Qualitätsziele: Oberziele	Qualitätsziele: Unterziele	Qualitätsparameter
A. Gewässerqualität	Strukturgröße	1) HQ1 als bettbildender Abfluss in [m ³ /s]
	Gewässergüte:	2) Jahresfracht CSB 3) Jahresfracht AFS 4) NH ₄ -Konzentration 5) O ₂ -Konzentration 6) Nitrat-Fracht 7) Phosphor-Fracht (Pges)
B. Abflussregime	Hochwasserabfluss	8) Spitzenabflüsse [m ³ /s] Hochwasser mit einer Wiederkehrzeit T=100
C. Kosten	Kostenminimierung	9) Investitionen 10) Betriebskosten 11) Projektkostenarawerte

Weitere wichtige Zielgrößen sind z.B. auch die örtliche Wasserbilanz, die Niedrigwasserführung oder auch die Grundwasserneubildung.

Anhand der in Tabelle 14 vorgestellten Qualitätsparameter werden nach den Simulationen die Bewertung der Einzelmaßnahmen vorgenommen (s V. Bewertung).

4.2.1 Qualitätsparameter: Strukturgröße

Als Parameter für die morphologisch-hydraulische Gewässergüte wird betrachtet, wie die bettbildenden Abflüsse durch die Ableitung von Regenwasser aus Siedlungsflächen beeinflusst werden. Als bettbildende Abflüsse gelten die Abflüsse, die in etwa einmal pro Jahr überschritten werden (HQ1). Haben sich diese einjährigen Spitzenabflüsse deutlich erhöht, ist davon auszugehen, dass sich ein natürlich entstandenes Flussbett nicht mehr im Gleichgewicht befindet. Je nach Siedlungsdichte besteht jedoch die Möglichkeit, dieses Anwachsen der bettbildende Abflüsse zu vermindern oder zu vermeiden.

Für die Einleitungen in ein Gewässer kann der Abfluss HQ1 mittels Niederschlagsabflusssimulation für den Ist-Zustand ermittelt werden. Als Vergleichsgröße für Niederschlagswassereinleitungen kann er Aufschluss darüber geben, welche Maßnahmen zu einer Verschärfung des Einleitungsabflusses und damit zu einer Erhöhung des HQ1 Abflusses führen. Die Verschärfung des Abflusses bedeutet eine stärkere hydraulische Belastung des Gewässers und damit eine Beeinträchtigung der Gewässerstrukturgröße. Dieser Vergleich, nur die Einleitungsstellen und deren Abflüsse in die Gewässer zu betrachten, ist rein emissionsbezogen. Im Folgenden wird diese Größe als Emissions-HQ1 bezeichnet.

Will man die Verhältnisse des aufnehmenden Gewässers zu Grunde legen, wird ein anderer Vergleichsmaßstab benötigt. Als Vergleichsmaßstab für die Immission wird der Abfluss HQ1 herangezogen, wie er in einem natürlich belassenen Gewässer auftreten würde ($HQ1_{\text{potnat}}$). Es wird eine NA-Simulation im potentiell natürlichen Zustand durchgeführt, die anthropogenen Einflüsse, Siedlungsflächen, Hochwasserrückhalt etc., werden ausgeblendet. Dieser Immissions-HQ1 ($HQ1_{\text{potnat}}$) sollte nun von den Niederschlagswassereinleitungen um nicht mehr als 10 % überschritten werden (s.[BWK-M 3, 2001]).

4.2.2 Qualitätsparameter der chemischen Gewässergüte

Chemischer Sauerstoff Bedarf (CSB): Der CSB ist diejenige Menge an Sauerstoff, die zur Oxidation der im Wasser enthaltenen Stoffe benötigt wird. Der CSB ist eine wichtige Kenngröße, mit der sich die Gesamtbelastung von Wasser oder Abwasser mit organischen Stoffen charakterisieren lässt. Typische Werte sind 5 - 20 mg/l für fließende Gewässer; 20 - 100 mg/l für kommunales Abwasser nach biologischer Reinigung; 300 - 1000 mg/l für ungereinigtes kommunales Abwasser; 3000 - 22.000 mg/l für Deponiesickerwasser (nach [Bliefert, 2002]). Der CSB ist als Leitparameter für die Siedlungsentwässerung lange gebräuchlich, auch wenn er über die Gewässergüte oder die Gewässerbelastung keine Aussage trifft. Er ist aber für Siedlungswasserwirtschaftler ein gut bekannter und oft gemessener Parameter. Er dient zur Charakterisierung der Verschmutzung städtischer Flächen und soll deshalb weiter betrachtet werden. Als Qualitätsparameter für den CSB wird der Parameter „erlaubte CSB-Fracht“ eingeführt: Nach Bliefert [Bliefert, 2002] ergibt sich für natürliche Fließgewässer eine CSB-Konzentration von ca. 20 mg/l im Gewässer; diese wird in eine „erlaubte Fracht“ umgerechnet. Für das untersuchte Beispiel bedeutet dies: Mit einem Abfluss von ca. 30 Mio. m³/a ergäbe sich eine Fracht von 600 t pro Jahr. Diese Fracht gilt es für das Einzugsgebiet einzuhalten.

Der Vergleich von CSB-Frachten aus Mischwasserentlastungen und Kläranlagen ist nach Krebs problematisch, da der abbaubare reaktive Teil des CSB stets am Anfang eines Entlastungsereignisses hoch ist und im Verlauf des Ereignisses abnimmt. Die Kläranlage emittiert vorwiegend inerten, nicht sauerstoffzehrenden CSB (KREBS 2000).

Der Parameter CSB wird als Qualitätsparameter gewählt, da er eine gut eingeführte und bekannte Größe darstellt. Auch wenn der CSB kein direkter Schadstoff ist und keine direkten Aussagen über die Gewässergüte trifft und als Summenparameter nicht zwischen schwer abbaubaren und leicht abbaubaren Anteilen unterscheidet [Seidel, 1998/1999] [Schmitt, 2003].

Abfiltrierbare Stoffe (AFS): Abfiltrierbare Stoffe sind Feststoffe mit zum Teil sehr kleinen Korngrößen, die in die Gewässer eingetragen werden und diese belasten. Sie sind Träger für partikulär gebundene anthropogene Schadstoffe und durch herkömmliche Sedimentationsanlagen oder Rechen nicht aus den Gewässern fernzuhalten. Für die AFS gilt, dass sie weitgehend zu minimieren sind. In [Sieker, 2004] wird eine flächenbezogenen Fracht von 200 kg/ha*a als Grenzwert für Einleitungen in Gewässer gefordert. Dieser Wert

wird für das betrachtete Einzugsgebiet übernommen. Für das Einzugsgebiet und das Gewässer gilt als Qualitätsparameter eine spezifische AFS-Jahresfracht von 450 t/a (2247 ha * 200 kg/ha*a) von Siedlungsflächen.

Ammonium (NH₄⁺): Ammonium entsteht durch die Hydrolyse (in Kläranlagen) organischer Stick- und Kohlenstoffverbindungen. Diese werden unter Sauerstoffverbrauch zu Wasser, Kohlendioxid und Ammonium umgewandelt. Das Ammonium wird in einem weiteren Schritt zu Nitrat oxidiert (Nitrifikation). Hohe Ammoniumkonzentrationen können im Gewässer zur Sauerstoffzehrung führen und sind ein Hinweis für nicht vorhandene oder eingeschränkt arbeitende Nitrifikation, bei hohen pH-Werten entsteht fischtoxisches Ammoniak.

Die Berechnung der Konzentrationen von gelösten Stoffen in Mischwasserüberläufen mittels hydrologischer Modelle scheint nicht ausreichend zu sein [Krebs, 2002]. Krebs führt aus, dass zu einer korrekten Berechnung hydro-dynamische Modelle herangezogen werden müssten, da die Schadstoffkonzentrationswelle der Wasserwelle vorweg laufe und damit nicht hydrologisch abgebildet werden könne [Krebs, 2002]. Die vorgestellten Ergebnisse des Modells STORM sind unter diesem Vorbehalt zu sehen.

Ammoniak: Im Falle der Glems ist der Parameter Ammoniak als relevant einzustufen: Das Dissoziationsgleichgewicht zwischen Ammonium und Ammoniak kann in Karstbächen, zu denen die Glems gezählt werden kann, durch den hohen pH-Wert zur Seite des Ammoniaks ausschlagen und damit toxisch auf die Populationen wirken. Als Qualitätsziel kann auf die Vorschläge im Merkblatt 3 des BWK zurückgegriffen werden [BWK-M 3, 2001].

Sauerstoffgehalt: Der Sauerstoffgehalt sollte nach [Lammersen, 1997] infolge einer Niederschlagseinleitung in der fließenden Welle den kritischen Grenzwert von 0,68 – 5,5 mg/l O₂ nicht unterschreiten. Diese Werte variieren je nach Wassertemperatur (10° C – 20°C), Belastungsdauer (10 – 1440 min.) und Gewässertyp (Cypriniden- oder Salmonidengewässer). Die Grenzwerte dürfen nur einmal in sieben Jahren unterschritten werden. Ist eine Erholungsphase kürzer als 48 Stunden zwischen zwei Belastungsereignissen, sollten diese als ein Ereignis zusammengefasst werden.

Nährstoffe: Für die Nährstoffe werden aus den Gewässergüteanforderungen der Gewässergüteklasse 2 erlaubte Schmutzfrachten abgeleitet. Auch wenn die Hauptquellen innerhalb eines Einzugsgebietes in der Landwirtschaft zu suchen sind [Behrendt, al., 1999], sollen die Einträge der eutrophierenden Stoffe begrenzt werden. Als Qualitätsziel soll erreicht werden, dass die emittierte Menge zum einen nicht die Kläranlagenemissionswerte überschreitet und zum anderen den Grenzwerten der Gewässergüteklasse 2 entspricht. Ausgehend von den Konzentrationen 0,8 mg/l für P_{ges} (mittlere Kläranlagenablaufkonzentration in Deutschland [Brombach, Weiß, 2004]) wird eine erlaubte Jahresfracht bei 30 Mio. m³/a von 24 t und für Nitrat ausgehend von 2,5 mg/l NO₃ (als Gewässergüteklasse 2 Grenzwert [Landesanstalt für Umweltschutz (LfU) Baden-Württemberg, 2002]) wird eine erlaubte Fracht bei 30 Mio. m³/a von 75 t/a errechnet.

4.2.3 Zielgrößen für das Abflussregime

Für das Abflussregime werden die Abflussverteilung und die Hochwasserabflüsse betrachtet. Für die Fragestellung des Hochwasserschutzes werden die berechneten Abflussreihen extremwertstatistisch ausgewertet und verglichen. Für einzelne Hochwasserereignisse können die Ganglinien miteinander verglichen werden, um die Hochwasserscheitelverringering einzuschätzen. Das Mischungsverhältnis Glemswasser zu Abwasser ist zu verbessern, um eine bessere Gewässerqualität vor allem bei Niedrigwasserführung zu erreichen.

Als Qualitätsparameter für das Hochwassergeschehen wird der Hochwasserabfluss HQ100 herangezogen. Ihn gilt es soweit wie möglich zu minimieren. Bei einer Reduzierung des Hochwasserabflusses im Ist-Zustand um 10 %, gilt das Hochwasserschutzziel als erreicht.

4.2.4 Kosten

Die Kosten können nicht exakt für alle Maßnahmen-Szenarien ermittelt werden. Das Szenario „Drosselerhöhung“ setzt Modifikationen der Kläranlagen voraus. Diese können aber nicht ohne eine dynamische Kläranlagensimulation berechnet werden. Die Kosten werden daher auf der Basis von Angaben aus Leonberg, die im Zusammenhang mit der Einführung der Regenwassergebühr ermittelt wurden, ermittelt und verglichen [Sieker, Zimmerman, 2002a]. Ziel ist es die Betriebskosten und die Investitionskosten zu minimieren. Die Kosten werden als Projektkostenbarwerte dargestellt. Als Qualitätsziel wird der Referenzzustand als Basis gewählt.

5 Werkzeugwahl und Werkzeuganwendung

5.1 Einführung

Für eine integrierte wasserwirtschaftliche Planung stehen unterschiedliche und bereits breit eingeführte Werkzeuge zur Verfügung. Die Modellierung des Wasserhaushaltes erfolgt mit einem entsprechenden Niederschlags-Abfluss Modell. Zur Zeit ist noch kein Modell verfügbar, das sowohl Schmutzfrachten als auch den Bodenwasserhaushalt darstellen kann. Eine gute Übersicht über verfügbare Modelle gibt z.B. Sieker [Sieker, 2001]. Für eine integrierte siedlungswasserwirtschaftliche Planung sollten folgende Werkzeuge herangezogen werden:

- Geographisches Informationssystem
- Niederschlag-Abfluss Modell (natürliche Flächen)
- Niederschlag-Abfluss Modell (Siedlungsflächen)
- Schmutzfrachtmodell
- Kläranlagenmodell (in dieser Arbeit nicht verwendet)
- Erosionsmodell (in dieser Arbeit nicht verwendet)
- Kostenvergleichsberechnungshilfen
- Software zur Projektbewertung

Der Vorteil der Trennung der Simulation der Niederschlagsabflussereignisse in natürliche und Siedlungsflächen ist die detailliertere Abbildung der Verhältnisse und der variierten Maßnahmen.

Für die vorliegende Arbeit wurden das Modell NASIM zur Wasserhaushaltsberechnung, das Modell STORM zur Schmutzfrachtberechnung und Niederschlags-Abflussmodellierung der Siedlungsgebiete und das ATV-Gewässergütemodell verwendet. Ergänzt wurde dieses Modellpaket durch die Zeitreihenauswertung mit TimView und durch die Aufbereitung der Eingangsdaten sowie Ergebnisdarstellung im GIS ArcView. Ein Erosionsmodell oder Methoden zur Abschätzung der diffusen außerörtlichen Schadstoffe oder Nährstofffrachten wurden nicht eingesetzt.

Als Werkzeug zur Bewertung der Modellergebnisse wurde eine als Excel-Routine umgesetzte Variante der Nutzwertanalyse der TU-Berlin, Fachbereich Wasserreinigung verwendet. Auch hier gibt es kommerziell Lösungen wie z.B. die Software GRIPS [Schweres, 1999]. Prinzipiell können andere Programme zu Bewertungsverfahren (z.B. Promethee, Naiade) angewendet werden.

5.2 Schmutzfrachtmodellierung

Die Simulation der Siedlungsflächen erfolgte getrennt nach den Kläranlageneinzugsgebieten (Abbildung 19). Für jede der fünf Kläranlagen wurden die Eingangsdaten aufbereitet und als Ersatzsystem zusammengestellt.

Als kleinste Einheit gehen die Mischwasserteileinzugsgebiete MTEG (Fläche, die zu einem Mischwasserentlastungsbauwerk entwässert) als Eingangsfläche in STORM ein. Diese MTEG werden über GIS-Verschneidung in Flächenanteile der Straßen und Blockflächen (Dach-, Hof- und Wegeflächen) unterteilt. Ergänzt werden die unversiegelten Flächen und die Informationen über den Trockenwetterabfluss. Die von den Gemeinden übergebenen Kanalnetze wurden mit den Straßen aus dem ATKIS und den versiegelten Siedlungsbereichen übereinander gelegt und analysiert. Die 177 MTEG haben im Mittel eine Fläche von ca. 22 ha (Maximum 1,7 km²; Minimum 0,3 ha). Tabelle 15 zeigt beispielhaft eine Flächenbilanz eines MTEG.

Tabelle 15: Beispiel Flächenbilanz für das MTEG

Name	Fläche, gesamt	Straßen Fläche	Straße Fläche angeschlossen	Blockfläche	Blockfläche angeschlossen
Butz_RUE_753_Misc	287.092 m ²	61.867 m ²	52.585 m ²	225.225 m ²	106.010 m ²

Zusätzlich mussten die Daten durch die übernommenen GIS-Daten ergänzt werden. Sinnvolle Annahmen mussten für den Trockenwetterabfluss (Häusliches Abwasser, Gewerbliches Abwasser) und die versiegelte angeschlossene Fläche getroffen werden. Teilweise wurde aus den AKP (Allgemeiner Kanalisationsplan) der Wert A_u (versiegelte angeschlossene Fläche x Abflussbeiwert) oder der Wert A_{red} (versiegelte angeschlossene Fläche) übernommen. Mit Hilfe der Versiegelungsgrade und den städtischen Flächen konnten die plausiblen Annahmen für die Modellierung getroffen werden. Der Fremdwasseranteil wurde zunächst aus den AKP übernommen und nach erfolgter Simulation durch die Kalibrierung des Modells korrigiert. Dies wurde vor allem dann durchgeführt, wenn für den Fremdwasseranteil ungewöhnlich hohe Werte ausgewiesen wurden (z.B. 100 % des Trockenwetterabflusses) und die Abflussvolumen insgesamt erheblich zu hoch berechnet wurden (Kläranlageneinzugsgebiet Talhausen). Fehlende Kanalfließzeiten wurden durch den Abgleich mit den GIS-Daten (Kanalnetze; Sammler, Gefälle) sinnvoll geschätzt.

Tabelle 16: Eingangsparameter für die Abfluss- und Schmutzfrachtberechnung STORM1

Regenwasser								
Flächen	Stoffkonzentrationen in [mg/l]							
	CSB	AFS	BSB	NH ₄	NO ₃	N _{or}	P _{ges}	T
Straßen	180	500	20	1	1	5	1	10
Blockflächen	85	120	4	2	0.2	5	0.1	10
unversiegelt	25	20	2	2	0.2	5	1	10
Abflussbildungsparameter								
Flächen	Benetzungs- verlust [mm]	Mulden- verlust [mm]	Anfangsab- flussbeiwert	Endabflu- ssbeiwert	Modellkonstanten für die Berechnung von natürlichen Flächen			
Straßen	0.5	1.8	0.3	0.7				
Blockflächen	0.5	1.8	0.3	0.6	FiNull	FiEn	KRue	KD
Rasen	2	3	0	0.1	1	0.05	72	0.43
Schmutzwasser								
Stoffkonzentrationen in [mg/l]								
	CSB	AFS	BSB	NH ₄	NO ₃	N _{or}	P _{ges}	T
Trockenwetter	600	250	250	25	1.2	24	10	15
Ablaufwerte Kläranlage (Quelle LfU)								
Stoffkonzentrationen in [mg/l]								
	CSB	AFS	BSB	NH ₄	NO ₃	N _{or}	P _{gs}	T
Ablaufwerte	23.00	17.00	5.00	1.00	5.00	1.00	1.20	18

¹ Die in Tabelle 16 aufgeführten Werte sind Ergebnisse einer Literaturstudie. Folgende Quellen wurden ausgewertet: [Grottker, 1987]; [Göttle, 1978]; [Xanthopoulos, 1992]; [Xanthopoulos, 1991]; [Xanthopoulos, 1995]; [Beichert, 2001]; [Krejci, 1994]; [Brombach, 2002]

5.3 Modell für die Wasserhaushaltsberechnung: NASIM

Zur flächendetaillierten Betrachtung eines Einzugsgebietes benötigt NASIM so genannte Elementarflächen (auch Hydrotöpfe oder Hydrologic Response Units). Diese weisen die gleiche Landnutzung, einen gemeinsamen Bodentyp und ein gemeinsames Teileinzugsgebiet auf. Diese Elementarflächen werden bereits im GIS ausgegliedert und können dann in NASIM eingelesen werden. Die Grundlagendaten (Boden- und Landnutzungskennwerte) werden im GIS aufbereitet und bewertet und als Datenbanken an NASIM übergeben. Weiterhin wird das NASIM-Ersatzsystem auf Basis des Geländemodells und des Fließgewässernetzes erstellt. Die Grundlagen zur Erstellung des Ersatzsystems sind:

- Geländemodell,

- Gerinnequerprofile und Flusslängen,
- Landnutzung,
- Bodendaten,
- Beckenkennlinien für Speicher,
- Niederschlagszeitreihen, Verdunstungszeitreihen, Temperaturzeitreihen,
- Angaben zum Vorlandspeicher,

Weiterhin benötigt NASIM als hydraulische Eingangsdaten von allen Bauwerken Inhalts-, Volumen-, und Überlaufkennlinien. Für die Darstellung des Gerinnes ist für jedes Teileinzugsgebiet ein repräsentatives Querprofil notwendig. Profilaufnahmen lagen in nicht ausreichender Form vor und wurden daher vom Bearbeiter nach Erfahrungswerten bzw. einzelnen Profilen geschätzt.

Die Unterteilung des Einzugsgebietes in Teileinzugsgebiete wurde mit Hilfe des Geländemodells nach folgenden Kriterien vorgenommen:

- Pegel- und Beckenstandorte
- Fließgewässernetz (Knotenpunkte)
- Teileinzugsgebietsgröße
- Externe Zuflüsse

Für die Abbildung dezentraler Regenwasserbewirtschaftungsmaßnahmen ist es notwendig, die Teilgebietsgröße entsprechend klein zu wählen. Das Einzugsgebiet wurde in 46 Teilgebiet unterteilt. Im Mittel haben die Teilgebiete eine Größe von 4,2 km² (Maximum 11,3 km²; Minimum 0,5 km²). Diese Teilgebiete werden durch die Siedlungen und deren Mischwasserteileinzugsgebieten weiter unterteilt. Die Teilgebiete werden in insgesamt 1785 Elementarflächen mit einer mittleren Größe von 8 ha unterteilt. Die Teilgebiete werden durch Bauwerke, z.B. Hochwasserrückhaltebecken und Transportstrecken miteinander verknüpft.



Abbildung 21: Teilgebietsaufteilung

Zur Ermittlung der Abflusskonzentration wird im GIS die Zeitflächenfunktion berechnet. Basis hierfür ist die Landnutzung, das Geländemodell, das Fließgewässernetz und die Teileinzugsgebietsaufteilung. Die Zeitflächenfunktion beschreibt die Translation (Verlagerung ohne Verzögerung) einer Welle auf der Oberfläche. Für jeden Zeitpunkt wird wiedergegeben, wie groß die Fläche ist, die zum Oberflächenabfluss dieses Zeitpunktes beiträgt (bezogen auf den Gebietsauslass). Ein Ergebnis ist auch die Konzentrationszeit. Die Zeit die benötigt wird das gesamte Gebiet zu entwässern. Aus Abbildung 22 kann entnommen werden, dass das Einzugsgebiet im Hinblick auf den Oberflächenabfluss innerhalb von 15 Stunden fast vollständig entwässert ist. Die Wasserabgabe über den Grundwasserspeicher erfolgt hingegen deutlich langsamer.

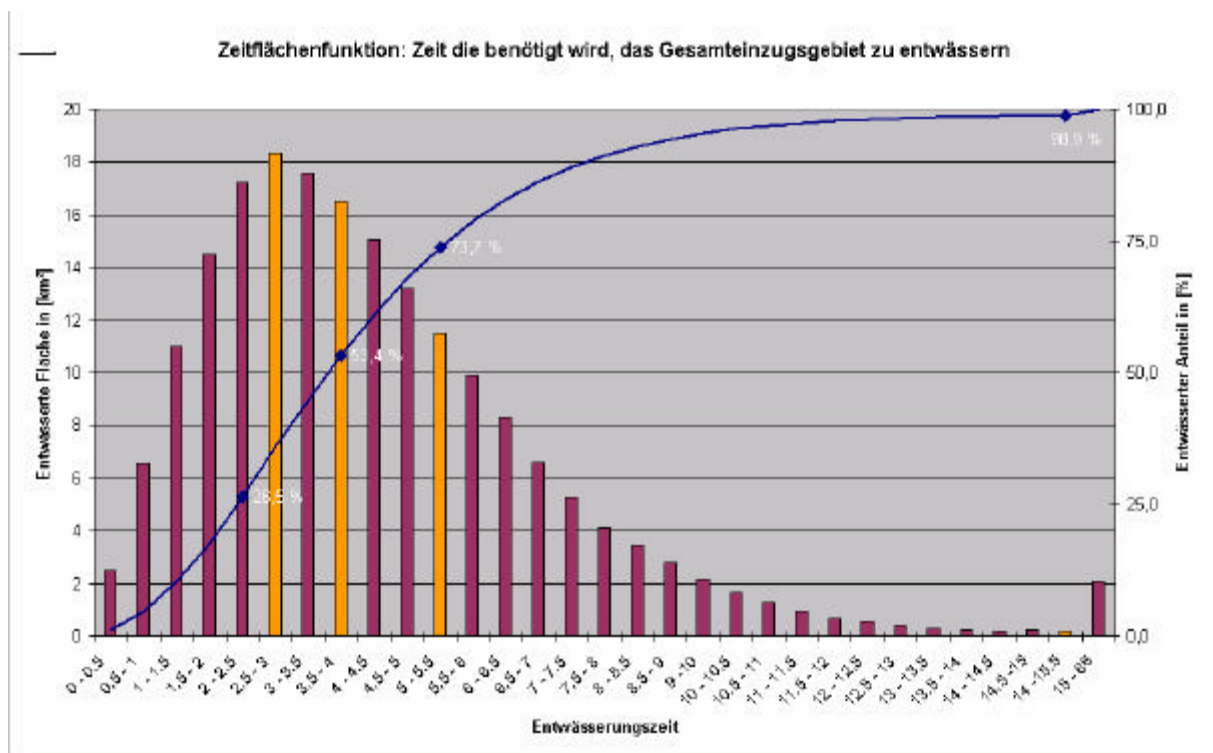


Abbildung 22: Zeitflächenfunktion des Einzugsgebiets, Zeit in Stunden bezogen auf den Pegel Talhausen

5.4 Gewässergütemodell: ATV-FGSM

Im Rahmen der integrierten Bewirtschaftungsplanung für das Einzugsgebiet des Gewässers wurde eine Gewässergütesimulation durchgeführt, in die Ergebnisse aus den Niederschlags-Abfluss-Simulationen eingeflossen sind.

Die Gewässergütesimulation konnte im Gegensatz zur Simulation der Niederschlags-Abflussereignisse nicht als Langzeitkontinuumsimulation über 30 Jahre durchgeführt werden. Dies liegt an den Eigenheiten und Einschränkungen des Modells. Das Modell konnte auch nicht für das gesamte Gewässersystem aufgebaut werden, sondern nur für einen relevanten Teilabschnitt aus dem natürlichen Oberliegeteil des Einzugsgebietes bis unterhalb Leonbergs. Es berücksichtigt damit zwei Kläranlagen (Rutesheim, Mittleres Glemstal/Leonberg) und zwei Städte (Leonberg und Rutesheim). Die Abflüsse und

Emissionen der Kläranlage Büsnau werden nur indirekt erfasst, da sie weiter oberhalb gelegen ist.

5.4.1 Einführung und Modellbeschreibung

Das Gewässergütemodell der ATV bietet die Möglichkeit, die Hydraulik und verschiedene gewässergüterrelevante Prozesse dynamisch zu berechnen. Für ein komplexes Gewässersystem mit Haupt- und Nebengewässern sowie Bauwerken und Zuflüssen wird zunächst das Abflussverhalten räumlich und zeitlich dynamisch berechnet. Die räumlich und zeitliche Auflösung ist prinzipiell frei wählbar, jedoch ergeben sich aus den konkreten Gewässersystem und der hydraulischen Situation eine Reihe von Vorgaben, die deutliche Einschränkungen mit sich bringen. Die sich daran anschließende dynamische Simulation der physikalischen, chemischen und biologischen Gewässerparameter basiert auf den Ergebnissen der Hydraulikberechnung und unterliegt somit ebenfalls diesen Einschränkungen. Der berechnete Flussabschnitt ist in Abbildung 23 dargestellt.

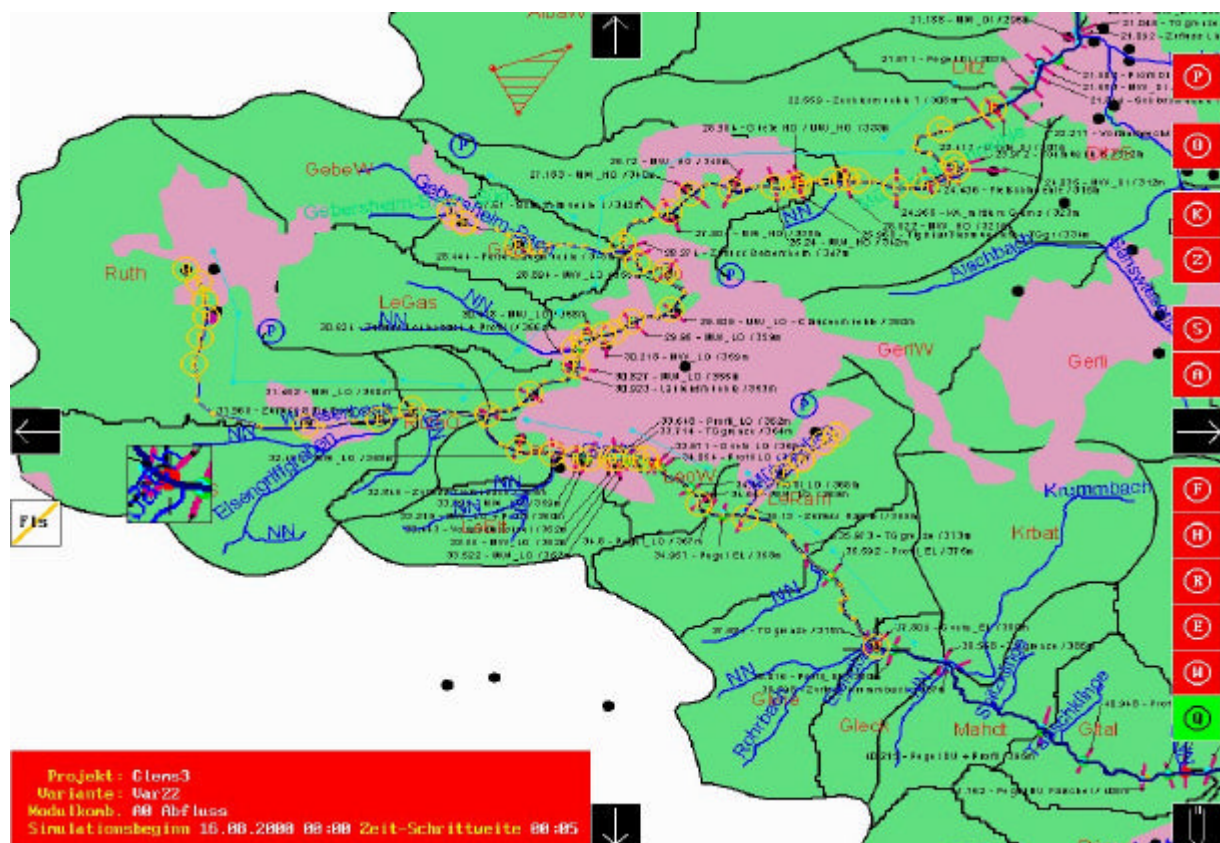


Abbildung 23: Ersatzsystem des Gewässergütemodells

5.4.2 Eingabedaten und Randbedingungen

Ziel der Simulation war es, die Auswirkungen verschiedener Szenarien bezogen auf die Gewässergüte im Vergleich zum Ist-Zustand abzubilden. Für die Gegenüberstellung der Szenarien war es notwendig, sich auf eine überschaubare Anzahl von Parameter zu beschränken. Das Hauptaugenmerk lag neben den definierten Zielgrößen auf der Simulation der organischen Belastung (BSB5), der Konzentration der Nährsalze Nitrat und Phosphat,

sowie der Berechnung der Schwebstoff- und Sauerstoffkonzentrationen innerhalb des Gewässers. Die Einschränkung auf diese Güteparameter ergab sich nicht zuletzt aus der besonders umfangreichen Zahl von Eingabedaten.

Zwischen den verschiedenen Abbau- und Umsetzungsprozessen existieren eine Vielzahl von Wechselwirkungen. Als Beispiel für die Verknüpfungen und Wechselwirkungen der so genannten Berechnungsbausteine sei hier der biologische Sauerstoffbedarf (BSB5) genannt: Der biologische Abbau von Stoffen, der durch den BSB5 charakterisiert wird, ist unter anderem vom Sauerstoffangebot und der Temperatur abhängig. Die Wassertemperatur ist wiederum beeinflusst vom Schwebstoffgehalt des Wasser und den Strahlungsverhältnissen. Die Berechnung des Sauerstoffgehaltes kann nur unter Einbeziehung der Algenkonzentration erfolgen.

Aus diesem Beziehungsgeflecht ergab sich die Festlegung auf folgende Berechnungsbausteine:

- | | |
|---------------------|------------------------------|
| A) Abfluss | B) Strahlung |
| C) Wassertemperatur | D) BSB/ CSB |
| E) Phosphor | F) Stickstoffverbindungen |
| G) Grünalgen | H) Besiedlung des Flussbetts |
| I) Schwebstoffe | J) Sauerstoffhaushalt |

Für jeden Berechnungskomplex benötigt das Gewässergütemodell eine Vielzahl teils sehr spezieller Eingabegabedaten, die im Sinne einer dynamischen Simulation als zeitlich variable Parameter (Ganglinien) vorliegen sollten. Einige dieser Daten gehören nicht zu den üblichen in Messprogrammen erfassten Daten, so dass es in Einzelfällen notwendig war, sinnvolle Annahmen zu treffen.

Die Eingabedaten und gewählten Berechnungsoptionen können aus den genannten Gründen nicht exakt einem Gütebaustein zugeordnet werden. Eine gewisse Einordnung der Daten soll im Folgenden jedoch trotzdem vorgenommen werden:

Die Definition der Gewässermorphologie setzt sich aus den Informationen des Gewässerverlaufes im Lageplan und den Gewässerquerprofilen zusammen: Die Stationierung der Querbauwerke, Mischwassereinleitungspunkte, Kläranlagenzuflüsse, Gewässergütemessstellen, Nebengewässerzuflüsse und Übergänge unterschiedlicher Vorlandcharakteristiken wurde mit Hilfe des GIS festgelegt. Im GIS sind alle genannten Informationen integriert. Zur Überprüfung der exakten Lage insbesondere der Querbauwerke wurde eine Gewässerbegehung vorgenommen, die gleichzeitig der Erfassung der Beschattungsverhältnisse und der Vor-Ort-Einschätzung der Gewässertrübung diene. Abschließend wurde die ermittelte Stationierung mit der offiziellen Kilometrierung abgeglichen.

Die Informationen zu den Querprofilen des Gewässers stammen aus verschiedenen Gutachten, die von den Gemeinden im Einzugsgebiet zur Verfügung gestellt wurden. Um die Anzahl der Stützstellen im Gewässerlängsschnitt zu vergrößern wurden zwischen den gemessenen Profilen zusätzliche Querprofile interpoliert.

Die für die Abflusssimulation besonders relevanten Daten zu den zahlreichen Wehren wurden aus dem Gewässersanierungsprogramm entnommen [Regierungspräsidium, 1989]. Die oben erwähnte Gewässerbegehung liefert jedoch eine Reihe wichtiger Zusatzinformationen bezüglich der Stationierung und dem baulichen Zustand der Wehre.

Die in Tabelle 17 in Klammern aufgeführten Werte stammen aus dem Bericht des Gewässersanierungsprogramms und weichen von den vor Ort ermittelten Werten ab. In Bezug auf die Stationierung hängt dies wahrscheinlich damit zusammen, dass im Gewässersanierungsprogramm die Lage der Mühle maßgebend war, wohingegen für die Gewässergütesimulation die Lage der Wehre entscheidend ist. Da einige Mühlen bis zu 900m lange Mühlgräben nutzen, kann die Lage der Wehre nicht mit der Lage der Mühlen gleichgesetzt werden. Die Angaben zur Turbinenleistung wurden ungeprüft übernommen.

Weil nicht alle Mischwasserentlastungsbauwerke, Kläranlageneinleitungen und Abflüsse aus natürlichen Teileinzugsgebieten direkt in das Gewässer entwässern, ist es notwendig, einige Nebengewässer in das Ersatzsystem des Gütemodells aufzunehmen. Auf diese Weise kann die Retention dieser Einleitungen bis zum Zufluss ohne Modifizierung der Eingabedaten berücksichtigt werden. Problematisch an dieser Vorgehensweise ist, dass für die Nebengewässer keine Querprofilaten zur Verfügung standen, so dass hier eine Abschätzung der Gewässermorphologie vorgenommen werden musste.

Als weitere Eingabedaten und Berechnungsoptionen des Berechnungsbausteins Abfluss wurden festgelegt bzw. abgeschätzt:

- Die Reibungsbeiwerte der Gewässersohle wurden wie die Geometrie den dokumentierten Angaben entnommen. Sie stimmen mit den Eingabewerten der NA-Modellierung überein.
- Die für die longitudinale Dispersion benötigten Parameter a , β und γ wurden abgeschätzt: $a = 0,1$, $\beta = 2,0$ und $\gamma = 1,0$

Ungeachtet der Gewässergütesituation im Ist-Zustand und den Ergebnissen der Gewässergütesimulation kann schon hier festgehalten werden, dass der Lichteinfluss nahezu durchgehend gering ist, was sich positiv auf den Tagesgang der Sauerstoffkonzentration auswirken dürfte. Die Gewässererkundung ergab, dass zu diesem Zeitpunkt das Gewässer in allen Bereichen vom einem beidseitigen Gehölzsaum oder hoher Ufervegetation in Form von Buschwerk begleitet wurde. Darüber hinaus war in großen Abschnitten die Vegetation so ausgeprägt, dass ein Kronenschluss über dem Gewässer eine permanente Beschattung über den gesamten Tagesverlauf gewährleistet. Bemerkenswert ist, dass dieser Gehölzsaum auch im Bereich der Ortschaften nur selten unterbrochen

wurde. Den betrachteten Gewässerabschnitten wurden prozentual folgende Vegetationsarten zugeordnet (s. Tabelle 18).

Tabelle 17: Querbauwerke im Gewässerverlauf der Glems

Nr.	Bezeichnung	Gemarkung	Stationierung[km]	Wehrhöhe [ca. m]	Wehrbreite [ca. m]	Turbinenleistung [m³/s]	Strahlform
1	Unterriexinger Bachmühle (Mühle Weil)	Unterriexingen	1+182 (0+450)	2,0 (1,5)	7,0	1,16	Anliegend
2	Hammerschmiede	Markgröningen	Existiert nicht mehr	-	-	-	-
3	Papiermühle	Markgröningen	5+400	0,4	6,4	0,0	Anliegend
4	Untere Mühle	Markgröningen	6+900 (6+625)	1,5	20	0,8	Anliegend
5	Spitalmühle	Markgröningen	7+470 (7+175)	0,6	20	0,725	Anliegend
6	Bruckmühle	Markgröningen	Existiert nicht mehr	(1,5)	-	-	-
7	Obere Mühle	Markgröningen	Existiert nicht mehr	(0,5)	-	-	-
8	Neumühle	Schwieberdingen	10+987 (11+100)	1,6(1,4)	6	1,0	Frei
9	Stumpenmühle (oberhalb Schwieberdinger Saum)	Schwieberdingen	13+900 (13+570)	1,5	30	0,46	Frei
10	Hagmühle	Hemmingen	15+500 (15+150)	0,8	7,0	0,36	Anliegend
11	Sägmühle	Hemmingen	16+480	0,7	7,0	0,0	Anliegend
12	Glemsmühle	Schöckingen	Existiert nicht mehr	-	-	-	-
13	Talmühle	Schöckingen	19+000 (18+300)	0,6	40	0,47	Frei
14	Ferbermühle	Ditzingen	19+969	0,7	8,0	0,0	Anliegend
15	Schlossmühle	Ditzingen	21+814 (21+250)	2,0	12	0,415	Frei
16	Zechlesmühle	Ditzingen	23+200 (22+700)	0,6(0,8)	6	0,920	Anliegend
17	Tonmühle	Ditzingen	23+972 (24+000)	1,6(0,8)	6,5	0,7	Frei
18	Fleischmühle	Leonberg	25+500 (24+200)	0,8	6,5	0,565	Anliegend
19	Tilgshäuslesmühle	Leonberg	Existiert nicht mehr	-	-	-	-
20	Scheffelmühle	Leonberg	Existiert nicht mehr	-	-	-	-
21	Felsensägmühle	Leonberg	28+700 (28+300)	2,0	8,0	0,4	Anliegend
22	Clausenmühle	Leonberg	29+980 (29+500)	0,6	4,0	0,315	Frei
23	Lahrensmühle	Leonberg	Existiert nicht mehr				

Tabelle 18: Vegetationsarten im Gütemodell

			Namen der Gewässerabschnitte					
Vegetation- art	Kronen- schluss bei einer Flussbreite kleiner	mittlere Höhe	Glems Wiesen	Leonberg Ramtel	Leonberg West	Leonberg Süd	Leonberg	Leonberg Nord
Mittlere Flussbreite			3.5 m	3 m	4 m	2.5 m	4 m	6 m
Nieder- vegetation	nie	0.8 m			25 %			
Buschwerk	nie	5 m						
Weichholz	3 m	12 m	100 %	100 %	75 %	100 %		25 %
Laubwald	8 m	20 m					100 %	75 %

Die in Tabelle 18 aufgeführten Vegetationsarten sind im Modell vordefiniert. Das bedeutet, dass für jede Vegetationsart Angaben zur mittleren Kronenbreite, zur Höhe zum Uferabstand und Beschattungsdichte in den jeweiligen Jahreszeiten vorliegen. Das Modell berechnet intern aus diesen Daten den aktuellen Bewuchs für jeden definierten Gewässerabschnitt. Eine zusätzliche Horizontabschirmung wurde nicht berücksichtigt.

Ein weiterer wichtiger Einflussfaktor auf die Wassertemperatur sind die Zuflüsse aus Kläranlagen, Mischwasserentlastungen und natürlichen Einzugsgebieten. Dies gilt selbstverständlich nicht nur für den Parameter Wassertemperatur sondern für alle Wasserinhaltsstoffe, die dem Gewässer mit dem gereinigten und insbesondere mit dem ungereinigten Mischwasser während starker Niederschlagsereignisse über die Entlastungsbauwerke zufließen. Um diesem Einfluss gerecht zu werden, sind nicht nur die Zuflussmengen sondern auch die mit ihnen transportierten Konzentrationen als Ganglinien an das Gewässergütemodell übergeben worden.

Als weitere Eingabedaten und Berechnungsoptionen des Berechnungsbausteins Strahlung wurden festgelegt bzw. abgeschätzt:

- Ortmedian: 15°
- Geographische Breite: 48° 48'
- Mittlere Höhe: 340 m+NN
- Sichtweite: gut/ 30km laut Wetterangaben zur Gütemessung
- Oberflächentyp für Albedo (Rückstrahlung): Gras Sommer/ Gras Winter
- Relative Luftfeuchtigkeit: 70%

- Lufttemperatur: Tagesmittelwerte der LfU für die Berechnungszeiträume
- Luftdruck auf Meeresniveau: 1000 hPa
- Bewölkungsgrad: 6 entspricht 75%
- Bewölkungstyp: 8 entspricht Stratus
- Windstärke: 2 (1,6 – 3,2 m/s)
- Aerosoltyp: Kontinental, mittlere Belastung (Standardwert für urbane Gebiete mit durchschnittlicher Schadstoffbelastung)
- Parameteransatz zur Berechnung der Verdunstung von CARRIER
- Gewässergütesimulation unter konstanten Wetterbedingungen (diese Vereinfachung ist zulässig, da es sich um relativ kurze Simulationszeiträume handelt und zeitvariable Angaben zu den oben genannten Parametern nicht verfügbar waren)
- Reflexion an der Sedimentoberfläche = 0,3 [-]

Die Berechnung des BSB bezieht sich ausschließlich auf die organischen Kohlenstoffverbindungen, das bedeutet, dass die Sauerstoffzehrung infolge Nitrifikation im Gewässergütemodell nicht Teil des BSB ist. Für die Berechnung der BSB-Konzentration im Gewässer müssen Angaben zum Anteil schwer, mittel und leicht abbaubarer Stoffe (ausgedrückt durch den BSB oder BSB-Inhaltsstoffe) getroffen werden. Des Weiteren ist der sedimentierfähige Anteil des BSB anzugeben.

Während die Inhaltsstoffe des Kläranlagenablaufes insbesondere durch schwer abbaubare Inhaltsstoffe geprägt sind, so wurde für den Mischwasserüberlauf ein größerer Teil mittel mäßig abbaubar angenommen.

Der für das Algenwachstum notwendige Nährstoff Phosphor liegt im Gewässer und seinen Zuflüssen in unterschiedlicher Form vor. Der organische Phosphor ist in der Biomasse und in BSB-Inhaltsstoffen gebunden. Der Phosphat-Phosphor ist algenverfügbar. Das Gewässergütemodell betrachtet bei der Simulation lediglich die Fraktion des Phosphat-Phosphors. Es bietet jedoch die Option, den Gesamtposphorgehalt der Abflüsse einzugeben. In diesem Fall wird die organische Fraktion modellintern herausgerechnet.

Von der Vielzahl der Stickstoffverbindungen werden im Gewässergütemodell der organische Stickstoff, Ammonium, Ammoniak und Nitrat betrachtet. Organischer Stickstoff ist dem BSB und der Biomasse der Algen zuzuordnen und wird bei dessen Abbau als Ammonium freigesetzt. An der Nitrifikation des Ammoniuns sind sowohl sessile als auch suspendierte Nitrifikanten beteiligt. Während der Einfluss der sessilen Nitrifikanten vom Modell pauschal betrachtet wird, müssen für die suspendierten Nitrifikanten in der Glems und den Zuflüssen Aussagen getroffen werden.

Die Schwebstoffkonzentration setzt sich zusammen aus den mineralischen Schwebstoffen, dem partikulären BSB sowie den suspendiert lebenden Organismen (Algen). Selbst wenn der mineralische Anteil der Schwebstoffe keinem organischen Abbau unterliegt, so hat er doch über den Einfluss auf die Strahlungsverhältnisse indirekten Einfluss auf die biologischen Prozesse im Gewässer. Ähnlich wie beim BSB ist neben der Eingabe der Schwebstoffkonzentration die Angabe des sedimentierfähigen Schwebstoffanteils von Bedeutung, da hiermit eine mögliche Senke beschrieben wird. Die Wechselwirkungen zwischen Sediment und suspendierten Schwebstoffen werden im Modell sehr vereinfacht abgebildet. Für die Sedimenteigenschaften wurden die in der Modellbeschreibung vorgeschlagenen Werte übernommen, da keine genaueren Angaben zur Verfügung standen. Korndurchmesser des 50 Perzentil = 1 mm, Dichte des Sohlmaterials = 2650 kg/m³, Porenvolumen = 0,5 [-].

Der Sauerstoffgehalt ist nahezu von allen hier vorgestellten Berechnungsbausteinen abhängig. Wichtige Prozesse sind der physikalische Sauerstoffein- und -austrag durch Zuflüsse, Wehre sowie die Wasseroberfläche, die Photosynthese und die Photorespiration der Algen, der Abbau organischer Kohlenstoffverbindungen (BSB) und die Nitrifikation. BSB, Nitrifikation und Photosynthese ergeben sich aus den Prozessen und Eingabedaten.

Für die Bestimmung des Sauerstoffaustauschs an der Grenzfläche zwischen Luft und Wasser werden zwei Ansätze berücksichtigt:

Ansatz zur Berechnung des Sauerstoffeintrags ins Gewässer vom Bayerischen Landesamt für Wasserwirtschaft: Dieser Ansatz ist besonders für flache Fließgewässer mit Wassertiefen unter 0,5 m geeignet und berücksichtigt damit die große Bedeutung des Verhältnisses von Wasseroberfläche zu Volumen des Wasserkörpers.

Ansatz zur Berechnung des Sauerstoffaustausches nach [Avery, 1998], der das für überströmte Wehre anzuwenden ist. In diesem Ansatz wird unterschieden zwischen Wehren mit anliegendem Strahl und einem blasigen, zerrissenen (freien) Strahl eines Absturzbauwerkes.

Die Abbildung der gewässerbiologischen Prozesse wurde nur am Rande in die Simulation mit einbezogen und zwar nur soweit, wie sie für die korrekte Abbildung der oben genannten Parameter notwendig waren. Mit der Simulation der Grünalgen ist der Anfang der Nahrungskette im Modell berücksichtigt, ohne das Zusammenspiel mit den Konsumenten I. bzw. II. Ordnung mit zu betrachten. Hintergrund dieser Einschränkung war jedoch in jedem Fall der Mangel an Messdaten, der insbesondere für diese Gewässergüteparameter zutrifft.

Auch wurde bei der Simulation des Gewässerbettes das Makrozoobenthos, die Makrophyten sowie das Phytobenthos vernachlässigt, da bei den vorherrschenden Lichtverhältnissen ein starkes Wasserpflanzenwachstum kaum zu erwarten ist. Die Besiedlung des Gewässerbettes bleibt aber aufgrund ihrer Senkenfunktion für sedimentierfähige BSB-Inhaltsstoffe und Schwebstoffe von großer Bedeutung.

6 Integriertes Einzugsgebietsmodell

Zur Modellierung des Wasserhaushaltes des Gewässers und seines Einzugsgebietes werden die beschriebenen Modelle kombiniert. Der Naturraum und sein Bodenwasserhaushalt wird im Modell NASIM (Fa. Hydrotec) berechnet. Die Siedlungsgebiete werden durch das Programm STORM (Fa. Ingenieurgesellschaft Prof. Dr. Sieker mbH) berechnet. Die Auswirkungen der Schadstoffeinträge auf die Gewässergüte wird mit dem ATV-Gewässergütemodell berechnet. Zur ausführlichen Beschreibung sei auf die Handbücher der Modelle verwiesen. Das prinzipielle Zusammenspiel der Modelle, wie sie für diese Arbeit kombiniert wurden, zeigt Abbildung 24.

Beide NA-Modelle sind für spezifische Fragestellungen entwickelt worden. Das Modell NASIM hat Vorzüge bei der Simulation des Bodenwasserhaushaltes und der Abbildung großer Einzugsgebiete. In NASIM können jedoch Maßnahmen der dezentralen Regenwasserbewirtschaftung nicht ausreichend präzise abgebildet werden. Der Abfluss einer versiegelten Fläche kann, modelltechnisch begründet, nicht wieder in den Boden versickern. NASIM kann im Gegensatz zu STORM nur Abflüsse und keine Schmutzfrachten berechnen. Das Modell STORM kann Abflüsse und Schmutzfrachten in Siedlungsgebieten berechnen und alle Regenwasserbewirtschaftungsmaßnahmen (Mulden-Rigolen, Zisternen, Gründächer, etc.) korrekt abbilden. STORM beinhaltet jedoch keinen Baustein zur Abbildung eines geschlossenen Bodenwasserhaushaltes.

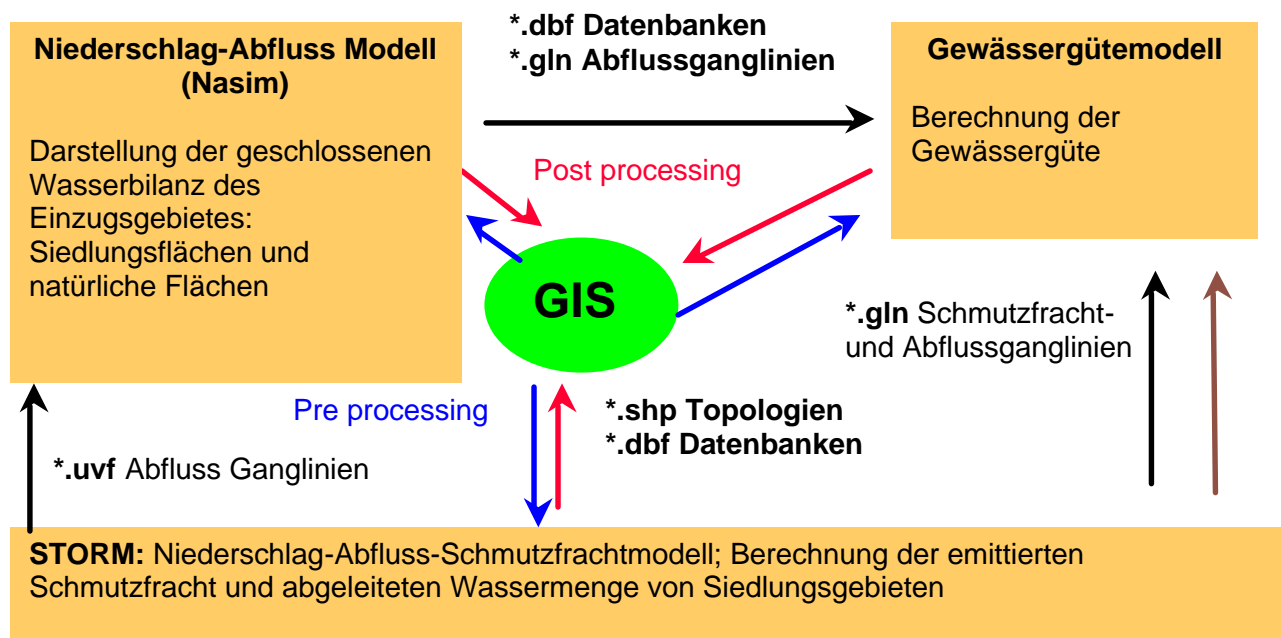


Abbildung 24: Zusammenspiel der Simulationsmodelle

Wichtiger und zentraler Baustein ist das geographische Informationssystem. Hier werden die Eingangsdaten aufbereitet und den Simulationsmodellen zur Verfügung gestellt. Die Resultate werden zum anschaulichen Vergleich wieder in das GIS zurückgespielt. Wichtig ist

auch die Ausgabe und Umwandlung der berechneten Zeitreihen der Abflüsse und Schmutzfrachtganglinien in die Formate der beteiligten Programme. Dies wurde über das Programm STORM bewerkstelligt

6.1 Erstellung des integrierten Modells

Um die Gesamtsimulation des Einzugsgebiets durchführen zu können, muss zunächst ein kalibriertes Gesamt-Modellsystem erstellt werden. Das Gesamt-Modellsystem wird in NASIM erstellt. Es enthält alle Teileinzugsgebiete mit den natürlichen Flächenanteilen. Für die Siedlungsgebiete werden die Ergebnisse aus STORM integriert. Das Gesamtsystem wird an den gemessenen Abflüssen des Pegels Talhausen kalibriert. Für die Siedlungswasserwirtschaft liegt der Ausbaustand des Jahres 2000 zu Grunde. Wie schon Tabelle 3 zeigte, liegen für diesen Zeitraum nur Werte für den Pegel Talhausen und für bestimmte Niederschlagsstationen vor. Der Simulation liegen vier Regenschreiber zu Grunde: Zwei Schreiber mit kontinuierlichen Aufzeichnungen (5 min.) und Daten, die in 30 min. Schritten Werte aufzeichnen.

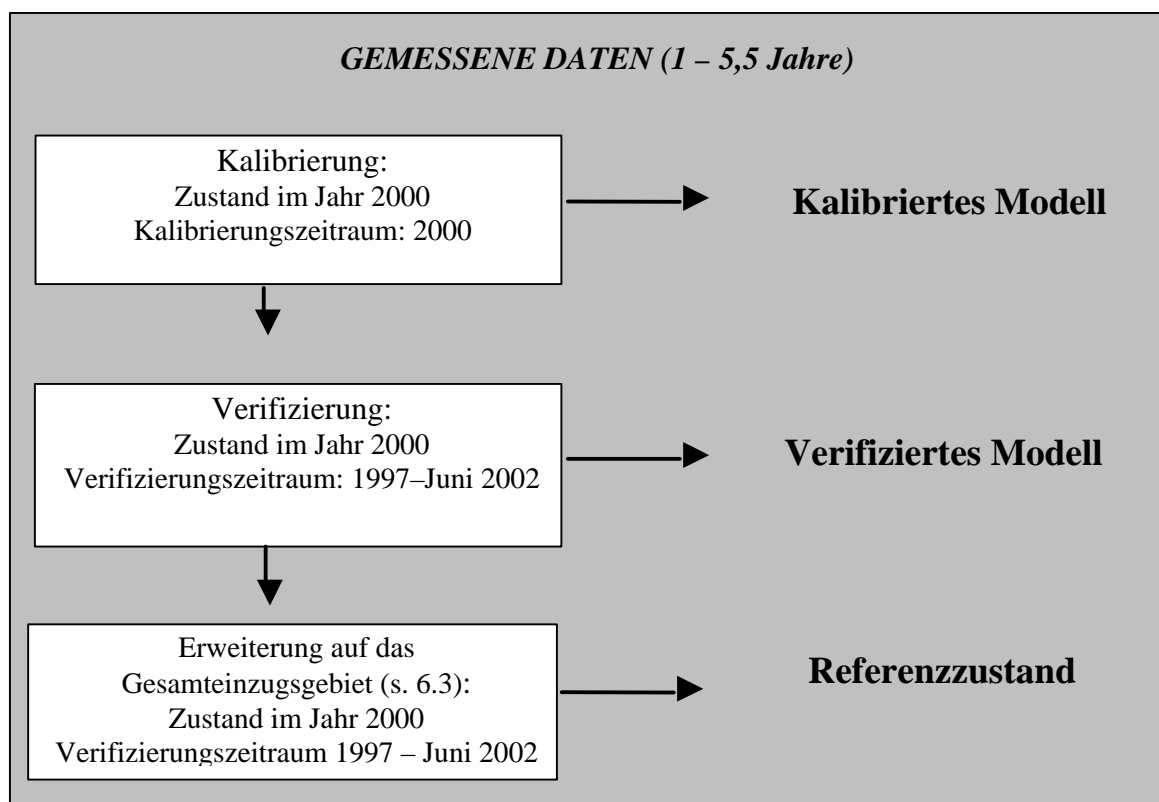


Abbildung 25: Weg der Kalibrierung und Verifizierung des Modells

Der Weg zu einem Modell für das Gesamteinzugsgebiet ist in Abbildung 23 beschrieben. Zunächst müssen die Modellannahmen und Berechnungen anhand von Pegelaufzeichnungen für das Jahr 2000 kalibriert werden. Basis hierfür sind die gemessenen Niederschlags- und Pegeldaten sowie die von der Landesbehörde zur Verfügung gestellten und durch den DWD berechneten Verdunstungs- und Temperaturzeitreihen. Das kalibrierte Modell wird anschließend durch einen Vergleichszeitraum (1997 – 2002) verifiziert. Das Modell ist dann verifiziert, wenn für den Vergleichszeitraum ein ähnlich gutes Ergebnis mit

den selben Modellparametern erzielt werden kann, wie für den Kalibrierungszeitraum. Ergebnis ist ein verifiziertes Modell, das in der Lage ist, die natürlichen Flächen und Siedlungsgebiete abzubilden.

Ziel der Kalibrierung ist die gute Abbildung des Wasserhaushaltes: Hochwasserspitzen, und Verlauf des Basisabflusses. Es wird über ein ganzes Jahr (2000) kalibriert. Die Verifizierung erfolgt für den Zeitraum von Januar 1997 bis Juni 2002. Für diesen Zeitraum kann ein einheitlicher unveränderter Ausbauzustand der Ortsentwässerungsnetze angenommen werden.

Das Programm STORM liefert die Abflüsse aus den Siedlungsgebieten. Die im Modell überregnete Fläche umfasst dabei sowohl versiegelte wie auch unversiegelte Bereiche. Bei starken Regenereignissen tragen auch die unversiegelten Flächen der Stadtgebiete zum Abfluss in den Kanalnetzen bei. Die Ergebnisse der STORM-Simulation werden als Abfluss-Ganglinien für die Abflüsse der Kanalisation, der Kläranlage und der Mischwasserentlastungen in die Fließgewässer und als Interflow- und Basisabflussganglinien an das Programm NASIM übergeben. NASIM gibt Abflussganglinien, die über eine Schnittstelle in das geeignete Format konvertiert werden, an das ATV-Gütemodell. Die Abflüsse der Entlastungsbauwerke und Kläranlagen werden aus STORM exportiert. Die Schmutzfrachten werden in STORM erzeugt und an das ATV-Gütemodell übergeben. Die Schmutzfrachtemissionen aus den Kläranlagen werden über die berechneten Abflüsse und gemessenen Konzentrationen erzeugt.

Die Landesbehörde stellte Jahresabwassermengen der Kläranlagen zur Verfügung, an denen der Jahresabwasseranfall der Siedlungsgebiete abgeglichen werden kann. Der Trockenwetteranfall kann über die Einwohneranzahl geschätzt werden. Vor allem die Annahmen für Einwohnergleichwerte und der Fremdwasseranteil werden hiermit einschätzbar. Tabelle 19 vergleicht die Werte der Simulation und der Messungen. Der Fehler liegt für das gesamte Einzugsgebiet bei 5,2 %.

Tabelle 19: Vergleich der gemessenen (Quelle: Landesbehörde) mit der simulierten Jahresabwassermenge

Kläranlage	Jahresabwassermengen in 2000 in [m ³]	Für 2000 Simulierte Jahresabwassermengen in [m ³]	Fehler in %
Büsnau	745.991	692.065	8,2
Rutesheim	849.000	886.972	4,5
Leonberg	4.875.000	4.405.031	9,6
Ditzingen	9.008.802	8.504.150	5,6
Talhausen	5.249.460	5.155.488	1,8
Summe	20.728.253	19.643.706	5,2

Eine Kalibrierung der Siedlungsabflüsse an Pegelganglinien kann nicht für die einzelnen Kläranlagensysteme durchgeführt werden, da hierfür die Messdaten fehlen. Das Gesamtsystem der STORM-Simulationen kann aber für das Gesamteinzugsgebiet dargestellt werden. Hierfür werden bei Trockenwetter die berechneten Werte mit der Pegelganglinie verglichen.

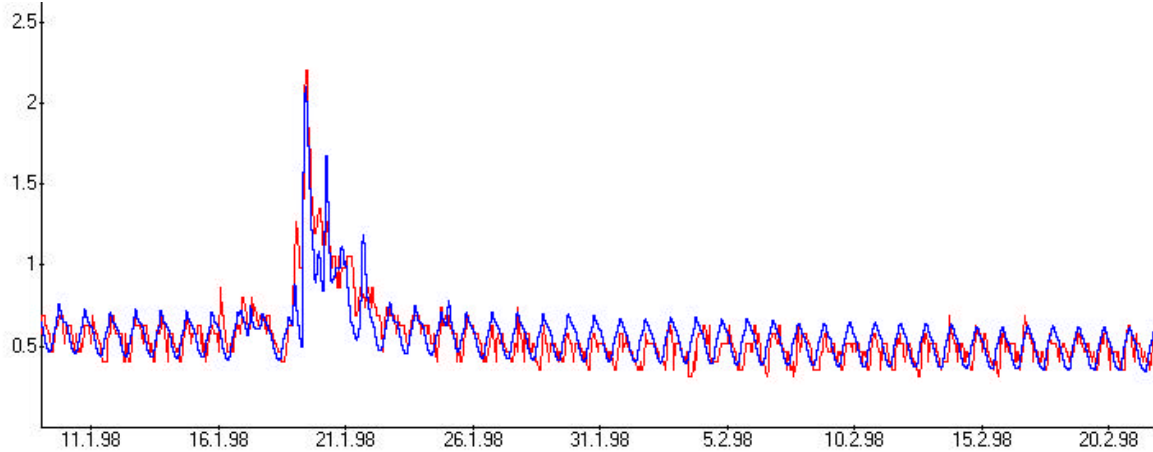


Abbildung 26: Station Talhausen: Vergleich der gemessenen (rot) und berechneten (blau) Trockenwetter-Ganglinien in $[m^3/s]$

Abbildung 26 zeigt die sehr gute Übereinstimmung der Simulation mit den gemessenen Daten. Dieser Ausschnitt aus dem Jahr 1998 zeigt die insgesamt gute Übereinstimmung zwischen Modell-Berechnungen und Pegelmessungen im Trockenwetterfall. Die Übereinstimmung im Trockenwetterfall bedeutet, dass die STORM-Simulation der Siedlungsgebiete wie auch die Translation und Gewässerretention in NASIM sehr gut abgebildet werden. Ein durch Kläranlagenabflüsse beeinflusster Tagesgang ist für das Gewässer kennzeichnend. Das ungünstige Mischungsverhältnis zwischen Abwasser und Glemswasser und die geringe natürliche Niedrigwasserführung wird dadurch verdeutlicht.

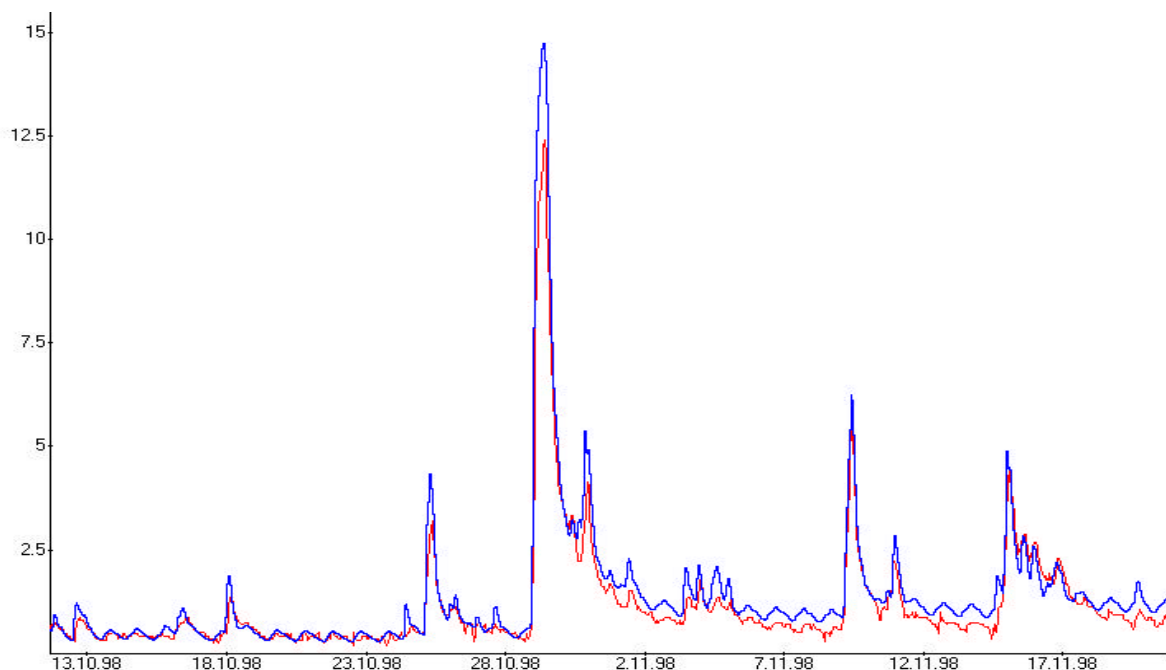


Abbildung 27: Station Talhausen: Vergleich von berechneter (blau) und gemessener (rot) Abflussganglinie in $[m^3/s]$ im Regenfall

Auch im Regenfall ist das Modell in der Lage, die Abflüsse des Gewässers gut abzubilden. Abbildung 27 zeigt die gemessenen und berechneten Abflussganglinien und deren gute Übereinstimmung. Ein weiterer Kalibrierungsparameter ist das Abflussvolumen im Jahr 2000 (s. Tabelle 20). Dieser Parameter ist allerdings nur eingeschränkt aussagekräftig, da durch den nicht kalibrierbaren unterirdischen Grundwasserabstrom aus dem Einzugsgebiet beliebig viel Volumen aus der Berechnung herausgenommen werden kann.

Tabelle 20: Vergleich der gemessenen und berechneten Abflussvolumen (Jahr 2000)

	Berechnung	Pegel	Fehler
Abflussvolumen im Jahr 2000	29548778.00	31034300.00	5 %

Weder im Kalibrierungszeitraum noch im Verifizierungszeitraum ist ein Hochwasser mit einer Wiederkehrhäufigkeit von $T > 2$ Jahren gemessen worden. Die Modellkalibrierung konnte damit nicht an einem Hochwasserereignis durchgeführt werden. Alle Ergebnisse, die Aussagen zu Hochwasserfragen darstellen, sind unter diesem Vorbehalt zu sehen.

Die Modell-Berechnungen der Hochwasserabflüsse stimmen auch nach der Beaufschlagung mit den synthetischen Niederschlagsreihen nicht ausreichend mit den vorgegebenen Hochwasserkennwerten überein. Um aber Aussagen zu Hochwasserschutzmaßnahmen treffen zu können und um eine Übereinstimmung mit den auf umfangreicherer Datengrundlage mittels des Regionalisierungsverfahren ermittelten Hochwasserkennwerten zu erzielen, wurde das Modell nachjustiert. Für den Bereich größerer Hochwasser liefert das nachjustierte Modell eine bessere Übereinstimmung mit denjenigen Hochwasserkennwerten, die auf Basis langjähriger Abflusszeitreihen und unter Nutzung von Gebietskennwerten ermittelt wurden. Somit erscheint es sinnvoll, für HW-Aussagen im Bereich größer gleich HQ10 mit dem nachjustierten NASIM-Modell zu arbeiten. Das Modell befindet sich bei diesen Aussagen aber aufgrund der Datenlage im nicht kalibrierten und somit unsicheren Aussagebereich.

Die Kalibrierung und Verifizierung des gekoppelten Niederschlag-Abfluss-Modells wurde an gemessenen Daten des Zeitraumes 1997 bis Juni 2002 durchgeführt. Um belastbare Aussagen durch die Erstellung von langjährigen extremwertstatistischen Auswertungen treffen zu können, ist es notwendig, einen längeren Zeitraum zu simulieren. Für die Langzeitsimulation stehen keine ausreichend langen Zeitreihen mit meteorologischen Messdaten für das Einzugsgebiet zur Verfügung. Aus diesem Grund wurden die Berechnungen im Modell mit synthetischen Niederschlagszeitreihen, die einen Zeitraum von 30 Jahren abbilden, und mit Messreihen der LfU für Verdunstung und Temperatur belastet.

Trotz der im Rahmen der Modellgenauigkeiten realistischen Abbildung können die Abflüsse, die mit synthetischen Regen erzeugt werden, nicht mit gemessenen Pegeldaten verglichen werden. In Kombination mit einem kalibrierten und verifizierten Modell aber, werden Aussagen zu den Wirkungen einzelner Maßnahmen für das Einzugsgebiet und den Abfluss im Gewässer möglich. Die Verlässlichkeit dieser Modellaussagen kann im Bereich von Niedrig- und Mittelwasserabflüssen als relativ gut angenommen werden. Die Aussagen des Modells zu selteneren Hochwasserereignissen (> 10 Jahre) sind jedoch unsicher, da das

Modell aufgrund der Datenlage nicht mit solchen Ereignissen kalibriert bzw. verifiziert werden konnte. Für die Modellierung des Einzugsgebiets wurden zwölf Reihen über 30 Jahre mit einer zeitlichen Auflösung von 5 min. in einem Raster von 5 km zur Verfügung gestellt, insbesondere, um die unterschiedliche Niederschlagsdynamik im Süden und Norden des Einzugsgebiets richtig abzubilden.

Für Aussagen zu kleineren Jährlichkeiten (HQ1) wird auf das kalibrierte, nicht nachjustierte Modell zurückgegriffen. Schlüsse zur Wirkung der Maßnahmen dürfen nur aus den Differenzen zwischen den formulierten Szenarien und dem Referenzzustand und nicht aus den absoluten Abflüssen selbst abgeleitet werden.

Zur Nachjustierung wurden die Bodenparameter Infiltration, Exfiltration, vertikale sowie horizontale Wasserbewegung in der ungesättigten Bodenschicht angepasst. Die Parameter wurden für die einzelnen Bodenschichten reduziert. Die Nachjustierung hat zur Folge, dass weniger Wasser in die Böden infiltriert und weniger Wasser aus der ungesättigten Bodenzone in das Grundwasser exfiltriert. Die Veränderung hat zur Folge, dass bei Hochwasserabfluss mehr Oberflächenabfluss auf natürlichen, unversiegelten Flächen entsteht. Die bessere Übereinstimmung im Bereich größerer Hochwasser geht zu Lasten der Simulationsqualität für Hochwasser kleinerer Jährlichkeiten. Diese Abweichungen sind vertretbar, da hauptsächlich die Auswirkungen der verschiedenen Szenarien auf die Spitzenabflüsse der Jährlichkeit 20 bis 100 Jahre untersucht werden sollen.

6.2 Modellgüte

Für die kalibrierte Gesamtsimulation kann durch den Vergleich mit den Aufzeichnungen des Pegels Talhausen die Güte des aufgestellten Modells angegeben werden. Die Bewertung der Modellgüte anhand statistischer Maßzahlen (s. Tabelle 21) zeigt eine zufrieden stellende Qualität des Abflussmodells.

Tabelle 21: Modellgüteparameter

Güteparameter	Wert	Einschätzung nach NASIM-Handbuch [Hydrotec, 2000]
Nash-Koeffizient	0.68	Zufrieden stellend (0,0 entspricht optimal; > 1,2 unzureichend)
Korrelationskoeffizient	0.75	Zufrieden stellend (1,0 entspricht optimal; < 0,6 unzureichend)

Die verschiedenen Gütekriterien zeigen, das Modell ist in der Lage, den Wasserhaushalt und die Abflüsse überprüfbar und innerhalb erlaubter Toleranzen abzubilden. Das Modell ist kalibriert und kann vergleichende Aussagen zu Maßnahmenszenarien geben. Die Aussagen zu Hochwasserabflüssen unterliegen der Einschränkung, dass das Modell nicht für einen Hochwasserabfluss von $T > 2$ Jahren kalibriert werden konnte, da zwischen 1997 und 2002 kein Hochwasser gemessen wurde.

6.3 Gesamteinzugsgebiet

Das gesamte Einzugsgebiet des Gewässers (195 km²) stimmt nicht mit dem Pegel Einzugsgebiet (192 km²) überein. Für diese Arbeit war es aber notwendig, die Betrachtung auf das Gesamteinzugsgebiet auszuweiten, da der Kläranlagenablauf Talhausen sich unterhalb des Pegels befindet. Es würden wesentliche Einflüsse der Siedlungswasserwirtschaft unberücksichtigt bleiben, würden die fehlenden 3 km² nicht in die Untersuchungen mit einbezogen. Das kalibrierte System wird daher mit dem letzten fehlenden Teilgebiet und der Kläranlage Talhausen ergänzt. Für die Eingangsdaten in das Modell werden die gleichen Modellparameter zu Grunde gelegt, wie für die anderen, kalibrierten Teilgebiete.

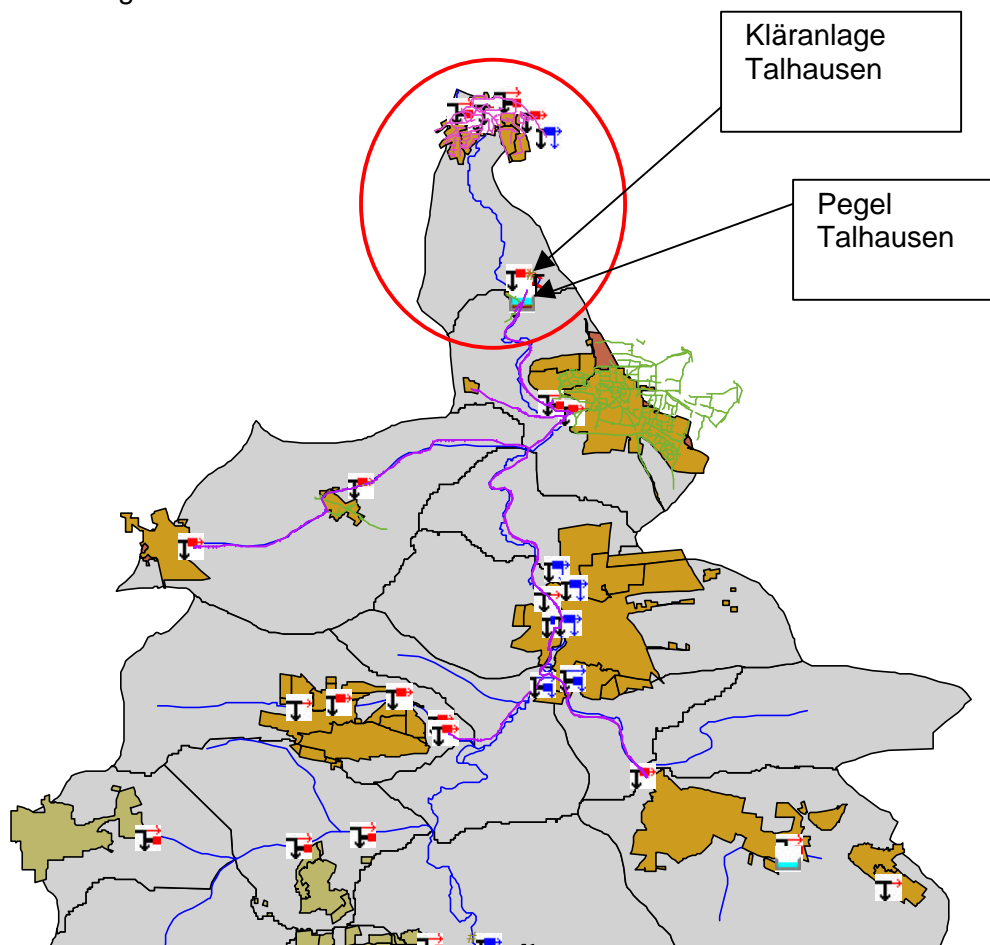


Abbildung 28: Einzugsgebiet der Kläranlage Talhausen; rot markiert ist das Teilgebiet „Uriex“ das unterhalb des Pegels Talhausen liegt

Aus Abbildung 28 geht hervor, dass ein großer Anteil der Mischwasserentlastung oberhalb des Pegels in das Gewässer am Entlastungsbauwerk „Kläranlage“ entlastet. Der verminderte Abfluss wird entlang des Gewässers in einem zentralen Sammler (lila) zur Kläranlage geführt. Unterhalb des Pegels Talhausen wird also nur der Trockenwetteranteil des Abflusses in das Gewässer abgeleitet. Im Starkregenfall belasten die Entlastungen das Gewässer oberhalb des Pegels. Vergleicht man in Abbildung 29 die berechneten Ganglinien, können die beschriebenen Effekte wieder gefunden werden.

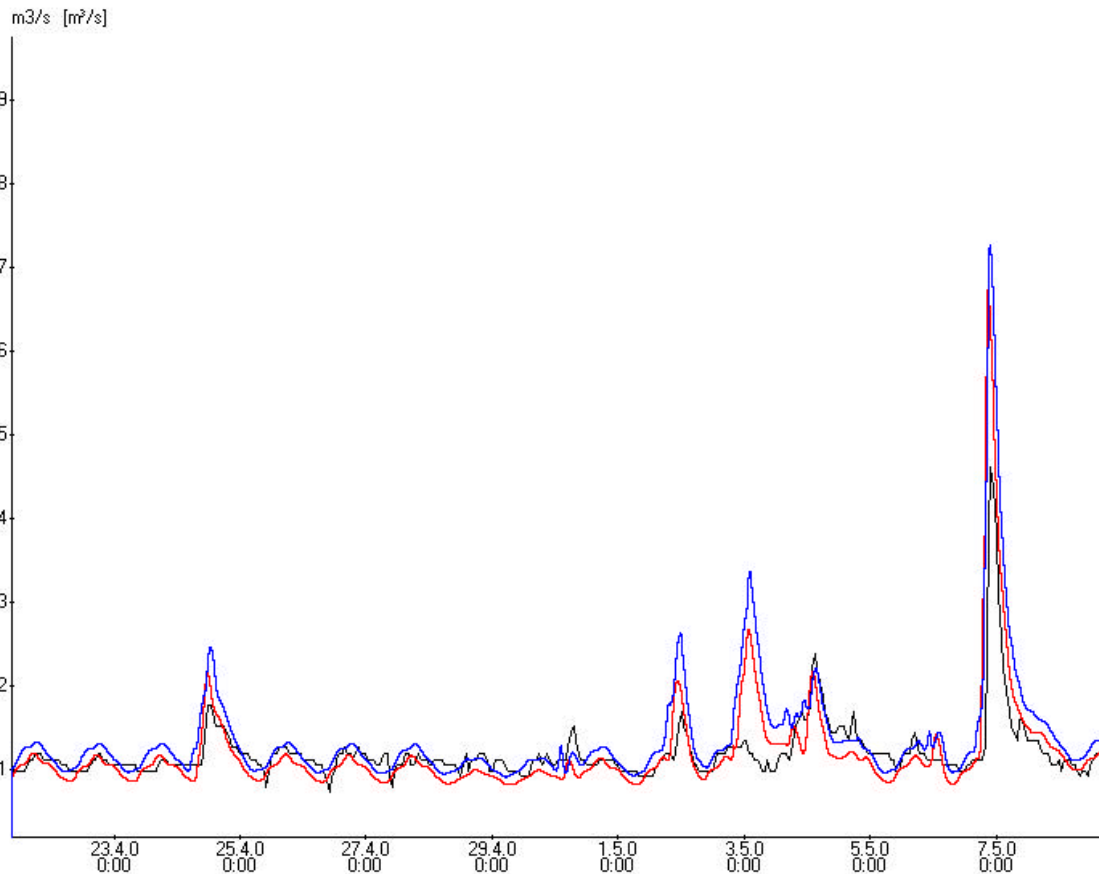


Abbildung 29: Station Talhausen: Vergleich von Ganglinien des Pegelinzugsgebietes (berechnet: rot; gemessen: schwarz) und des Gesamtgebietes (blau):

Die blaue Ganglinie zeigt den Abfluss mit den unterhalb des Pegels liegenden Zuflüssen. Die Trockenwetterganglinie zeigt einen früheren schnelleren Anstieg, verursacht durch die Abflüsse der Kläranlage Talhausen. Im Regenfall kommt es zu höheren Abflussspitzen und breiteren Peaks (mehr Abflussvolumen). Der Abfluss der versiegelten Gebiete unterhalb des Pegels läuft nicht wesentlich beschleunigt der Hauptwelle vorweg. Die Abflüsse werden nicht entzerrt, es kommt zu einer Überlagerung der Wellen. Dies kann unter anderem an der langen Transportstrecke und langen Fließzeit entlang des Gewässers liegen.

Die Tabelle 22 zeigt für das Jahr 2000, dass der Abfluss durch die Kläranlage Talhausen um ca. 17 % Abflussvolumen gesteigert wird (bezogen auf die ca. 31 Mio. m³ Abflussvolumen des Pegels Talhausen).

Tabelle 22: Abflüsse von Pegel- und Gesamteinzugsgebiet

	Berechnung Pegelgebiet Station Talhausen:	Pegel Station Talhausen:	Abfluss Kläranlage Talhausen	Berechneter Abfluss Kläranlage Talhausen	Gesamt- gebiet
Abflussvolumen Jahr 2000 [m ³]	29.548.778	31.034.300	5.249.460	5.155.488	34.900.292

6.4 Verknüpfung der N-A-Modellierung mit dem Gewässergütemodell

Die Bedeutung der Wasserinhaltsstoffe aus den verschiedenen Zuflüssen für das Gewässer ist mehrfach erwähnt worden. Zum einen sind die Zuflüsse die Ursache für die aktuellen Gewässergüteverhältnisse, zum anderen wird über deren Modifikation die Auswirkung von Verbesserungsmaßnahmen an das Gewässergütemodell übergeben. Dies gilt zumindest dann, wenn die geplanten Maßnahmen außerhalb des Gewässers ergriffen werden.

Um diesem dominierenden Einfluss der Zuflüsse gerecht zu werden, sind nicht nur die Zuflussmengen sondern auch die mit ihnen transportierten Konzentrationen als Ganglinien an das Gewässergütemodell übergeben worden:

Die im Rahmen der integrierten Regenwasserbewirtschaftungsplanung ins Auge gefassten Maßnahmen zur Verbesserung der Gewässergüte beziehen sich vor allem auf die Reduzierung von Abflüssen aus Siedlungsgebieten. Die Wirkung dieser Maßnahmen wurde mit Hilfe des Niederschlags-Abfluss-Modells STORM simuliert. STORM ist in der Lage, für eine Auswahl von Schmutzstoffparametern, auf der Basis von Mischungsrechnungen ohne Einfluss von komplexen Abbauprozessen, neben dem Abfluss auch Konzentrationsganglinien zu berechnen und auszugeben, dass sie von dem Gewässergütemodell eingelesen werden können.

Die Abflüsse der unversiegelten Gebiete wurden mit Hilfe des N-A Modells NASIM berechnet, das jedoch nicht in der Lage ist, Schmutzfrachten mit zu betrachten. Dies hat zur Folge, dass der zeitvariable diffuse Zufluss von Niederschlagswasser lediglich mengenmäßig erfasst und an das Gewässergütemodell übergeben werden konnte. Die diffusen Schmutzstoffeinträge sind als Konstanten der diffusen ländlichen Einträge in das Gewässergütemodell eingeflossen.

Bei den Drosselabflüssen der Kläranlagen musste ähnlich verfahren werden: Da das Modell STORM die Reinigungsleistung einer Kläranlage nicht abbilden kann, wurden die gemessenen Ablaufwerte der Kläranlagen „Rutesheim“ und „mittleres Glemstal“ als Konstanten eingegeben.

Die folgende Tabelle 23 gibt einen Überblick über die Eingabedaten für die verschiedenen Zuflüsse in das Gewässer, die aus der Verknüpfung der Modelle resultieren bzw. ergänzt werden mussten:

Tabelle 23: Eingabedaten in das Gütemodell; (Werte für das Winterereignis in Klammern)

Eingabeparameter	Mischwasserentlastung	Kläranlage Rutesheim	Kläranlage Leonberg (mittleres Glemstal)	diffuse Zuflüsse aus natürlichen Einzugsgebieten/ Abfluss des Gewässers im oberen Abschnitt
Abfluss [m³/s]	Gangl. STORM	Gangl. STORM	Gangl. STORM	Gangl. NASIM
Temperatur [°C]	Gangl. STORM	18 (13) (**)	18 (13) (**)	14,5 (5,5) (*)
Gesamtphosphor [mg/l]	Gangl. STORM	1,1 (**)	1,2 (**)	0,175 (0,07) (*)
Organischer Stickstoff [mg/l]	Gangl. STORM	3,0 (**)	3,0 (**)	2,5 (2,0) (*)
Ammonium-Stickstoff [mg/l]	Gangl. STORM	4,0 (**)	4,0 (**)	0,04 (0,03) (*)
Nitrat-Stickstoff [mg/l]	Gangl. STORM	5,0 (**)	5,0 (**)	2,56 (2,0) (*)
Suspendierte Nitrifikanten [mg/l]	0,005 (***)	0,008 (***)	0,008 (***)	0,002 (***)
Chlorophyll a [µg/l]	0,0 (***)	0,0 (***)	0,0 (***)	9 (5) (***)
Grünalgenanteil [-]	0,1 (***)	0,1 (***)	0,1 (***)	0,1 (***)
Schwebstoffe [mg/l]	Gangl. STORM	17,0 (**)	17,0 (**)	32 (7) (*)
Anteil sedimentierfähiger Schwebstoffe [-]	0,2 (***)	0,2 (***)	0,2 (***)	0,2 (***)
BSB5 [mg/l O₂]	Gangl. STORM	5 (**)	5 (**)	2,4 (0,9) (*)
Anteil sedimentierfähiger BSB5 [-]	0,3 (***)	0,3 (***)	0,3 (***)	0,3 (***)
Mischungsverhältnis leicht/ mittel/ schwer abbaubarer BSB5	0,3/ 0,6/ 0,1 (***)	0,85/ 0,15/ 0,0 (***)	0,85/ 0,15/ 0,0 (***)	0,85/ 0,15/ 0,0 (***)
CSB [mg/l O₂]	Gangl. STORM	25 (**)	23 (**)	7,5 (3,0) (*)
Anteil sedimentierfähiger CSB [-]	0,2 (***)	0,2 (***)	0,2 (***)	0,2 (**)
Sauerstoff [mg/l]	5 (***)	2 (***)	2 (***)	9,1 (11,0) (**)
Werte mit (*) Quelle: Gewässergüteüberwachungsprogramms				
Werte mit (**) Quelle: Messwerte des Kläranlagenablaufes				
Werte mit (***) Quelle: ATV Gütemodell Handbuch				

6.5 Anpassung des Gewässergütemodells an Messdaten

Die Anpassung an gemessene Daten musste anhand einer sehr begrenzten Anzahl von Gütemessdaten erfolgen, die bedauerlicherweise alle während Trockenwetterperioden erfasst wurden. Das bedeutet, dass für die betrachteten Starkniederschlagsperioden keine Gewässergütemessungen des Gewässers vorlagen.

Behelfsweise wurde auf Daten vor und nach den Berechnungszeiträumen zurückgegriffen und mit den Berechnungsergebnissen direkt vor dem simulierten Niederschlagsereignis verglichen. Die Messwerte sind in Abbildung 30 und Abbildung 31 zum Zeitpunkt 36 h unter Berücksichtigung ihrer Bandbreiten dargestellt.

Auch wenn die Datengrundlage für eine fundierte Bewertung der Simulationsergebnisse unzureichend ist, so können zumindest ansatzweise aus dem Vergleich der Messwerte mit den Ganglinien des Gütemodells Schlüsse gezogen werden: Sowohl im Winter als auch im Sommer liegen die berechneten Schwebstoff-, Sauerstoff- und BSB5-Konzentrationen sowie die Wassertemperatur in den Trockenwetterphasen im gleichen Wertebereich wie die Gütemessungen. Dagegen weichen die berechneten Stickstoff-Konzentrationen erheblich von den Messwerten ab. Während die Nitrat-Konzentrationen vom Modell zu gering berechnet werden, ergeben sich für Ammonium höhere Konzentrationen als die vor Ort gemessenen. Daraus lässt sich schließen, dass die Oxidation des Ammoniums von Modell nicht richtig abgebildet wird. Ein Grund hierfür könnte sein, dass die im Modell vorbelegten Koeffizienten der Nitrifikation auf größere Gewässer mit niedrigeren Fließgeschwindigkeiten und höheren Wasserständen eingestellt sind. Im Rahmen der Kalibrierung ist es aber nicht gelungen, diese sehr sensiblen Modellparameter auf die Konditionen des Gewässers einzustellen.

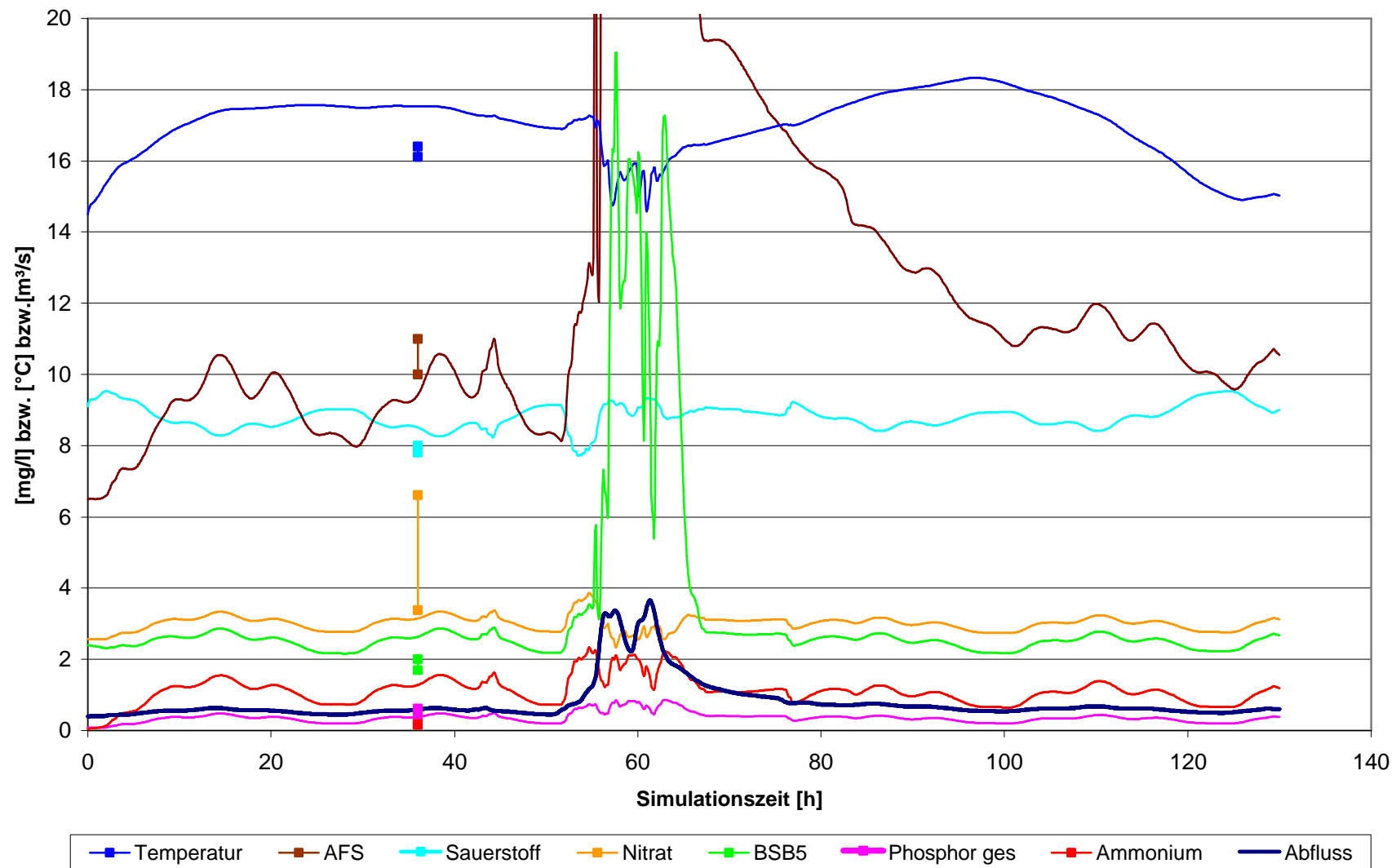


Abbildung 30: Ergebnis der Kalibrierung des Gütemodells (Sommer)¹

¹dargestellt anhand des Niederschlagsereignisses im August 2000 und den Messdaten (nach ca. 38h) an der Gütemessstelle Ditzingen (EN 616)

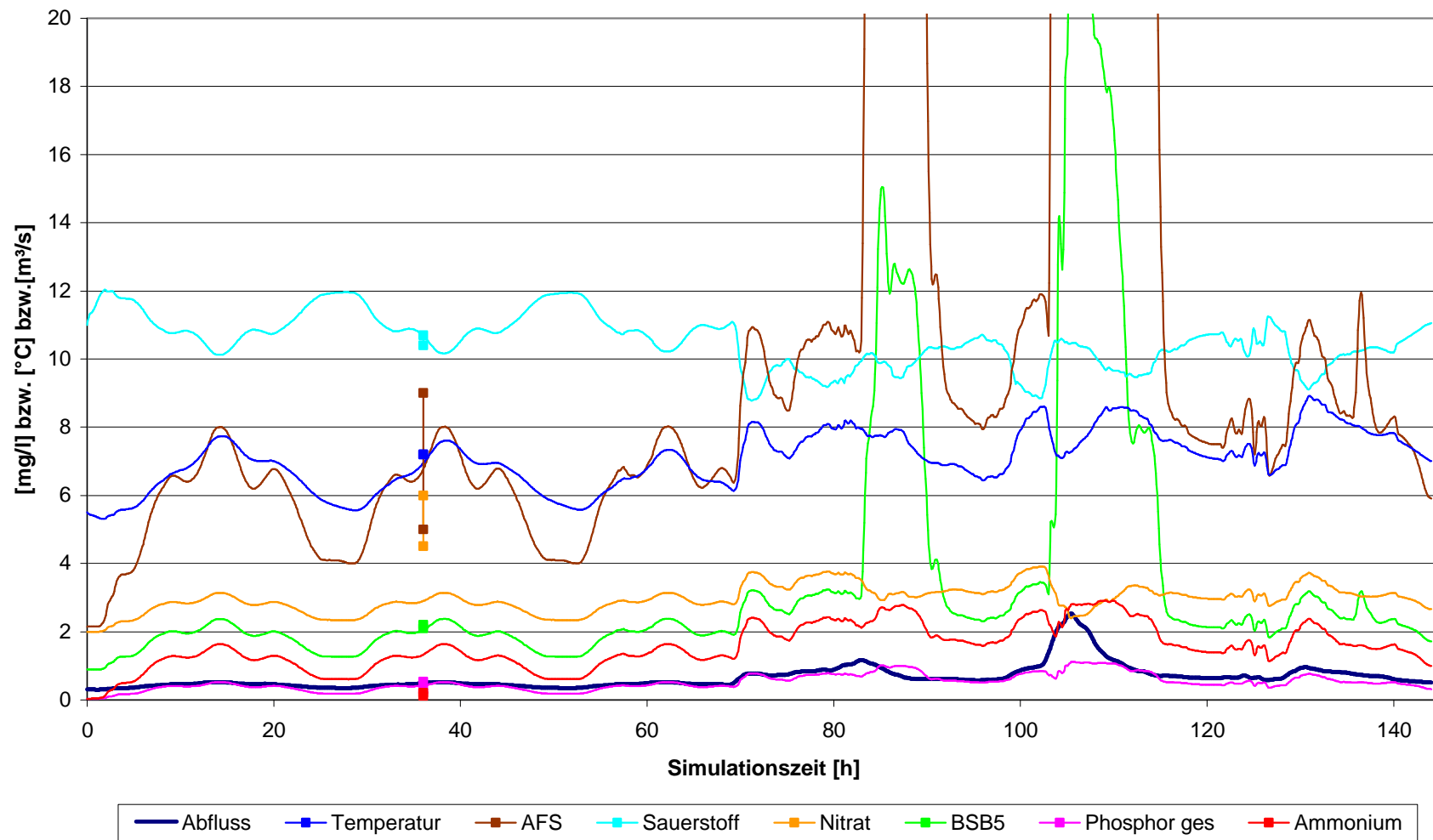


Abbildung 31: Ergebnis der Kalibrierung des Gütemodells (Winter)¹

¹Ergebnis der Kalibrierung dargestellt anhand des Niederschlagsereignisses im Februar 2001 und den Messdaten (nach ca. 38h) an der Gütemessstelle Ditzingen (EN 616)

IV. Szenarientwicklung

7 Maßnahmen und Maßnahmenpotentiale

7.1 Einführung

In diesem Abschnitt werden die Maßnahmenzenarien vorgestellt und beschrieben. Für einige Szenarien sind die Umsetzungspotentiale und die Veränderungen im Einzugsgebiet in Kartenform dargestellt.

Die Ermittlung der Umsetzungspotentiale ist ein essentieller Schritt für die integrierte wasserwirtschaftliche Planung. Nur so kann für ein Einzugsgebiet ermittelt werden, welche Maßnahmen sich so weitreichend umsetzen lassen, dass deren Auswirkungen quantifizierbar und von positiver Wirkung für das Gewässer sind.

7.2 Rahmenbedingungen

Die Szenarien, vor allem die Veränderungen in den Ortsentwässerungen, unterscheiden sich auch in der Größe der angeschlossenen Flächen. Eine Flächenbilanz ist in Tabelle 24 wiedergegeben.

Tabelle 24: Flächenverteilung der siedlungswasserwirtschaftlichen Szenarien in [ha]

Flächenart	Referenz- zustand	AKP- Umsetzung	Abkop- plung	Drossel- erhöhung	Bodenfilter	Kombination
Straßenflächen	500	534	493	534	534	522
Dach- und Hofflächen	1.687	1.713	1.146	1.713	1.713	1.529
Abgekoppelte Straßenfläche			26			14
Abgekoppelte Dach-/Hoffläche			580			186
Versiegelte Fläche, gesamt	2.187	2.248	2.245	2.248	2.248	2.250
Unversiegelte Fläche, gesamt	1.839	1.777	1.780	1.777	1.777	1.775
Summe	4.027	4.025	4.025	4.025	4.025	4.025
Natürliche Fläche	15.472	15.472	15.472	15.472	15.472	15.472
Gesamt- einzugsgebiet	19.500	19.500	19.500	19.500	19.500	19.500

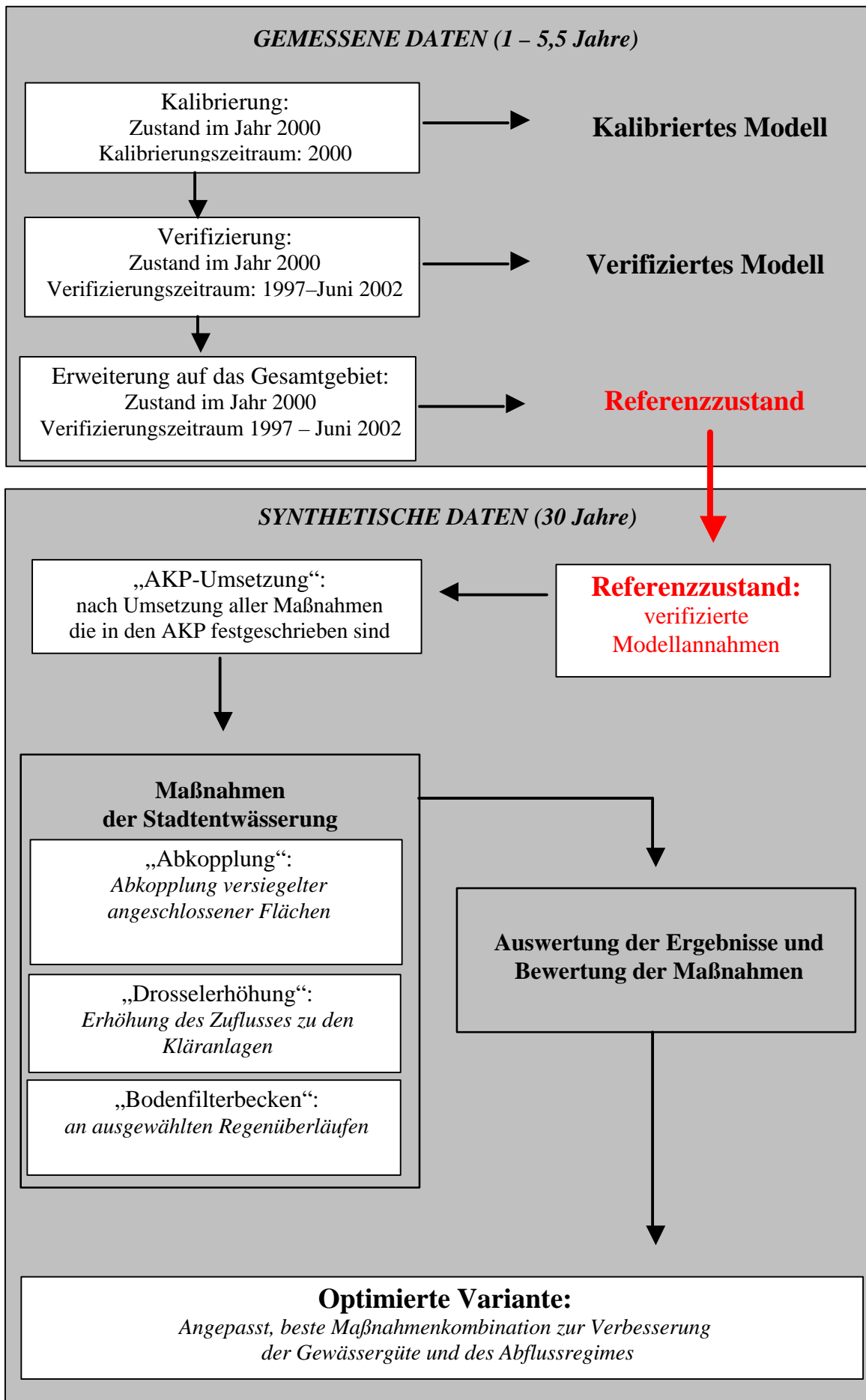


Abbildung 32: Simulationsweg

Die Flächenverteilung der Szenarien die nicht in den Tabellen beschrieben sind, entsprechen der Aufteilung der Variante „AKP-Umsetzung“. Der Weg der Modellierung und der Szenarienbildung wird in Abbildung 32 gezeigt. Nachdem durch die Überprüfung des Modells eine gültige Darstellung des Einzugsgebiets gewährleistet ist, können Maßnahmenszenarien für das Gesamtgebiet entwickelt werden. Die Maßnahmenszenarien unterscheiden sich in Maßnahmen in der Siedlungswasserwirtschaft und für das natürliche Einzugsgebiet.

7.3 Referenzzustand

Dem Referenzzustand zu Grunde gelegt wurde der siedlungswasserwirtschaftliche Zustand des Jahres 2000 und die Landnutzung aus den Landsat-Daten der LfU von 1993. Der Referenzzustand deckt das gesamte Einzugsgebiet ab. Diese Variante stellt den Ist-Zustand dar und dient vor allem zur Veranschaulichung der Veränderungen, die sich durch die Umsetzung der AKP einstellen.

7.4 AKP-Umsetzung

Als AKP-Umsetzung wird der Zustand der Stadtentwässerungssysteme bezeichnet, der alle AKP-Maßnahmen als verwirklicht ausweist. Die Umsetzung der AKP stellt die Erfüllung der Normalauflagen zur Verbesserung der Stadtentwässerungssysteme dar. Es sind in jeder Kommune die Erweiterungen und Umbauten (s. Tabelle 25) als vollständig umgesetzt in das Modell eingeflossen. Das AKP-Umsetzungsszenario beschreibt also einen zukünftigen Zustand des Ausbauzustandes der Ortsentwässerungen. Der Planungszustand gilt auch für alle folgenden Maßnahmen als Vergleichszustand. Die nachfolgenden Berechnungen werden auf dieser Basis entwickelt. Die Veränderungen zum Referenzzustand sind in Tabelle 25 beschrieben. Es werden vor allem neue Flächen angeschlossen, gravierende Mängel im Entwässerungsnetz behoben und Drosselabflüsse zur Kläranlage gesenkt.

Tabelle 25: Planungsinhalt der AKP

Markgröningen
Ortsteil Unterriexingen: Neubau RUEB 1.4 für Gewerbegebiet, dient der Entlastung von RUE 1.2.57 Anschluss von Neubaugebieten im Ortsteil Unterriexingen und in Markgröningen selbst.
Schwieberdingen
Neubau RRB im Gewerbegebiet im Nordosten der Gemeinde zur Entlastung des RUEB 7
Hemmingen
Vergrößerung RUEB 12.46 um 235 m³.
Korntal
Neubau eines Wohngebietes mit Neubau RRB Korntal West. Baugebiet im Trennsystem.

Ditzingen
Neubau RUEB 331A zur Entlastung RUEB 432. Ortsteil Hirschlanden: Neubaugebiet Hirschlanden Nord
Weilimdorf
Neubau eines Sammlers zur Umgehung des RUEB Lotterberg 2, da dieses überlastet ist. Es wird eine direkte Anbindung der Abflüsse aus Gerlingen und Weilimdorf-Hausen an den Sammler von Weilimdorf nach Ditzingen hergestellt.
Leonberg
Es erfolgt der Anschluss verschiedener Neubaugebiete an das Kanalnetz. Gleichzeitig wurden die Drosselleistungen verschiedener Regenüberlaufbecken herabgesetzt. Nur die Drosseln am RUEB 24, 52 und 56 wurden heraufgesetzt (s. Anhang).
Rutesheim
Anschluss von Neubauflächen an das Kanalnetz

7.5 Abkopplung

7.5.1 Beschreibung

Das Szenario „Abkopplung“ bezeichnet die Variante, die eine einzugsgebietsweite Umsetzung dezentraler Regenwasserbewirtschaftungsmaßnahmen vorsieht. Die Bewirtschaftungsanlagen sind an die lokalen Bedingungen angepasste Infiltrationssysteme. Unterschieden wird in Abkopplungsmaßnahmen mit oberirdischen Speicher (Versickerungsmulden), mit ober- und unterirdischen Speicher (Mulden-Rigolen Elemente) und in Systeme mit ober- und unterirdischen Speicher, ergänzt um eine gedrosselte Ableitung an das Kanalnetz (Mulden-Rigolen Systeme). Die Systeme genügen den vier grundlegenden Vorgaben für die dezentrale Regenwasserbewirtschaftung: Versickerung, Reinigung, Speicherung und gedrosselte Ableitung.

Für die Umsetzung dezentraler Regenwasserbewirtschaftungsmaßnahmen im Einzugsgebiet wurden mit Hilfe der Landnutzungsdaten und der Bodendaten Potentiale ermittelt. Grundlage hierfür ist der Versiegelungsgrad, die Baustruktur der Gebäude und der Durchlässigkeitsbeiwert des Bodens. In zwei Karten werden die Umsetzungspotentiale beschrieben:

- Die Karte der Bewirtschaftungsart (s. Abbildung 33):
Diese beurteilt und klassifiziert die Böden gemäß ihrer Infiltrationskapazität. Werden die Durchlässigkeiten der Böden niedrig, muss das abgelaufene Regenwasser zwischengespeichert, bei sehr geringen Durchlässigkeiten muss ein Drosselabfluss an das Kanalnetz vorgesehen werden. Als weiteres Kriterium wird die Mächtigkeit der Böden mit einbezogen. Ergänzt werden die Bodenklassen durch eine Einschätzung der Hangneigung. In sehr steilen Gebieten ist die Umsetzung dezentraler

Bewirtschaftungsmaßnahmen oftmals nicht möglich. Weisen die Bodentypen eine mögliche Aufsättigung im Hochwasserfall aus, werden diese Flächen nicht zur Bewirtschaftung bzw. zur Prüfung vorgesehen.

- Die Karte des Abkopplungspotentials (s. Abbildung 34):
Diese weist die vom Kanalnetz abkoppelbare Fläche aus, die sich nach der Baustruktur und dem Versiegelungsgrad richtet.

7.5.2 Potentiale

Die Einschätzung der Baustrukturen wird auf Basis der Kartierungen von Knoll vorgenommen [Knoll-Ökoplan-GmbH, 1998]. Die Angaben werden ergänzt durch eine Auswertung der topographischen Karten des Einzugsgebietes. Die prozentualen Werte der Abkopplung werden von anderen Projekten auf die Verhältnisse im Einzugsgebiet übertragen. Die mittlere Abkopplungsrate für ein Einzugsgebiet einer Mischwasserbehandlungsanlage wurde durch Verschneidung des Abkopplungspotentials der einzelnen Blockflächen mit dem Mischwassereinzugsgebiet ermittelt. Dadurch ergeben sich gebietsbezogene Abkopplungsraten für Straßen und Dach- bzw. Hofflächen, die auf Grund der Strukturmischung stark variieren können. Letztere konnten auf Grund der Struktur der vorliegenden Siedlungsflächen nicht getrennt betrachtet werden.

Zur Klassifizierung der Böden wurde die Bodenübersichtskarte (BÜK 200) und ihre Interpretation sowie die Bodenkundliche Kartieranleitung herangezogen [AG Bodenkunde, 1994]. Die Einteilung der Bodenverhältnisse ist in Tabelle 26 nachzulesen.

Tabelle 26: kf-Werte und Bewirtschaftungsanlagen

Bewirtschaftungsanlage	kf-Wert in m/s	kf-Wert in mm/h
Flächenversickerung	$> 2 \times 10^{-5}$	> 72
Versickerungsmulde	$2 \times 10^{-5} - 5 \times 10^{-6}$	18
Mulden-Rigolen Element	$5 \times 10^{-6} - 1 \times 10^{-6}$	3,6
Mulden-Rigolen System	$< 1 \times 10^{-6}$	< 3,6

Tabelle 26 zeigt, bei welchen Bodenwerten (Durchlässigkeitsbeiwert) welche Bewirtschaftungsmaßnahme umgesetzt werden sollte. Zu beachten ist, dass Regenwasserbewirtschaftung nicht vollständige Versickerung bedeutet. Es soll vielmehr das örtliche Infiltrationspotential ausgenutzt werden und, wenn nötig, durch das Bereitstellen von Speicherraum, der Zeitraum der Versickerung gestreckt werden. Selbst bei niedrigsten kf-Werten ist eine Bewirtschaftung möglich, jedoch ist eine gedrosselte Ableitung für das einwandfreie Systemverhalten und den gewünschten Entwässerungskomfort wichtig.

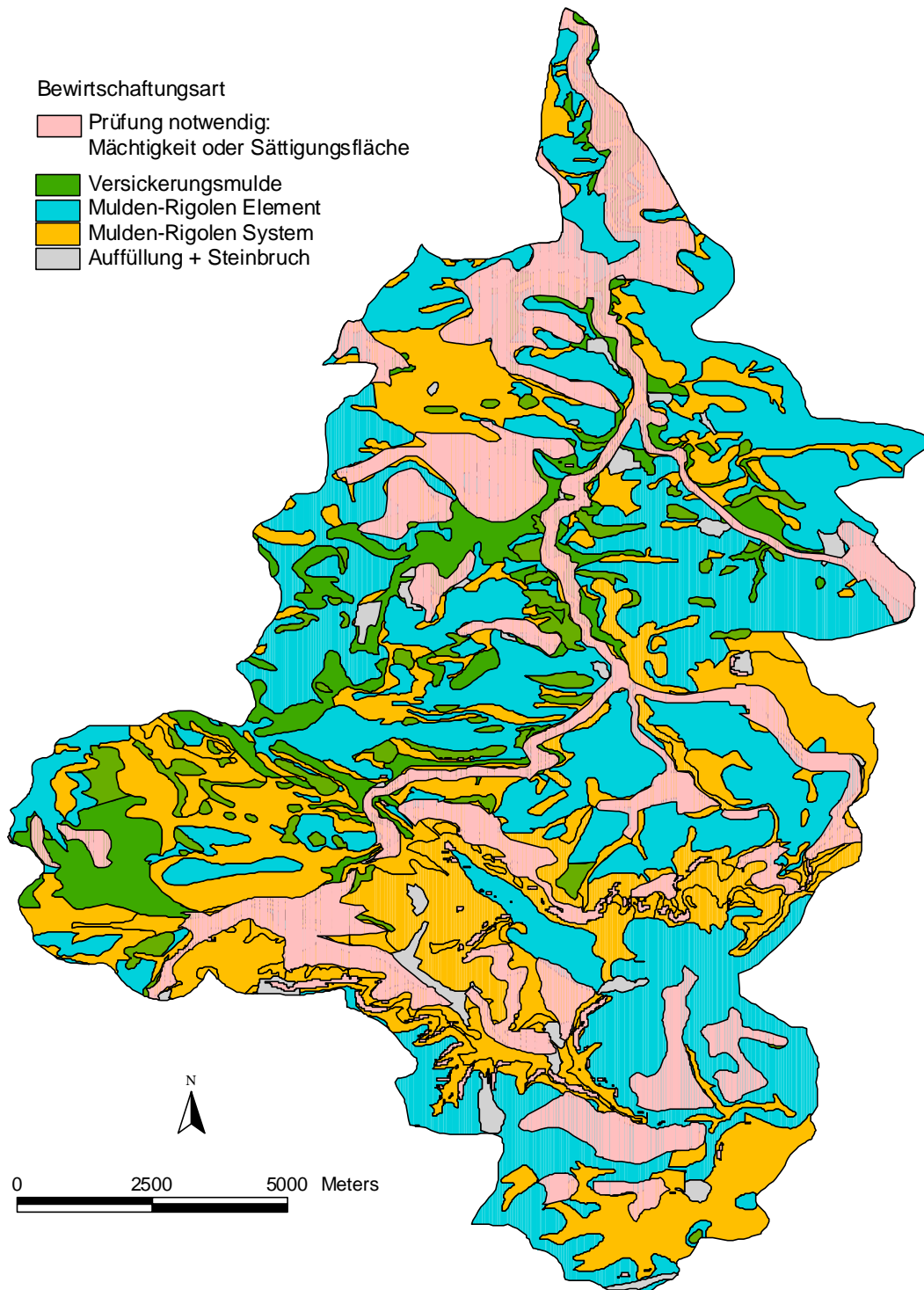


Abbildung 33: mögliche Regenwasser-Bewirtschaftungssysteme (Auswertung der Bodendaten), Grundlage: Daten aus dem räumlichen Informations- und Planungssystem (RIPS)

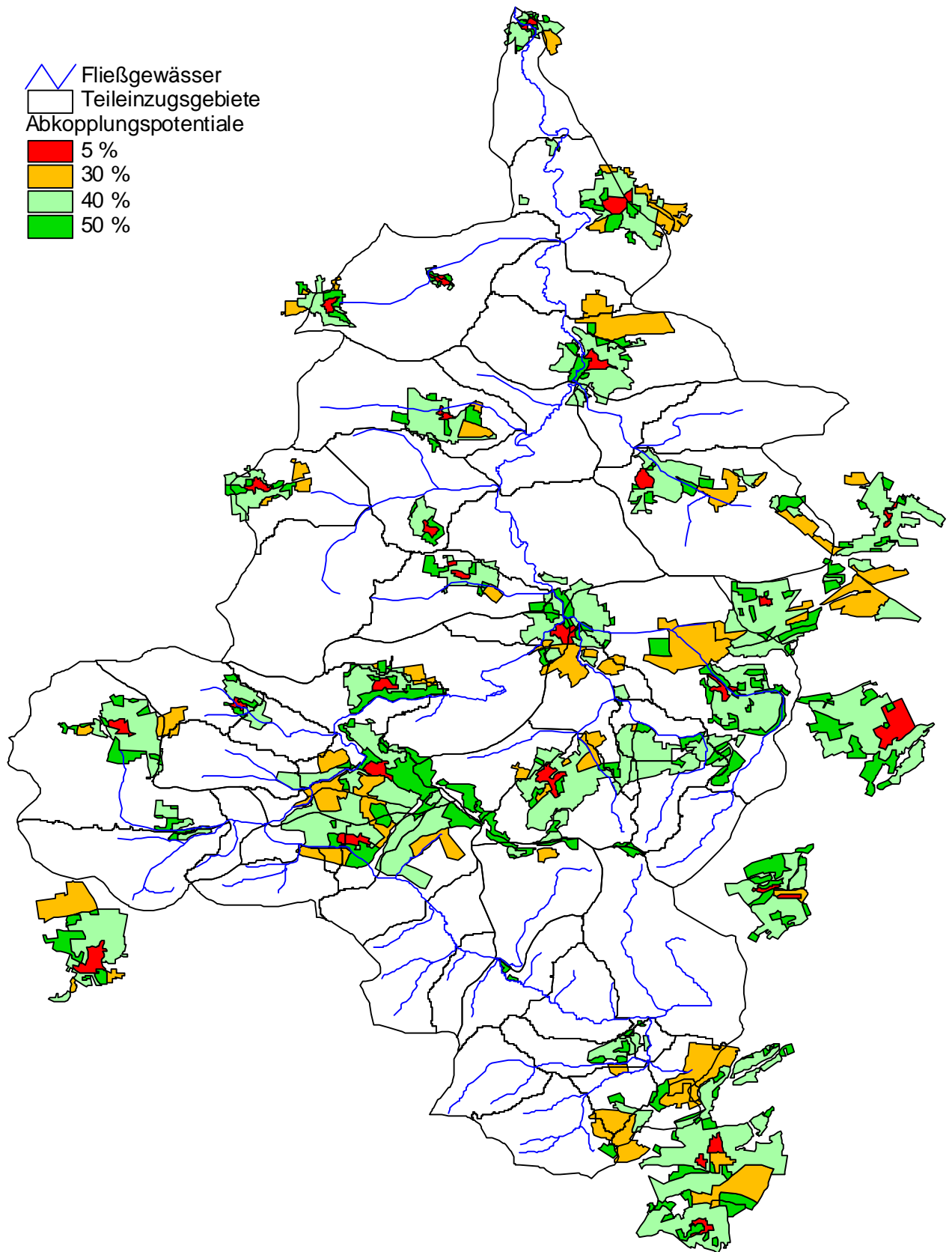


Abbildung 34: Abkopplungspotentiale im Einzugsgebiet, Grundlage: Daten aus dem räumlichen Informations- und Planungssystem (RIPS)

Tabelle 27: Abgekoppelte Flächenanteile in [ha] im Vergleich zum AKP-Zustand

Flächenart	Referenzzustand	AKP-Umsetzung	Abkopplung
Straßenflächen	500,49	534,31	492,94
Dach- und Hofflächen	1.687,21	1.713,36	1.146,29
Abgekoppelte Straßenfläche			25,94
Abgekoppelte Dach- /Hoffläche			579,67
Versiegelte Fläche, gesamt	2.187,71	2.247,67	2.244,84
Unversiegelte Fläche, gesamt	1.839,98	1.777,04	1.779,89
Summe	4.027,69	4.024,71	4.024,73
Natürliche Fläche	15.472,31	15.472,29	15.472,27
Gesamteinzugsgebiet	19.500,00	19.500,00	19.500,00

Welche Umsetzungspotentiale sich in den Siedlungsgebieten ergeben und welche Flächenanteile in den Modellen als abgekoppelt gerechnet werden, verdeutlichen die oben gezeigten Karten im Zusammenhang mit Tabelle 27 (vgl. Tabelle 24). Von der angeschlossenen versiegelten Fläche werden insgesamt ca. 27 % dezentral bewirtschaftet.

7.5.3 Modelltechnische Umsetzung

Für die in GIS ermittelten abkoppelbaren Flächen werden auf Basis der Regenreihen die Bewirtschaftungsanlagen dimensioniert. Die Dimensionierung richtet sich zum einen nach den vorherrschenden Bodenverhältnissen und zum anderen an den Niederschlagsintensitäten des Gebietes. Die Dimensionierung gemäß den siedlungswasserwirtschaftlichen Vorgaben mit $n=0,2$ (einmal in 5 Jahren ist eine Überlastung erlaubt) für die Systeme ist ein zentraler Schritt bei der modelltechnischen Abbildung. Werden die Anlagen nicht dimensioniert, wird häufig ein zu kleines Speichervolumen angenommen. Die Anlagen der dezentralen Regenwasserbewirtschaftung weisen ein spezifisches Speichervolumen von ca. 40 mm oder 400m³/ha auf. Dieses Speichervolumen wird benötigt, um sommerliche Starkniederschläge schadfrei zu bewirtschaften. Den abkoppelbaren Flächen wird modellintern ein Abflussbildungsparametersatz „Abkopplung“ zugeordnet.

Die versickerte Niederschlagsmenge wird über eine Ganglinie dem NASIM-System zeitsynchron und ortsgenau zugegeben, das gereinigte und gedrosselte Volumen über das Kanalnetz an die Kläranlage weitergeleitet.

7.6 Drosselerhöhung

Eine Möglichkeit, den Anteil des in die Gewässer entlastenden Mischwassers zu reduzieren ist, den Drosselabfluss an den Mischwasserüberlaufbauwerken zu erhöhen. Dies bedeutet, mehr Mischwasser zur Kläranlage zu leiten und dort zu behandeln. In dieser Variante wurden die Drosselabflüsse aller Drosseln der Entlastungsbauwerke verdoppelt, auch die der Kläranlagen. Es wurde nicht berücksichtigt, ob die Kläranlagen eventuell die Leistungsfähigkeit zur Aufnahme der Drosselmengen besitzt. Im Extremfall könnte dies zum Austrag der Mikroorganismen aus dem Belebungsbeckens führen.

Welche Anpassungen auf den Kläranlagen getroffen werden müssen, sollte getrennt untersucht werden. Eine Modellkombination eines Schmutzfrachtmodells mit einem Kläranlagensimulationsprogramm kann hier eingesetzt werden. Für diese Arbeit wurde angenommen, dass die Kläranlagen in der Lage sind, die zusätzlichen Mengen Schmutzwasser mit der gleichen Effizienz zu reinigen. Auch sollten vor der Erhöhung der Drosselabflüsse die Auswirkungen auf die Hydraulik der Kanalnetze untersucht werden.

7.7 Bodenfilter

Für die Variante Bodenfilter wurden an den mengenmäßig größten Überlaufstellen Bodenfilter eingebaut. Kriterium war die jährliche Entlastungsfracht, die Entlastungsmenge und die Entlastungshäufigkeit. Als Größe wurden pauschal 80 m³/ha angeschlossener versiegelter Fläche angesetzt.

Da auf eine realistische Umsetzung bzgl. der Standorte geachtet wurde, sind mehr als sieben Bodenfilterbecken auf Grund von ungünstigen örtlichen Bedingungen nur schwer umsetzbar. Die Bodenfilterbecken befinden sich an folgenden Punkten:

Tabelle 28: Standorte der Retentionsbodenfilter

Büsdau	Ditzingen
Überlauf RKB Bandtälesbach	RÜB 266
RÜB Zulauf Kläranlage	RÜB Hirschlanden Nord
Rutesheim	RÜB Zulauf Kläranlage
RÜB Zulauf Kläranlage	Hemmingen
	RÜB 15

7.8 Kombination

In der Kombinationsvariante wurden die Bodenfilter aus der Bodenfiltervariante durch Maßnahmen der Drosselabläuferhöhung (alle Drosselleistungen wurden verdoppelt) und der Abkopplung punktuell ergänzt. Die Abkopplungsmaßnahmen für die jeweiligen Mischwasserteileinzugsgebiete sind analog zu Kapitel 7.5 modelltechnisch umgesetzt. Folgende Maßnahmen wurden implementiert:

Tabelle 29: Maßnahmenzusammenstellung der Kombinationsvariante

Markgröningen	Rutesheim
Abkopplung RUEB 1.1 und RUE 1.1.123	Erhöhung der Drosselleistung RUEB 325
Schwieberdingen	Bodenfilter Zulauf Kläranlage
Abkopplung MWTEG 7 und RRB Gewerbegebiet	Büsnau
Münchingen	Abkopplung Gesamtgebiet
Abkopplung RUEB 1	Bodenfilter Zulauf Kläranlage Bodenfilter Bandtälesbach
Hemmingen	Erhöhung der Drosselleitung zur Kläranlage an der Abzweigung Pfaffenwaldstollen
Bodenfilter RUEB 15	Weilimdorf
Korntal	Erhöhung der Drosselleistung RUEB 2.1 und 2.2
Abkopplung RRB West	Abkopplung im MWTEG RRB West
Ditzingen	Gerlingen
Erhöhung der Drosselleistung an RUEB 331A, 432, 606, 865	Erhöhung der Drosselleistung RUEB 4
Bodenfilter an RUEB 266	Leonberg
Bodenfilter an Hirschlanden Nord	Erhöhung der Drosselleistungen der RUE 4, 10, 12, 20, 22, 26, 30, 42, 50, 52, 56
Bodenfilter an RUEB Zulauf Kläranlage	Abkopplung Gesamtgebiet

V. Bewertung

8 Literaturlauswertung:

Haben dezentrale Regenwasserbewirtschaftungsmaßnahmen hochwasserdämpfende Wirkung?

Maßnahmen der dezentralen Regenwasserbewirtschaftung stellen in Siedlungsgebieten eine sinnvolle Alternative zur bisherigen Praxis der vollständigen Regenwasserableitung dar. Städte und Gemeinden besitzen ein Eigeninteresse zur Installation solcher Anlagen, um hydraulisch überlastete Kanalnetze zu sanieren oder Schadstofffrachten in die Gewässer zu verringern. Die aus Eigeninteresse errichteten Anlagen zur Regenwasserbewirtschaftung besitzen ein auch im Hochwasserfall wirksames Speicherpotenzial. In Verbindung mit dem weitgehend wasserungesättigten Boden im Bereich der versiegelten Flächen kann die (Hoch-)Wasserspeicherung erheblich erhöht werden. Der Hochwasserschutz, der sich aus der Aktivierung des bisher ungenutzten Bodenspeichers durch dezentrale Regenwasserbewirtschaftungsmaßnahmen ergibt, wäre somit ein kostenloser Zusatz zu den aus siedlungswasserwirtschaftlicher Sicht notwendigen Investitionen in die Entwässerungsnetze. Ein weiteres Argument für den Bau dezentraler Anlagen ist die Bewusstseinsbildung bei den Oberliegern für die Entstehung und Verringerung von Hochwasser. Der Hochwasserschutz setzt vorbeugend dezentral schon im Oberlauf des Flusses und an seinen Nebenarmen ein .

Ziel dezentraler Maßnahmen zum Hochwasserschutz ist es nicht, andere Maßnahmen wie Polder oder Hochwasserrückhaltebecken zu ersetzen, sondern einen zusätzlichen Beitrag zum Hochwasserschutz zu leisten. Innerhalb dieser Arbeit soll der Anteil der Siedlungswasserwirtschaft aufgezeigt werden, der durch gezielte und durchdachte Regenwasserbewirtschaftung zum Hochwasserschutz beitragen kann. Die Überlegung, ob dezentrale Maßnahmen zur Regenwasserbewirtschaftung (Mulden-Rigolen Systeme oder auch konservierende Bodenbearbeitung) Wasser einer Hochwasserwelle entziehen können, geht von einer auch im Hochwasserfall noch ungesättigten Schicht im Boden aus, die zur Speicherung genutzt werden könnte. In Böden, in denen diese Schicht existiert muss sie durch geeignete Maßnahmen aktiviert werden.

Das bedeutet aber umgekehrt auch, dass dezentrale vorbeugende Maßnahmen zum Hochwasserschutz nur auf Böden mit diesen Eigenschaften ihre Wirkung entfalten können. Also auf Böden, die aus unterschiedlichen Gründen unter einer oberen, gesättigten oder versiegelten Schicht eine ungesättigte Bodenzone aufweisen.

Bronstert et al. zeigen in einer Modellrechnung mit Hilfe eines physikalischen begründeten Wasserhaushaltsmodells, dass im Boden ungesättigte Bereiche existieren können, die durch Bewirtschaftungsmaßnahmen mit Versickerungskomponente aktiviert werden können [Bronstert et al., 1999]. Dabei wurde über einen Zeitraum von 24 Monaten simuliert, die Bodenmächtigkeit wurde mit 4,75 m und die Hangneigung mit 3,6 % angenommen.

Die obere Bodenzone wird durch den Niederschlag gesättigt und ist abflusswirksam. Darunter bildet sich eine Zone, die nicht gesättigt ist. Sowohl für ein Starkregenereignis wie auch für die Jahreswasserbilanz zeigen die Modellergebnisse, dass die Bodenfeuchte durch die Versickerung erhöht werden kann. Der ungesättigte Bodenbereich kann durch Versickerungsmulden angeschnitten und aktiviert werden. Tabelle 30 zeigt für die bewirtschafteten Flächen, dass über den 24 monatigen Simulationszeitraum mehr Wasser zur Grundwasserneubildung beiträgt, weniger Oberflächenabfluss auftritt, die Infiltration erhöht ist und alle Verdunstungskomponenten niedriger ausfallen. Insgesamt gehen durch die Versickerungsmulden 18 % des Niederschlages mehr in den Boden als bei der natürlichen Vergleichsfläche.

Dass in diesem Falle eine versiegelte, mit Versickerungsmulden bewirtschaftete Fläche im langmonatigen Mittel weniger Oberflächenabfluss als eine natürliche Fläche liefert, ist ein zu beachtendes Modellergebnis, aber nicht für alle Böden zu verallgemeinern. Des weiteren muss weniger Oberflächenabfluss im langmonatigen Mittel nicht immer auch weniger Hochwasserabfluss bedeuten.

Tabelle 30: Wasserbilanz einer natürlichen Fläche im Vergleich zu einer versiegelten Fläche, die über Versickerungsmulden bewirtschaftet wird. Für den 24 monatigen Simulationszeitraum [Bronstert et al., 1999]

Bilanzgröße	Versiegelter Zustand [mm] (mit Versickerungsmulden)	Natürlicher Zustand [mm]	Differenz [mm]
Niederschlag	1071,3	1071,3	0
Bestandsniederschlag	635,4	623,3	12,1
Oberflächenabfluss	9,9	20,6	- 10,7
Infiltration	626,9	603,3	23,6
Bodenfeuchtezunahme	1,3	- 69,3	68
Grundwasserneubildung	245,1	155,2	89,9
Gesamtverdunstung	813,6	964,2	- 150,6
Interzeptionsevaporation	434,1	446,6	- 12,5
Pflanzentranspiration	315,1	421,7	- 106,6
Bodenevaporation	64,4	95,9	- 31,5
Rechn. Bilanzfehler	- 0,7	- 1,1	0,4

Die Werte in Tabelle 30 beschreiben die Erhöhung der Wasseraufnahme des Bodens deutlich: Im „versiegelten Zustand“ (d.h. versiegelte durch Muldenversickerung bewirtschaftete Flächen) weisen die Modellergebnisse im Mittel der 24 Monate um 50 % weniger Oberflächenabfluss auf. Die geringere Verdunstung wird durch erhöhte Grundwasserneubildung und erhöhte Bodenfeuchtezunahme überkompensiert.

8.1 Regenwasserbewirtschaftung und Hochwasserbildung

Die Entstehung von Hochwasserereignissen wird verstärkt auch im Hinblick auf die unterschiedlichen Abflussbildungsprozesse diskutiert. Durch genaue Studien und Versuche sowie ergänzende Modellrechnungen wurde in unterschiedlichen Einzugsgebieten, vornehmlich an Hängen, verschiedene Mechanismen erkannt, die in unterschiedlicher Weise Hochwasser entstehen lassen. Diese Mechanismen stellen für die Hochwasserreduzierung einen Hinweis dar, inwiefern dezentrale flächige Schutzmaßnahmen zur Reduzierung der Abflüsse beitragen können.

Für die Bildung von Hochwasserabflüssen werden verschiedene Abflussbildungsprozesse unterschieden. Der Beitrag dieser Prozesse für die Entstehung, das Volumen und den Ablauf von Hochwasserwellen und inwiefern diese Prozesse durch Regenwasserbewirtschaftungsmaßnahmen in Siedlungsgebieten beeinflusst werden, soll durch diese ausführliche Betrachtung in den nächsten Abschnitten erläutert werden. Dadurch soll die Frage, ob Regenwasserbewirtschaftungssysteme mit Versickerungskomponente in Siedlungen theoretisch geeignet sind, den Hochwasserabfluss zu dämpfen, diskutiert werden. Eine sehr gute Übersicht zu diesem Themenkomplex bieten Mendel, Uhlenbrook und Becker [Mendel, 2000] [Uhlenbrook, Leibundgut, 1997] [Becker, Braun, 1999]. Der Erkenntnisstand zur Abflussbildung ist jedoch noch keinesfalls abgeschlossen. Einige Untersuchungen stellen fest, dass in der Hochwasserwelle „Altes Wasser“ oder auch „Vor-Ereignis-Wasser“ (pre event water) einen erheblichen Anteil am Volumen einnimmt. Gestützt auf Tracer Versuche sagen diese Untersuchungen aus, dass ein maßgeblicher Teil des Hochwassers Wasser ist, das nicht aus dem zeitgleich zum Hochwasser stattfindenden Niederschlagsereignis stammt, sondern im Gebiet gespeichert war und durch das Niederschlagsereignis mobilisiert wird [Krein, 2000].

Für die Fragestellung dieses Projektes sind die folgenden vier Fragen von besonderem Interesse:

- Welche Abflussbildungsprozesse sind in Siedlungsgebieten relevant?
- Welche Abflussbildungsprozesse können durch dezentrale Regenwasserbewirtschaftung in Siedlungsgebieten beeinflusst werden?
- Welche Abflussbildungsprozesse werden durch dezentrale Regenwasserbewirtschaftungsmaßnahmen in Siedlungsgebieten aktiviert?
- Können dezentrale Maßnahmen der Regenwasserbewirtschaftung in Siedlungsgebieten Vor-Ereignis-Wasser mobilisieren?

Der Schwerpunkt dieser Betrachtung liegt auf dezentralen Maßnahmen wie Versickerungsmulden, Mulden-Rigolen Elementen und Mulden-Rigolen Systemen. Im Folgenden sollen daher die unterschiedlichen Abflussbildungsprozesse beschrieben und die Wirkung der Regenwasserbewirtschaftung abgeschätzt werden.

8.2 Identifizierte Abflussprozesse

Eine Übersicht über die beschriebenen Abflussbildungsprozesse und grobe Retentionszeiten ist in Tabelle 31 dargestellt.

Tabelle 31: Übersicht Abflussbildungsprozesse

Abflussprozess	Retention
Oberflächiger Abfluss	Minuten-Stunden
1. Horton-Abfluss 2. Oberflächiger Sättigungsflächen Abfluss 3. Return Flow	
Bodenbürtiger Abfluss	Stunden-Tage
1. Matrix-Fluss 2. Makroporen-Abfluss 3. Druckabflüsse 4. Groundwater Ridging	
Grundwasser- oder Basisabfluss	Tage-Monate

8.3 Oberflächige Abflussbildungsprozesse

Alle oberflächigen Abflussprozesse haben eine geringe Abflussverzögerung, eine geringe Retention. Der fallende Niederschlag führt im Bereich von Minuten und Stunden zum Abfluss. Oberflächige Abflussprozesse reagieren unmittelbar auf den fallenden Niederschlag, es kommt hauptsächlich Ereigniswasser zum Abfluss und weniger Vorereigniswasser.

Horton-Abfluss

Wenn die Niederschlagsintensität höher ist als die Infiltrationskapazität des Bodens und die Oberflächenspeicherung erschöpft ist, entsteht oberflächiger Abfluss. Die Höhe des Abflusses wird durch die *minimale Infiltrationsrate* oder auch *Endinfiltrationsrate* bestimmt. Horton-Abfluss tritt vor allem auf versiegelten, stark verdichteten und undurchlässigen Flächen wie Dächer und Straßen aber auch auf Felsen oder auf gefrorenem Boden auf. In Wäldern oder auf Äckern ist dieser Abflussbildungsprozess eher unwahrscheinlich, es sei denn, die Böden wurden durch Maschinen oder Fahrzeuge sehr stark verdichtet. Dieser Abflussprozess kann in:

- Absoluten Horton-Abfluss, d.h. die Niederschlagsintensität ist viel größer als die Infiltrationskapazität;
- verzögerten Horton-Abfluss, d.h. auf Grund der sinkenden Infiltrationsrate entsteht Horton Abfluss; ab einem Zeitpunkt t_j ist die Niederschlagsintensität größer als die Infiltrationskapazität und
- zeitweiligen oder temporären Horton-Abfluss, d.h. durch zeitweilige Infiltrationshemmnisse im Boden z.B. bei Benetzungswiderständen oder hydrophoben Humusformen entsteht Horton-Abfluss

unterschieden werden.

Durch Versickerungsanlagen kann der Horton-Oberflächenabfluss von z.B. versiegelten Flächen zwischengespeichert werden und in den Boden versickern. Der Prozess des oberirdischen Fließens wird in einen unterirdischen Prozess umgewandelt. Der Abfluss wird verzögert und das Wasser in den Boden eingebracht. Die Infiltrationsleistung des Untergrundes wird dadurch erhöht.

Oberflächenabfluss durch gesättigte oder aufgesättigte Flächen „Saturation excess overland flow“

Bei lang anhaltenden Niederschlagsperioden kommt es zu einer Aufsättigung des Bodens (bei flachen Böden) oder innerhalb des Bodenkörpers stellen sich gesättigte Bereiche ein (s. Abbildung 35).

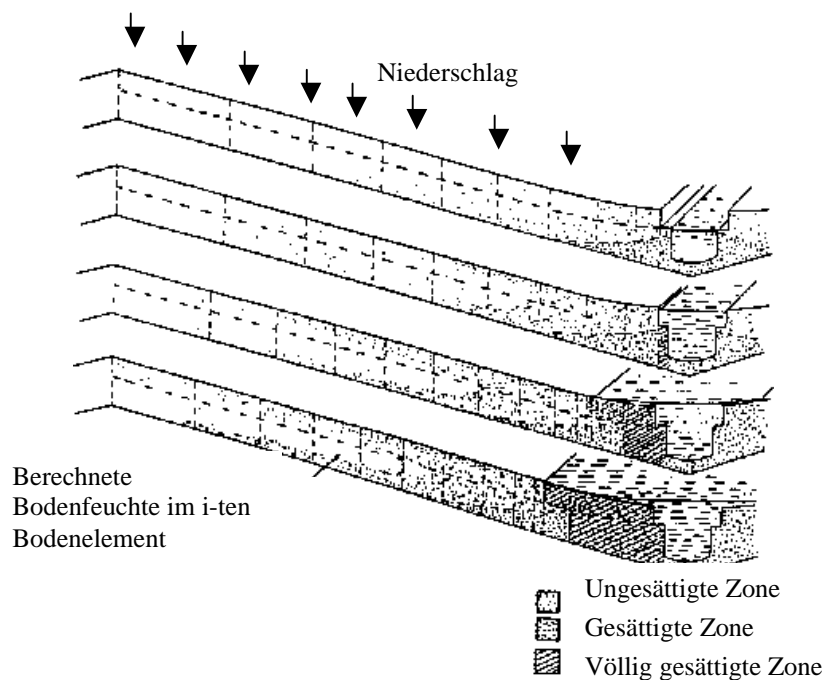


Abbildung 35: Funktion der variablen Sättigungsflächen bei Starkregen; aus [Mendel, 2000] nach Hewlett & Troendle (1975)

Nach Uhlenbrook kommt dabei Wasser zum Abfluss, das schon einmal infiltriert war gemeinsam mit dem Niederschlag, der direkt auf gesättigte Flächen fällt [Uhlenbrook, Leibundgut, 1997]. Mendel definiert den Saturation excess overland flow als Summe aus Horton-Abfluss und „Return Flow“ [Mendel, 2000].

Dieser Abflussbildungsprozess findet vor allem bei konkaven Hängen mit geringen hydraulischen Leitfähigkeiten und ausgedehnten Talböden bei breiter Talaue statt. Von den Hängen kann viel Wasser abfließen und sich in der Aue sammeln und den Talboden aufsättigen ohne zum Fließgewässer zu gelangen. Flussnah bilden sich die gesättigten Bereiche am besten aus. Durch die aufgesättigten Flächen kommt vor allem Ereigniswasser zum Abfluss gemischt mit Vorereigniswasser. Als Beispiel für diesen Prozess können Niederschläge auf Gewässerflächen, auf Schichtquellen oder auf Feuchtgebiete gelten. Die Sättigungsflächen stehen entweder im hydraulischen Kontakt zu den Fließgewässern oder können sich mit Dauer des Niederschlagsereignisses ausdehnen und in hydraulischen Kontakt mit dem Gewässernetz kommen (s. Abbildung 36).

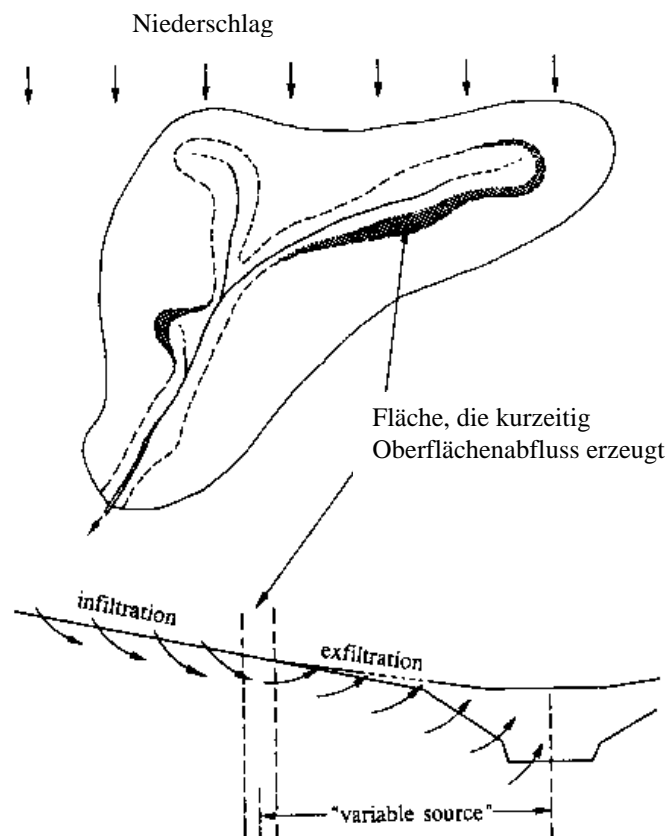


Abbildung 36: Schematische Darstellung variabler Sättigungsflächen mit Überlandfließen bei Starkregen; aus [Mendel, 2000] nach Hewlett & Nutter (1970)

Durch diesen Prozess werden zu Beginn des Niederschlagsereignisses nicht abflusswirksame Flächen abflusswirksam und tragen zur Hochwasserwelle bei. Nach dem Niederschlagsereignis ziehen sich diese Flächen mit der Trocknung des Bodens wieder zusammen. In der Literatur findet sich keine Angaben, bis in welche Tiefe die Böden aufgesättigt sein müssen, um diesen Abflussprozess zu induzieren oder ob der gesamte Boden aufgesättigt sein muss.

Flächen, die zu Sättigungsabfluss neigen, können durch Indikatorvegetation, Bodeneigenschaften oder hohe Grundwasserstände identifiziert werden. Diese sind von der dezentralen Regenwasserbewirtschaftung mit Versickerungskomponente auszuschließen.

In Siedlungsgebieten ist mit diesem Abflussbildungsprozess nur auf nicht anthropogen überprägten Strukturen (natürlich belassenen Parks, unveränderte Feuchtgebiete, durchflossene Seen oder ähnliches) zu rechnen.

Return Flow

Gelangt bereits im Boden versickertes Wasser wieder an die Oberfläche wie z.B. bei Punktquellen oder in Folge eines Bodenhorizontenwechsels, wird dieser Abfluss als „return flow“ bezeichnet. Der Return Flow hat eine wesentlich größere Abflussverzögerung als die vorgenannten Prozesse. Hierbei kann auch Vorereigniswasser mobilisiert werden.

8.4 Bodenbürtige Abflussprozesse „Subsurface stormflow“

Unterirdische Abflussprozesse haben eine höhere Abflussverzögerung als oberirdische. Zwischen Niederschlag und Beginn des Abflussprozesse liegen mehrere Stunden bis Tage. Bodenbürtige Abflussprozesse mobilisieren meist Vorereigniswasser oder „altes“ Wasser.

Matrixfluss

Beim Matrixabfluss fließt infiltriertes Wasser lateral über Schichten mit geringerer Durchlässigkeit in Richtung des hydraulischen Gradienten ab. Innerhalb des Bodens ist eine große durchströmte Querschnittsfläche notwendig, um bei der geringen Geschwindigkeit große Wassermengen zu bewegen. In der Regel trägt nur der untere Hang zum Matrixfluss bei. Voraussetzungen für den Matrixfluss sind eine hohe hydraulische Leitfähigkeit der oberen, Wasser führenden Schicht und eine niedrige hydraulische Leitfähigkeit der unteren Schicht. Die Niederschlagsintensität muss höher sein als die Infiltrationskapazität der unteren Schicht.

Makroporen-Fluss in „preferential pathways“

Innerhalb der Bodenmatrix gibt es oft Makroporen (preferential pathways), die in der Lage sind Wasser schnell abzuleiten. Diese Makroporen sind bevorzugte unterirdische Abflussbahnen für infiltriertes Wasser. Dieser Abflussprozess wird auch „pipe flow“ genannt.

In verschiedenen Untersuchungen konnten große unterirdische Vernetzungen (über mehrere 100 m) dieser Makroporen festgestellt werden. So können unterirdische Bereiche mit dem Fließgewässer hydraulisch in Kontakt stehen, die oberirdisch nicht verbunden scheinen.

Das Fließen in den Makroporen (fast subsurface stormflow) kann schnell sein und liegt im Bereich von einigen cm/s. In den Makroporen mischt sich wenig „altes“ Wasser mit großen Teilen Ereigniswasser. In gering mächtigen Böden kann es zu gesättigten Zonen kommen, die beschleunigten Abfluss erzeugen können. Diese bilden sich vor allem zwischen Boden

und Ausgangsgestein (oder auf pedogen verdichteten Horizonten wie Pflugsohlen). Preferential Pathways können durch Schrumpfungsrisse, Wurzelgänge abgestorbener Pflanzen oder Tiere entstehen.

Unterirdische Sättigungsflächen:

Ähnlich den oberirdischen Sättigungsflächen können sich in der Bodenmatrix oberhalb der eigentlichen Grundwasserführung gesättigte Bereiche bilden. Bei anhaltenden Niederschlägen können diese gesättigten Bereiche hydraulisch durch Ausdehnung in Kontakt kommen und zu schnellem Abfluss führen. Bei konvexen Hängen und steilen engen Einzugsgebieten kann somit „altes“ Wasser in die Fließgewässer gelangen.

Piston Flow

Durch lateralen oder horizontalen Druck kann altes Wasser durch den Eintritt von Ereigniswasser in gesättigte oder fast gesättigte Bodenzonen aus dem Boden verdrängt werden. In diesem Zusammenhang wird von einer Kolben-Druckübertragung von vorflutfernen Standorten auf vorflutnahe Hang-Grundwasser-Körper gesprochen. Begünstigt wird dieser Prozess durch mächtige Hangaquifere, abnehmende hydraulische Leitfähigkeit mit zunehmender Tiefe des Bodens und konvexe Hänge [Ministerium für Umwelt und Forsten, 2001].

Groundwater Ridging, Grundwasserberge

Dieser Abflussprozess entsteht in der Nähe von Fließgewässern durch den Anstieg des Kapillarsaumes des angrenzenden Grundwassers. Ungesättigte, ufernahe Bereiche können so abflusswirksam werden und Vorereigniswasser mobilisieren. Ufernahes Grundwasser wird durch den Anstieg des Kapillarsaumes aus dem Boden gedrückt. Dieser Prozess entsteht ausschließlich in Talauenbereichen, nicht in sandigen Böden und nicht bei Starkregen. Es handelt sich um einen typischen Prozess in der Folge von starken Schneeschmelzen.

8.5 Basis- oder Grundwasserabfluss

Aus dem Grundwasserkörper kommt es in Ufernähe zu einem konstanten Austausch zwischen dem Grundwasser und dem Fließgewässer. Er beruht auf den geologischen Gegebenheiten, die einen hydraulischen Gradienten zu den Fließgewässern erzeugen. Der Basis oder Grundwasserzufluss hat auf die Hochwasserspitze durch die große Retention keinen Einfluss.

8.6 Mögliche Überprägung der Abflussbildungsprozesse

Dominanter als die Abflussbildungsprozesse für die Entstehung von Hochwasser kann aber die anthropogene Überprägung natürlicher Verhältnisse sein. Uhlenbrook et al. schreibt dazu:

„Durch anthropogene Maßnahmen werden die Abflussbildungsmechanismen, welche eigentlich von der Physiographie bestimmt sind, unter Umständen nochmals überprägt. So können zum Beispiel Entwässerungsmaßnahmen (Gräben, Drainagen) die eigentliche Dominanz des Grundwasserabflusses verhindern, indem das Niederschlagswasser schneller in den Vorfluter abgeleitet wird“ [Uhlenbrook, Leibundgut, 1997], nach [Bronstert et al., 1995], [Luft et al., 1981]).

Diese anthropogene Überprägung und Abflussbeschleunigung gilt es wieder zurückzuführen. Dies beinhaltet die Verringerung von Abflüssen versiegelter oder verschlammter Flächen sowie den Rückbau und Vermeidung von abflussbeschleunigenden Maßnahmen. Die Abflussbildungsprozesse für versiegelte Flächen werden kurz besprochen und Schlussfolgerungen für die Abflussbildung auf landwirtschaftlichen Flächen gezogen.

8.7 Abflussbildungsprozesse in Siedlungsgebieten

In Siedlungsgebieten ist der Horton-Abfluss durch die hohe Versiegelung der Böden der maßgebliche und am häufigsten verbreitete Abflussbildungsprozess. Das abfließende Niederschlagswasser, Ereigniswasser, wird unmittelbar und schnell, meist über die Kanalisation, dem nächsten Vorfluter zugeführt. Es treten kaum Verdunstungsverluste auf.

Oberflächiger Sättigungsflächenabfluss kann durch die heterogene Struktur von Siedlungen weitgehend ausgeschlossen werden. Die Böden unter versiegelten Flächen können nicht ganz aufgesättigt werden. Auch ist eine hydraulische Verknüpfung einzelner aufgesättigter Bereiche nicht denkbar, da immer wieder Einschnitte durch Straßen oder anderer versiegelter Flächen die unversiegelten Bereiche stören. Im Falle einer Aufsättigung unversiegelter Flächen fließen diese auf versiegelte Bereiche über.

Bodenbürtige Abflussprozesse sind in Siedlungsgebieten nur an steilen Hängen zu erwarten. Ein Fließen in „preferential pathways“ könnte sich entlang der städtischen Kanalisation einstellen, da diese oftmals in grobkörnigeren, sandigeren Böden verlegt wird.

Dass der Horton-Abfluss als Ereigniswasser mobilisierender Abflussprozess in Siedlungsgebieten vorherrschend ist, bestätigt Buttle (s. Tabelle 32) [Buttle, 1994]. Buttle hat in dieser Auflistung einen Überblick über verschiedene ältere Studien gegeben und den durchschnittlichen Beitrag von Vorereigniswasser an Hochwasserwellen aus verschiedenen Gebieten mit vorherrschenden Landnutzungen zusammengestellt. Nach dieser Untersuchung beträgt der Anteil von Vorereigniswasser aus Siedlungsgebieten lediglich 2 %. Damit können die Abflussbildungsprozesse für Siedlungsgebiete weitgehend ausgeschlossen werden, die Vorereigniswasser mobilisieren.

Tabelle 32: Pre-event water (Vorereigniswasser) als Beitrag zum Hochwasser. Nach ([Buttle, 1994], aus [Becker, Braun, 1999])

Gebiet geprägt durch vorherrschende Landnutzung	Beitrag des Vorereigniswassers zum Hochwasser (%)
Bewaldet	77
landwirtschaftlich	65
städtisch	2
andere	67

Die Untersuchung geht von einem Versiegelungsgrad von 35 % aus. Dieser Versiegelungsgrad zusammen mit der Entwässerungstechnik in Städten scheint auszureichen, den Anteil des Vorereigniswassers auf nur 2 % zu reduzieren.

Maßnahmen der dezentralen Regenwasserbewirtschaftung sind in der Lage, Abflussprozesse zu beeinflussen. Sie können das abfließende Wasser von versiegelten Flächen (Horton-Abfluss) aufnehmen, zwischenspeichern, versickern und, wenn notwendig, gedrosselt an die Kanalisation weitergeben. Der oberirdische Abflussprozess wird also in einen unterirdischen, bodenbürtigen Abflussprozess umgewandelt. Dadurch entsteht eine zeitliche Verzögerung des Abflusses und große Teile des Niederschlages können im Boden in ungesättigten Bereichen gespeichert werden oder dem Grundwasser zugeführt werden, die bei Kanalanschluss der versiegelten Flächen vollständig und schnell in die Gewässer abgeleitet würden.

Um die Frage zu beantworten, ob durch das versickernde Wasser bodenbürtige Abflussprozesse induziert werden und damit durch dezentrale Maßnahmen der Regenwasserbewirtschaftung lediglich eine Verlagerung von oberflächigen schnellen, zu bodenbürtigen schnellen Prozessen stattfindet, soll durch den folgenden Abschnitt über die Eigenschaften von Stadtböden geklärt werden.

8.8 Wasserhaushalt von Böden unterhalb von Siedlungsgebieten

Die Charakterisierung von anthropogen veränderten Böden ist nicht einfach. Viele sehr unterschiedliche Prozesse tragen zur Veränderung der Bodenmatrix bei. Die Änderung der Bodenmatrix wirkt sich auch auf den Bodenwasserhaushalt aus: Das Wasserhaltevermögen, die Verdunstungsleistung und die Durchsickerungseigenschaften werden nachhaltig gestört und verändert. Anthropogen veränderte Böden in Siedlungen können nach [Blume, 1993] in drei verschiedenen Gruppen unterteilt werden:

- Veränderte Böden natürlicher Entwicklung
- Böden anthropogener Aufträge natürlicher Substrate, technogener Substrate oder Mischungen
- Versiegelte Böden

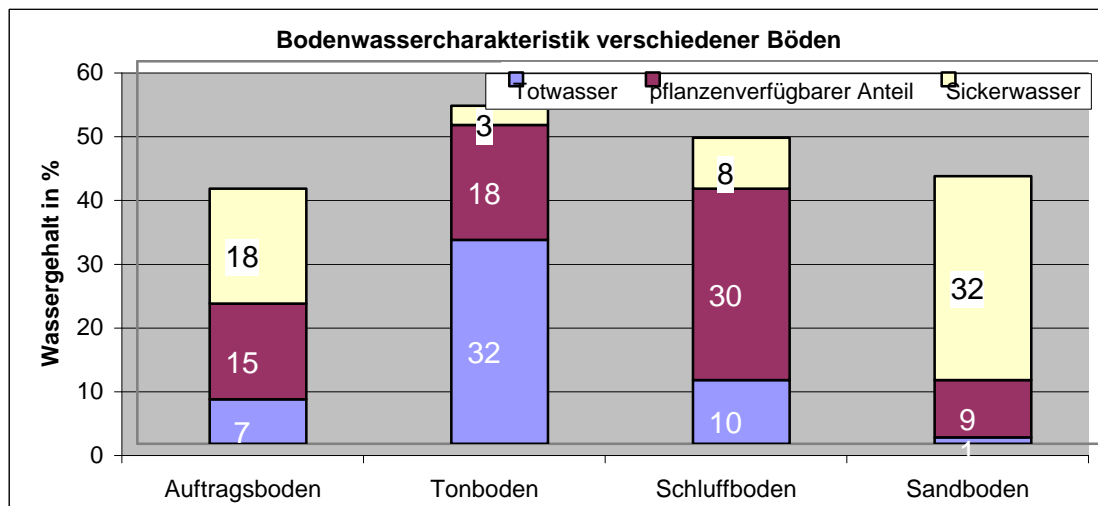


Abbildung 37: Vergleich der Bodenwassercharakteristik eines städtischen Auftragsbodens (Depo-Pararendzina) mit Böden unterschiedlicher Körnung (nach [Renger, 1993] & [Scheffer, 1989])

Die wesentlichen Prozesse der anthropogenen Veränderungen der Ausgangsböden unter Siedlungen sind:

- Tiefere Grundwasserstände: Folge von Grundwasserabsenkungen und verringerter Grundwasserneubildung
- Störung der Horizontierung: durch Mischen und Planieren, Abtrag oder Auftrag
- Verdichtung: infolge Tritt, Befahren oder Baumaßnahmen sowie Oberflächenverkrustungen
- Eutrophierung und Alkalisierung: Kontamination durch Stäube, Abfälle oder Abwasser
- Schadstoffbelastung: Hausbrand, Industrie und Verkehr
- Erhöhung der Skelettanteile durch Verfüllungen und Erhöhung der Humusgehalte durch Auftrag organischen Materials

Diese Eigenschaften und Veränderungen beschreibt Blume „...Stadtböden sind also oft dichter, trockener, weniger sauer, nährstoffreicher, aber auch schadstoffreicher als natürliche Waldböden.“ [Blume, 1993]. Wie diese Veränderungen sich auf den Wasserhaushalt auswirken beschreiben die folgenden Abbildungen.

Abbildung 37 stellt den durchschnittlichen Wassergehalt für Ton-, Schluff- und Sandböden im Vergleich mit den Werten eines Auftragsbodens dar. Der Auftragsboden ist insgesamt trockener als die natürlichen Böden, bedingt durch einen hohen Anteil an Sickerwasser: 45 % des Bodenwassers ist Sickerwasser und 55 % des Bodenwassers wird dauerhaft gespeichert. Nur der Sandboden kann weniger Wasser halten (76 % Sickerwasseranteil, bei 24 % Wasser das gegen die Schwerkraft gehalten wird).

Werte aus dem Ruhrgebiet (Oberhausen) bestätigen diese Tendenz. Abbildung 38 zeigt, dass in den ersten 80 cm des anthropogen veränderten Bodens weniger Wasser gespeichert werden kann, der Skelettgehalt wesentlich erhöht ist und daher eine schnellere Durchsickerung erfolgt.

Auch Burghardt bestätigt diese Ergebnisse (Tabelle 33) [Burghardt, 1991]. Der Vergleich eines Auftragsbodens und eines Ackerbodens zeigt einen höheren Anteil schnell dränender Poren und geringere Wasserspeicherkapazität bei einem Auftragsboden.

Tabelle 33: Bodenphysikalische Kennwerte eines Ackerbodens und eines städtischen Auftragsbodens aus Lößlehm im Ruhrgebiet. Mittelwert 0-100 cm Tiefe [Burghardt, 1991]

Bodenparameter	Acker	Auftragsboden
Volumengewicht, g/l	1540	1660
Porenvolumen, Vol. %	42,3	35,1
Luftkapazität, schnell dränende Poren Vol. %	4,1	5,4
Feldkapazität Vol. % (Wasserspeicherkapazität)	38,2	29,7

Der hohe Skelettanteil (auch Grus- und Steingehalt) (s. Abbildung 38) eines Bodens bedeutet, die Feinbodenmenge, in der Wasser gespeichert werden kann, nimmt ab. Damit begünstigt ein hoher Skelettgehalt die tiefe Einsickerung von Niederschlagswasser [Burghardt, 1991].

Diese Ergebnisse sprechen für eine schnelle Durchsickerung der Bodenzone und höhere Grundwasserneubildungsraten unter Auftragsböden. Diese Annahme wird durch Abbildung 39 bestätigt: Unter gepflasterten Flächen ist die Grundwasserneubildung durch die Fugen im Belag höher als auf unversiegelten Böden anderer Nutzung. Die Grundwasserneubildung nimmt mit der Fugenbreite zu. Für das Sommerhalbjahr sind diese Ergebnisse auf die fehlende Evaporation zurückzuführen. Im Winterhalbjahr, bei geringer Evaporation auf natürlichen Flächen, ist die Grundwasserneubildung bis zu einer Fugenbreite von größer 10 % unter versiegelten Flächen höher.

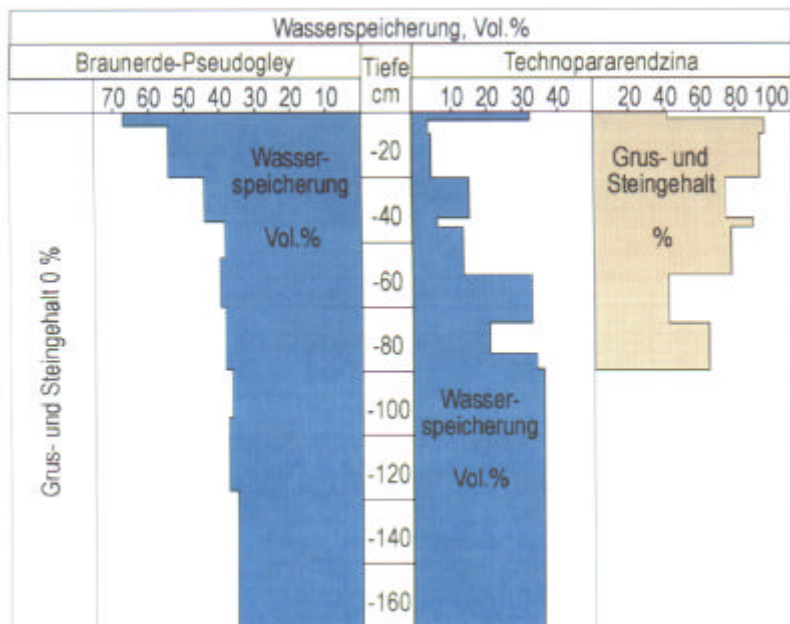


Abbildung 38: Wasserspeicherung eines "natürlichen" und eines anthropogen veränderten Bodens; aus [Kögel-Knabner, 2000]

Renger beschreibt darüber hinaus die Dynamik des Bodenwassers in anthropogen beeinflussten Böden unter Siedlungen: „Die Veränderungen des Bodenwasserhaushaltes betreffen aber nicht nur Vorgänge der Versickerung und der Evapotranspiration, sondern auch die Dynamik der Wassergehaltsänderung in der ungesättigten Zone. Bei vollversiegelten Flächen mit undurchlässigen Belägen ist eine Auffüllung des Porenvolumens nicht mehr gegeben.“ [Renger, 1993]

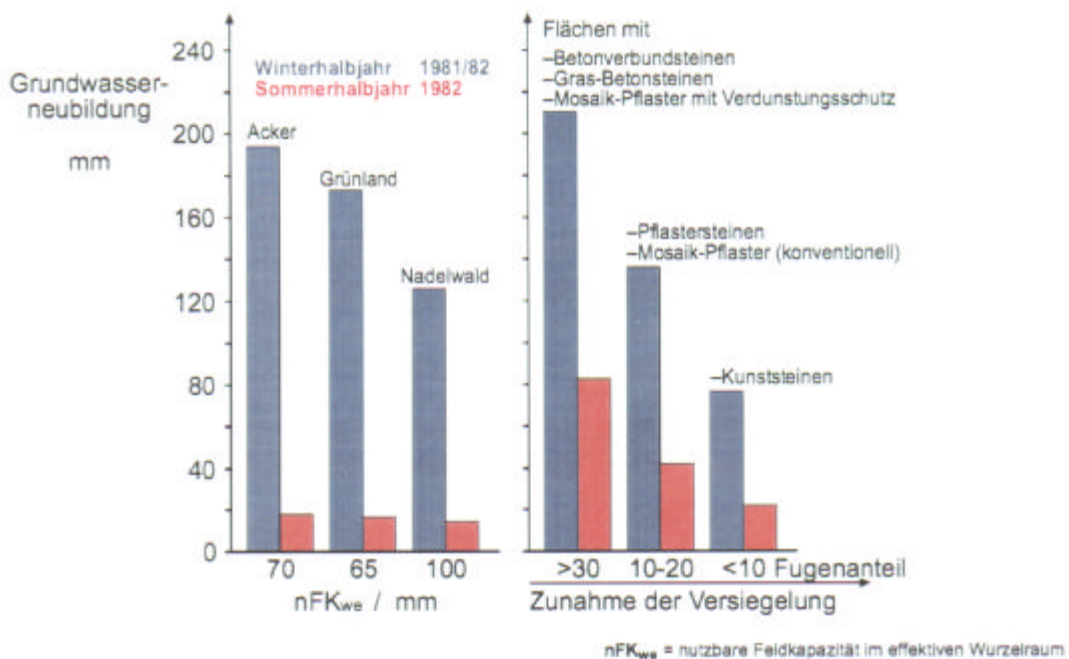


Abbildung 39: Grundwasserneubildungen bei unterschiedlichen Flächennutzungen und Versiegelungsanteilen [Kögel-Knabner, 2000] nach Renger

Kann aber das Porenvolumen nicht voll aufgefüllt werden, sickert mehr Wasser in tiefere Zonen und reichert das Grundwasser an. Werden die Siedlungsgebiete mit natürlichen

unversiegelten Flächen verglichen, stellt Renger fest: „Eine hohe Versiegelung städtischer Oberflächen führt zu einer Verringerung der Grundwasserneubildung und des Basisabflusses urbaner Gewässer.“ [Renger, 1993]

Bedingt durch fehlende Evaporation und weniger Wurzeln, durch höheren Skelettanteile und insgesamt trockeneren Boden, durch das geringere Wasserspeichervermögen ist die Grundwasserneubildung punktuell unter versiegelten Flächen höher als bei natürlichen Flächen. Insgesamt kann aber durch die schnelle oberflächige Ableitung des Niederschlagswassers kein Wasser versickern, so dass die Grundwasserneubildung für Siedlungsgebiete negativ wird. Der Boden trocknet aus.

In Umkehrung von Renger könnten dezentrale Maßnahmen der Regenwasserbewirtschaftung mit Versickerungskomponente die Grundwasserneubildung und den Basisabfluss erhöhen.

8.9 Schlussfolgerungen für die dezentrale Regenwasserbewirtschaftung in Siedlungsgebieten

Die eingangs gestellten Fragen sollen nun beantwortet werden:

Welche Abflussbildungsprozesse sind in Siedlungsgebieten relevant?

Die Beschreibung der Abflussbildungsprozesse haben gezeigt, dass in Siedlungsgebieten vor allem Horton-Abfluss entsteht. Die Infiltrationskapazität der Böden ist geringer als die Niederschlagsintensität.

Welche Abflussbildungsprozesse können durch dezentrale Regenwasserbewirtschaftung in Siedlungsgebieten beeinflusst werden?

Die hier betrachteten Maßnahmen nehmen den Abfluss von versiegelten Flächen auf, verhindern den vorherrschenden Horton-Abfluss.

Welche Abflussbildungsprozesse werden durch dezentrale Regenwasserbewirtschaftungsmaßnahmen in Siedlungsgebieten aktiviert?

Aktiviert wird der Basisabfluss des Grundwassers zum Gewässer. Der Boden unter Siedlungsgebieten ist gut durchsickerbar und kann nicht ausreichend Wasser speichern, um bodenbürtige Abflussprozesse zu induzieren.

Können dezentrale Maßnahmen der Regenwasserbewirtschaftung in Siedlungsgebieten Vorereigniswasser mobilisieren?

Die Böden unter Siedlungen sind, wenn sie nicht Grundwasser beeinflusst sind, trockener als vergleichbare natürliche Böden. Nach den vorgestellten Untersuchungsergebnissen ist nicht davon auszugehen, dass unter Siedlungsgebieten signifikante Mengen Vorereigniswasser gespeichert werden, die

bei einem Niederschlagsereignis durch bodenbürtige Abflussprozesse einen großen Teil der Hochwasserwelle ausmachen können.

Die Bewirtschaftung der Siedlungsabflüsse stellt eine Änderung des Abflussprozesses dar. Schnelle Prozesse wie der Horton-Abfluss werden in langsamere Prozesse wie Matrixfluss oder Basisabfluss umgewandelt. Dies wird durch die zu Beginn vorgestellten Modelberechnungen von Bronstert et al. bestätigt [Bronstert, 1999]: Eine natürliche Fläche weist höheren Oberflächenabfluss auf als eine bewirtschaftete Fläche. Damit zeigen Maßnahmen der Regenwasserbewirtschaftung, dass sie den Abflussprozess verlangsamen und vergleichmäßigen können.

Unabhängig von der Landnutzung sollte für die Planung und Umsetzung dezentraler Maßnahmen der Regenwasserbewirtschaftung die auch dem Hochwasserschutz dienen berücksichtigt werden, dass diese nicht auf potentiellen Sättigungsflächen vorgesehen werden. In Bereichen, die zur Aufsättigung neigen, muss oberflächiger Rückhalt für das abfließende Wasser geschaffen werden.

Auch an steilen Hängen und in Grundwasser beeinflussten Bereichen oder auf sehr flachgründigen Böden sind Maßnahmen mit Versickerungskomponente nicht zum Hochwasserschutz geeignet. In diesen Bereichen könnten bodenbürtige Abflussprozesse induziert werden.

Die Flächen, die bodenbürtigen Abfluss oder Sättigungsflächenabfluss erzeugen könnten, werden bei der Planung von dezentralen Maßnahmen ohnehin ausgeschlossen. Eine ordnungsgemäße Siedlungsentwässerung könnte auf feuchten Böden, bei sehr hohen Grundwasserständen oder bei sehr steilen Hanglagen durch die Maßnahmen nicht gewährleistet werden. Es liegt also im Eigeninteresse der Siedlungswasserwirtschaft, diese Flächen auszuschließen.

8.10 Dezentrale Regenwasserbewirtschaftung und ihre Auswirkung auf den Wasserhaushalt

Um die Frage zu beantworten, wie sich dezentrale Maßnahmen auf die Entstehung und den Abfluss von Hochwasserwellen auswirken, soll zunächst das Rückhaltepotential und spezifische Wasserbilanzen der Maßnahmen gezeigt werden.

Das theoretische Speicherpotenzial dezentraler Maßnahmen kann vereinfachend durch zwei Einzelspeicher beschrieben werden:

- Das Speicherpotenzial eines Mulden-Rigolen Elements, das dem Volumen der Anlage entspricht, wird als spezifisches Speicherpotenzial bezeichnet.
- Die Theoretische Versickerungsleistung des Bodens in tiefer liegende Bodenbereiche aktiviert zusätzliches Speichervolumen im Bodenkörper. Es kann durch den kf-Wert beschrieben und berechnet werden. Bei einem kf-Wert von 10^{-6} m/s beträgt das

Speicherpotential ca. 400 m³/ha (A_{red}); dies bedeutet für eine 50 ha große Fläche ein Speichervolumen von ca. 20.000 m³. Solche große Volumen werden nur unter günstigen Bedingungen zur Verfügung gestellt. Der Berechnung liegt die theoretische Wasserdurchlässigkeit des Bodens zu Grunde; Randbedingungen wie Hangneigung, Bodenmächtigkeit, Grundwasserstand blieben unberücksichtigt.

Dieses berechnete theoretische Volumen kann aber nicht immer vollständig der Hochwasserwelle entzogen werden. Die dezentralen Bewirtschaftungsanlagen verhalten sich im Hochwasserfall unterschiedlich. Bewirtschaftungsanlagen werden zur Stadtentwässerung auf sommerliche Starkregenereignisse bemessen. Anlagen ohne Drosselabfluss sind deshalb in der Lage winterliche Niederschlagsperioden ohne Überstau zu verarbeiten (s. Berechnungen in Tabelle 34). Während der Regenereignisse und zwischen den Einzelregen versickert kontinuierlich Wasser in den Untergrund. Der Speicher wird immer wieder entleert bzw. teilentleert. Systeme mit einem Überlauf und einem gedrosseltem Ablauf in die Vorflut oder das Kanalnetz (vernetzte Mulden-Rigolen Systeme) können nicht das gesamte aufzunehmende Wasser zurückhalten. Sie werden in der Regel mit einer Drosselleistung von 5 bzw. 10 l/s*ha(A_{red}) bemessen.

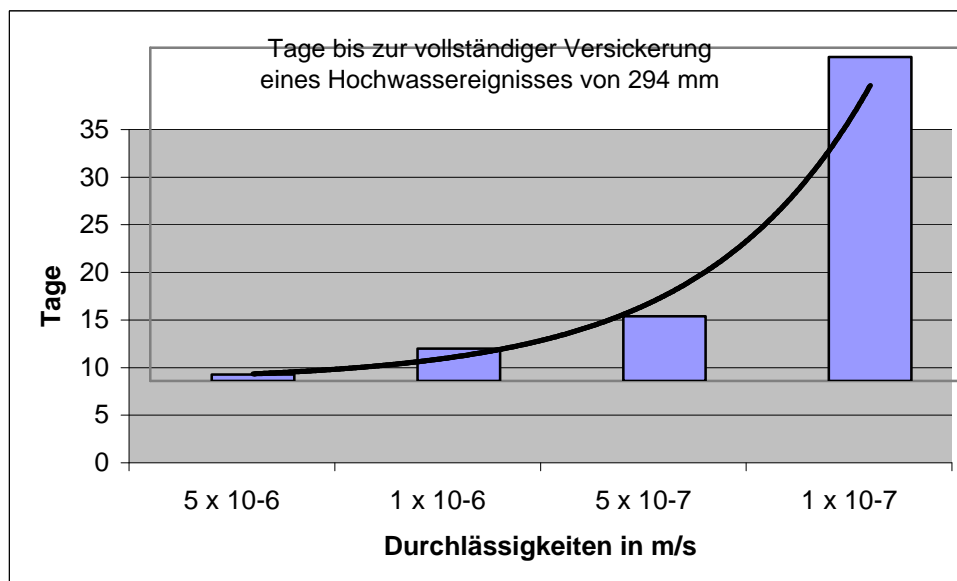


Abbildung 40: Dauer der Versickerung eines Hochwasserereignisses bei verschiedenen hydraulischen Durchlässigkeiten

In Abbildung 40 wird die Zeit, die benötigt wird um den gesamten Niederschlag des Hochwassers von 1995 im Saarland, aufgezeichnet durch die Station Thailen, von 294 mm (gefallen in ca. 8 Tagen nach 4 tägigen Vorregen) zu versickern, dargestellt. Es wird deutlich, dass über Böden bis zu einer Durchlässigkeit von 5×10^{-7} m/s in der Lage sind die Niederschlagsmenge zu versickern. Dass diese Böden trotzdem Oberflächenabfluss liefern, muss andere Gründe haben, wie z.B. die temporäre Bildung gesättigter Oberbodenschichten, (temporärer Horton-Abfluss). Wird aber das Wasser gespeichert, hat dies zwei Vorteile: Dem Boden mit schlechteren Durchlässigkeiten wird ausreichend Zeit

gegeben die Niederschlagsmenge zu versickern und der temporäre Horton-Abfluss kann aufgefangen werden.

Der Anschluss einer versiegelten Fläche an eine Versickerungsmulde gleicht somit nicht einer Landnutzungsänderung oder Entsigelungsmaßnahme. Unversiegelte Flächen können durch Verschlämmung der obersten Bodenschicht oder bei langanhaltendem Regen durch Wassersättigung der oberen Dezimeter oder durch Infiltrationsüberschuss mit Oberflächenabfluss in ähnlicher Weise zum Hochwasserabfluss beitragen wie versiegelte Flächen. An Bewirtschaftungsanlagen angeschlossene Flächen können im Gegensatz dazu durch die Aktivierung der unteren ungesättigten Bodenschicht, durch kontinuierliche Entleerung einen geringeren Abflussbeiwert erreichen als natürliche Flächen.

Für die einzelnen Anlagentypen wurden mit einer Regenreihe (Station Thailen und Oberlinxweiler, Saarland) Wasserbilanzen mit dem Programm MURISIM berechnet. Im Januar 1995 folgte einem intensiven Vorregen auf einen winterlich feuchten Boden ein zehntägiger Dauerregen, der zu großen Überschwemmungen führte mit einem Gesamtniederschlagsvolumen von 294 mm.

Tabelle 34: Zurückgehaltene Niederschlagsmenge der Bewirtschaftungssysteme in [%] für ausgesuchte Hochwasserereignisse und verschiedene Niederschlagsmessstationen; berechnet mit dem Programm STORM

Bewirtschaftungsart	Dezember 1993		Januar 1995			November 1998		Mittelwert
	Oberlinxweiler	Thailen	Oberlinxweiler	Thailen	Oberlinxweiler	Thailen		
Mulde, 10^{-5} m/s	100	100	100	100	100	100	100	
Mulde, $5 \cdot 10^{-6}$ m/s	100	100	100	100	100	100	100	
Mulde, 10^{-6} m/s	100	100	100	97	100	100	99	
MRE, 10^{-6} m/s	100	100	100	97	100	100	99	
MRS, 10^{-6} m/s	73	80	60	65	70	76	71	
MRS, $5 \cdot 10^{-7}$ m/s	55	62	43	45	53	57	52	
MRS, 10^{-7} m/s	23	23	20	18	30	28	24	

Mulde: Versickerungsmulden / MRE: Mulden-Rigolen Element (ohne Drosselabfluss) / MRS: Mulden-Rigolen System (mit Drosselabfluss)

Tabelle 34 zeigt die Anteile der Abflussmenge, die nach Bemessung der Anlagen für die Regenreihen Oberlinxweiler und Thailen der Hochwasserwelle entzogen werden können. Aus den verschiedenen berechneten Werten werden Mittelwerte gebildet, die für die weiteren Betrachtungen herangezogen werden.

Bemerkenswert ist, dass Versickerungsmulden in der Lage sind, von dem winterlichen Hochwasserregen 100 % des Niederschlages zurückzuhalten. Werden die Durchlässigkeiten der Böden niedriger, kann bei gleicher Größe der Versickerungsmulde nicht mehr die gesamte Wassermenge versickert werden. Bei sinkenden kf-Werten muss deshalb auf

andere Anlagentypen zurückgegriffen werden. Der Anteil, welcher der Hochwasserwelle entzogen wird, sinkt bei den Anlagentypen, die mit einem gedrosseltem Ablauf an eine Vorflut oder an das Kanalnetz gebaut werden müssen. Dennoch kann selbst bei niedrigen Durchlässigkeiten zwischen 20 % und 90 % Rückhalt erreicht werden.

Aber auch die Wirksamkeitsgrenze dezentraler Regenwasserbewirtschaftungsanlagen für den vorbeugenden Hochwasserschutz wird aus den vorangegangenen Berechnungen angedeutet. Sie liegt bei Böden mit einer wesentlich schlechteren Durchlässigkeit als 1×10^{-7} m/s. Weniger als 20 % des angefallenen Niederschlages können dann der Hochwasserwelle entzogen werden. Für diese Bilanz gilt, dass günstige Bedingungen vorausgesetzt werden. Es handelt sich um das maximal mögliche Rückhaltevermögen, das im anstehenden Boden erzielt werden kann, wenn die Randbedingungen günstig sind.

Die angestellten theoretischen Berechnungen sind nicht geeignet, pauschal auf Einzugsgebiete übertragen zu werden. Die Heterogenität der Einflussfaktoren fände keine ausreichende Berücksichtigung und Hochrechnungen blieben grobe Abschätzungen.

8.11 Schlussfolgerungen für die modelltechnische Erfassung der Hochwasserbildung

Die Hochwasserbildung auf versiegelten Flächen kann modelltechnisch vergleichsweise einfach und zuverlässig nachgebildet werden. Entsprechende siedlungswasserwirtschaftliche Programme sind daher geeignet, um relativ zuverlässige Aussagen zur Hochwasserbildung auf versiegelten Flächen zu treffen. Die Hochwasserbildung in natürlichen Einzugsgebieten, die z.B. landwirtschaftlich oder forstlich genutzt werden, ist hingegen eine komplexe Überlagerung verschiedenster Teilprozesse.

Alle Abflussprozesse sind bislang nur auf punktuelle Beobachtungen oder Messungen an kleinen Hängen beschrieben worden. Wie diese Abflussbildungsprozesse im größeren Maßstab der mikro- oder mesoskaligen Einzugsgebiete zusammenwirken und den gefallenen Niederschlag in die Fließgewässer transportieren, ist nicht ausreichend bekannt. Die Simulationsmodelle zur Wasserhaushaltsmodellierung oder Hochwasserberechnung können die Prozesse noch nicht ausreichend genau abbilden. Auch die Berechnungen der Grundwasserneubildung beziehen die Erkenntnisse über die Abflussbildungsprozesse nicht mit ein.

Niederschlags-Abfluss-Modelle bilden die beteiligten Prozesse und die grundlegenden Eingangsdaten vereinfacht ab. Auch hochwasserrelevante Prozesse werden physikalisch nicht exakt beschrieben. Dies betrifft z.B. den Anteil Vorereigniswasser, der zu einer Hochwasserwelle beiträgt. Aufgrund der modelltechnisch unzureichenden Erfassung der hochwasserrelevanten Prozesse müssen die Niederschlags-Abfluss-Modelle kalibriert werden. Die Modellergebnisse sind vor allem im relativen Szenarienvergleich (Änderungen von Zustand A im Vergleich zu Zustand B) und weniger in den absoluten Ergebnissen

aussagekräftig. Es besteht sowohl im Prozessverständnis als auch in der Modelltechnik weiterhin großer Forschungsbedarf.

Diesem prinzipiellen Problem der Niederschlags-Abfluss-Modellierung wird in dieser Arbeit durch Potentialanalysen zur Regenwasserbewirtschaftung begegnet. Ziel ist es bei der Umsetzung dezentraler Maßnahmen, die Flächen auszuschließen, die hierfür ungeeignet sind und Standorte auszuweisen, die geeignet erscheinen, Abflüsse hochwassermindernd zurückzuhalten.

Um Einzugsgebiete besser hinsichtlich der Möglichkeiten der dezentralen Bewirtschaftung und den damit verbundenen Wasserrückhalt einzuschätzen, können die naturräumlichen Faktoren begutachtet und eingeschätzt werden. Die Karte der Landschaftsretention, zeigt, welche Gebiete eine hohe Abflussbereitschaft und einen großen Anteil am Hochwasserabfluss aufweisen. Für diese Karte sind die Bodenparameter und die Biotoptypenkartierung grundlegend. Es wird beurteilt:

- Welche Böden wegen geringer Mächtigkeiten wenig Speicherpotential besitzen oder zu bodenbürtigem Abfluss neigen,
- Welche Böden auf Grund von Bodenanzeigern zur Ausbildung von Sättigungsflächen neigen
- Welche Böden auf Grund einer sehr starken Hangneigung zu bodenbürtigem Abfluss neigen
- Welche Böden durch niedrige kf-Werte verstärkt im Starkregenfall Oberflächenabfluss erzeugen

Die Beurteilung der einzelnen Parameter wird durch ein Punktesystem vorgenommen (s. Tabelle 35). Die maximale Anzahl von 11 Punkten bedeutet, dass auf diesen Flächen kein Rückhalt für Hochwasserabfluss gegeben ist, 0 Punkte bedeuten, dass ein hoher Rückhalt im Boden und der Landschaft vorhanden ist.

Tabelle 35: Beurteilung der Retention für das Glemseinzugsgebiet

Retentionsparameter	Klassen	Gewichtung / Beurteilung
Sättigungsflächen	Ja	5
	Nein	0
Mächtigkeit	0,3 dm – 0,5 dm	2
	0,6 dm – 0,8 dm	1
	> 0,8 dm	0
Hangneigung	< 2 %	0
	2 % – 15 %	1
	15 % - 30 %	2
	> 30 %	3
Kf-Wert	< 4 mm/ h	2
	10 mm/ h – 17 mm/ h	1
	> 30 mm/h	0

Diese Karte (s. Abbildung 42). kann zur Auswahl von Hochwasserschutzmaßnahmen verwendet werden. Sie zeigt, wo dezentrale Maßnahmen besonders hochwasserrückhaltende Funktionen aufweisen. Gebiete mit sehr geringer Retention erfordern andere Maßnahmen zum Hochwasserschutz.

Für das Einzugsgebiet der Glems wird deutlich, dass Böden mit hohem und mittlerem Rückhalt vorherrschend sind. Auch die Einschätzung des Bodenwasserhaushaltes zeigt Böden mit „wechselnden Eigenschaften“ und Böden mit „vorherrschend vertikaler Wasserbewegung mit wechselnden Anteilen von Oberflächenabfluss“ (s. Abbildung 41). Die Voraussetzungen für dezentralen Hochwasserschutz sind als gut einzustufen. Insgesamt gilt das Gebiet als ein wasserarmes Gebiet, was auch auf die Karstformationen zurückzuführen ist. Die Grundwasserbewegung in den klüftigen Karstgesteinen kann nicht beurteilt werden.

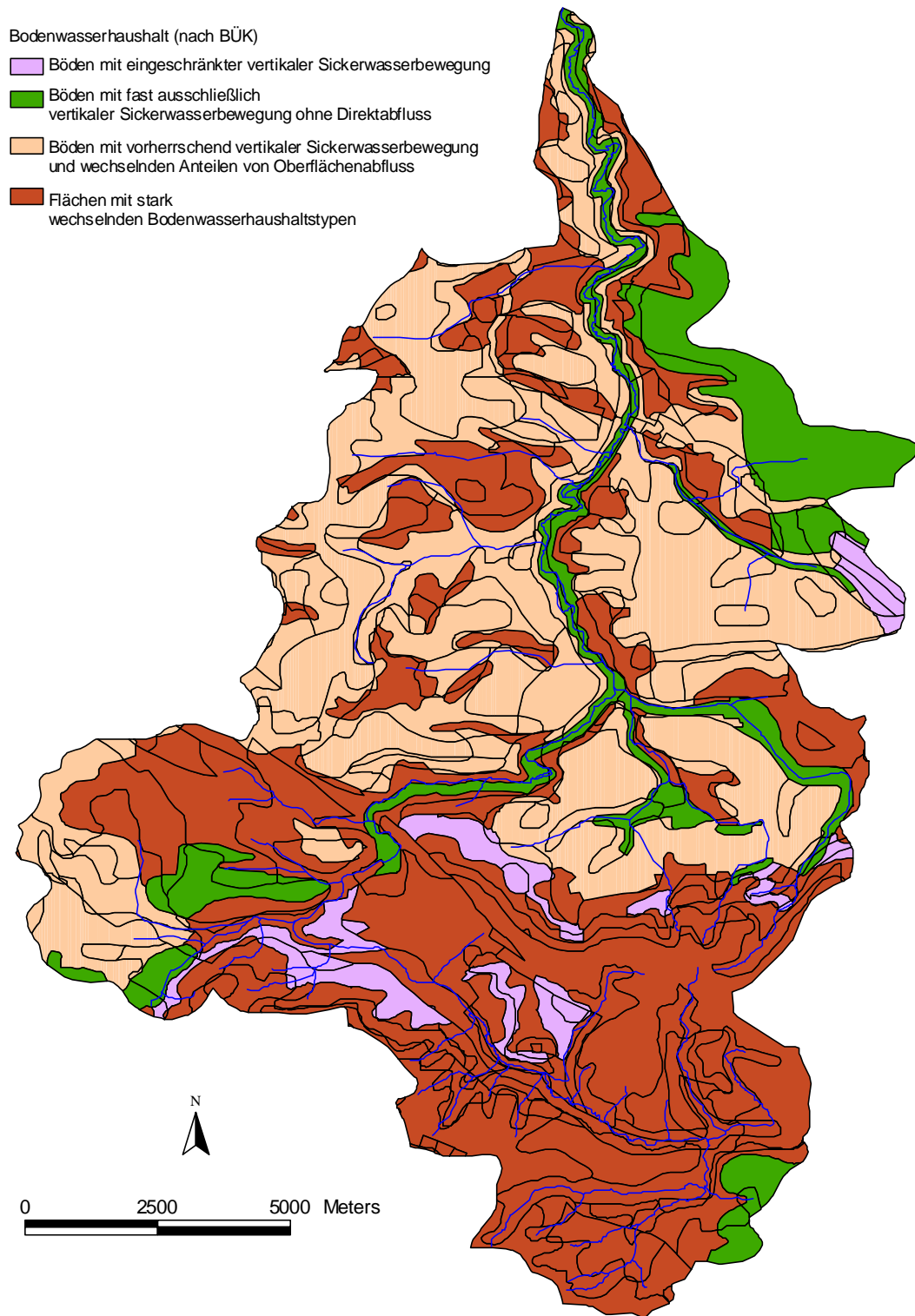


Abbildung 41: Bodenwasserhaushalt nach Interpretation der BÜK; Grundlage: Daten aus dem räumlichen Informations- und Planungssystem (RIPS)

Retentionspotentiale

- 2 - 2.5 hoher Rückhalt
- 2.5 - 3.5
- 3.5 - 4.5 mittlerer Rückhalt
- 4.5 - 6
- 6 - 11 kein dezentraler Rückhalt möglich

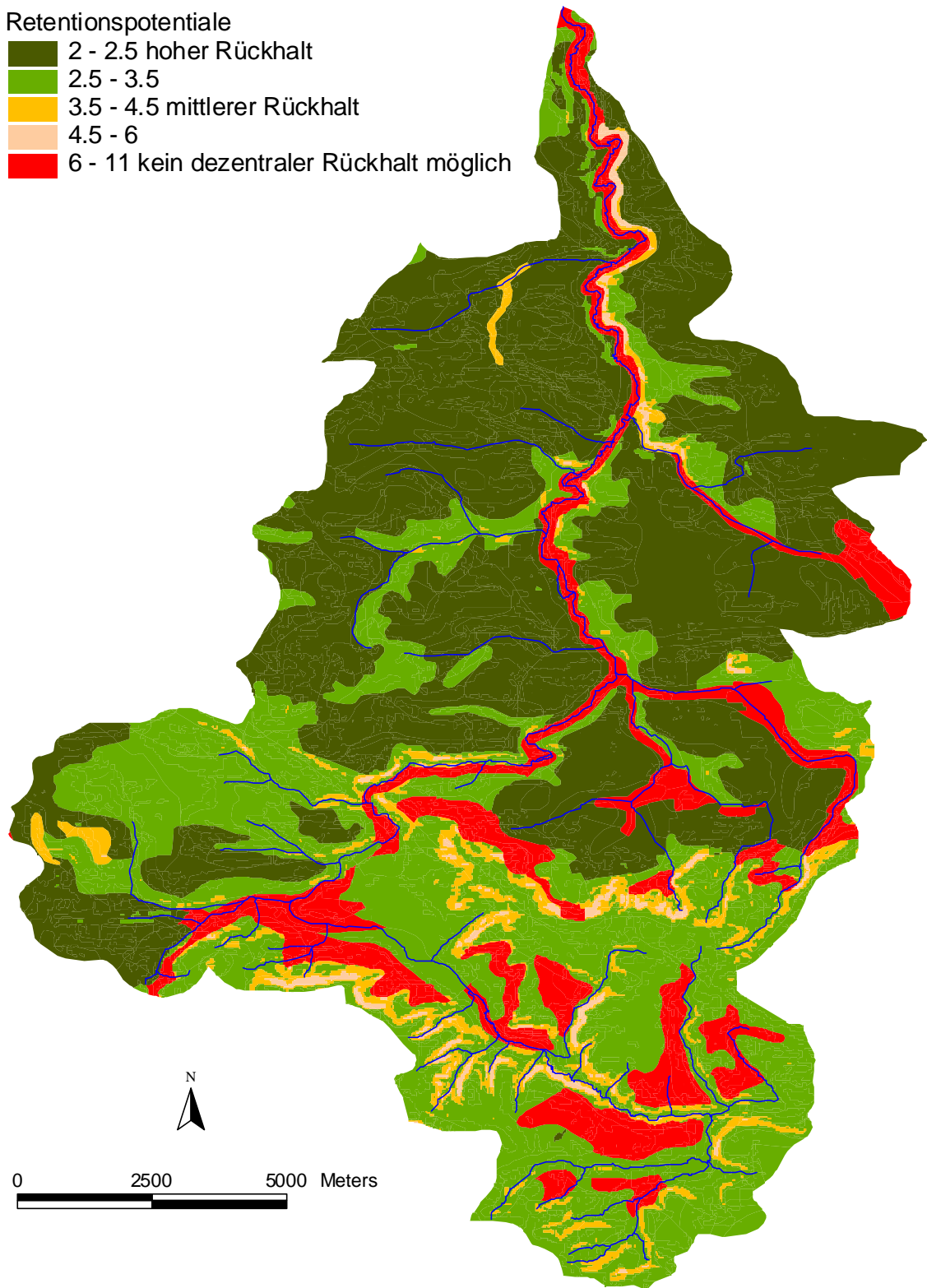


Abbildung 42: Abflussbereitschaft und Rückhaltepotential des dezentralen Hochwasserschutzes; Grundlage: Daten aus dem räumlichen Informations- und Planungssystem (RIPS)

9 Ergebnisse

Die Ergebnisse des integrierten Einzugsgebietsmodells werden im Hinblick auf die gesetzte Zielstellung vorgestellt. Die Darstellungsweise der Ergebnisse kann schon als Ergebnis einer Flussgebietsuntersuchung gesehen werden. Durch die Verknüpfung der Simulationsmodelle mit GIS kann die Mehrzahl der Ergebnisse graphisch koordinatentreu dargestellt werden und dient somit als eine wichtige ortsgenaue Planungsgrundlage, die durch den Ortsbezug nachvollziehbar und überprüfbar wird. Die abgebildeten Ergebnisse werden durch Darstellungen im Anhang ergänzt.

Zunächst werden die Ergebnisse bezüglich ihrer Auswirkungen auf den Hochwasserabfluss vorgestellt und eingeschätzt. Die Modellergebnisse zum Hochwasserabfluss werden durch eine Literaturlauswertung gestützt, welche die nicht durch Simulationsmodelle berechenbaren Aspekte des Hochwasserabflusses beschreibt. Inhalt dieser theoretischen Betrachtung sind die Abflussbildungsprozesse und der Wasserhaushalt von städtischen Böden und deren mögliches Wechselspiel im Hochwasserfall. Durch die Überlagerung der Abflüsse historischer Ereignisse zwischen 1997 und 2002 mit den Abflüssen der Enz wird gezeigt, ob Abkopplungsmaßnahmen zu ungünstigen Wellenüberlagerungen im aufnehmenden Gewässer führen.

Anschließend werden die Berechnungsergebnisse bezüglich des hydraulischen Stresses (HQ1) dargestellt. Dabei werden zwei Formen der Darstellung gewählt: Zum einen wird der HQ1 im Gewässer, der Immissions-HQ1 in Form von Diagrammen gezeigt und zum anderen die HQ1-Emissionen pro Mischwasserentlastung, koordinatentreu verortet, als Punktgraphik vorgestellt. Die simulierten Schmutzfrachten werden ausführlich besprochen und als Diagramme und als Teilgebietsgraphik gezeigt.

Die entlasteten Schadstofffrachten werden für die einzelnen Szenarien in den nächsten Abschnitten besprochen. Die Ergebnisse der Gewässergütesimulation werden in zwei Darstellungsformen gezeigt: Ortsgebunden und zeitgebunden. Abschließend werden die Kosten der Maßnahmen und wie diese ermittelt wurden vorgestellt.

Alle Szenarien bauen auf dem Szenario AKP-Umsetzung auf. Daher sind alle Veränderungen immer relativ zu diesen Maßnahmen zu sehen. Der Referenzzustand dient zum Vergleich des Szenarios „AKP-Umsetzung“, d.h. wie verhalten sich die geplanten und in Umsetzung begriffenen Maßnahmen zum jetzigen Zustand.

9.1 Der Hochwasserabfluss

Als Hochwasserabflussparameter für das Einzugsgebiet wurde der Hochwasserabfluss HQ100 definiert. Die Ergebnisse im Referenzzustand zeigen eine gute Übereinstimmung mit den gemessenen und ausgewerteten Werten am Pegel Talhausen: Das HQ 100 für den Pegel beträgt 30 m³/s (Tabelle 9) nach Auswertung der Simulationen im Ist-Zustand 28,5 m³/s. Die Abbildung 47 zeigt, dass zwei Szenarien Einfluss auf den Hochwasserabfluss

nehmen: Die Abkopplung und die Drosselerhöhung. Die Abkopplung von versiegelten Flächen und Bewirtschaftung mit Mulden-Rigolen Systemen verringert die Abflüsse, während durch die Drosselerhöhung eine Abflussverschärfung festzustellen ist. Die Ergebnisse für die Szenarien AKP-Umsetzung und Abkopplung werden näher miteinander verglichen, um zu klären, ob die Abkopplungsmaßnahmen den Hochwasserabfluss vermindern und wenn ja, in welcher Höhe.

Der Vergleich der dreißig Extremereignisse für die Szenarien Abkopplung und AKP-Umsetzung zeigt ein ungewöhnliches Ergebnis: In den meisten Veröffentlichungen wird davon ausgegangen, dass umso größer das Einzugsgebiet und umso seltener das Hochwasserereignis ist desto geringer die Wirkung dezentraler Bewirtschaftungsmaßnahmen der Siedlungsabflüsse auf den Hochwasserabfluss sei. Die Auswertung der Simulationen aber zeigt: Die Abkopplungsmaßnahmen wirken scheinbar ohne ableitbare Gesetzmäßigkeit auf den Hochwasserabfluss. Die Auffassung, dezentrale Maßnahmen liefern durch die Ausschöpfung der noch ungenutzten Bodenspeicherkapazitäten einen signifikanten Beitrag zur Hochwasserminderung, scheint damit bestätigt worden zu sein.

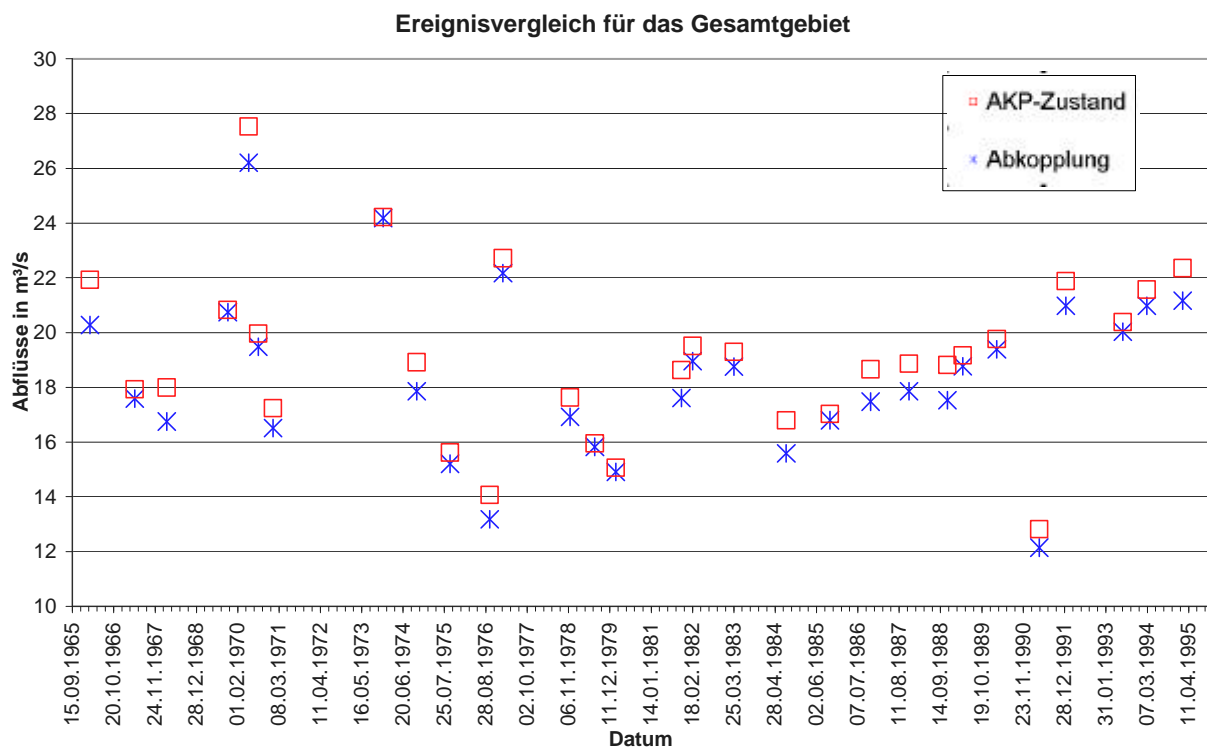


Abbildung 43: Ereignisvergleich Abkopplung und AKP-Umsetzung bezogen auf das Gesamteinzugsgebiet

Die Verringerung der Spitzenabflüsse fällt je nach Ereignis unterschiedlich hoch aus (s. Abbildung 43 und Abbildung 44). Bemerkenswert ist der Unterschied für das größte und das zweitgrößte Ereignis: Wird das größte Ereignis noch deutlich reduziert wird das zweitgrößte nicht signifikant reduziert. Die Abflüsse der kleineren Ereignisse werden nicht stärker reduziert als die Abflüsse der größeren. Die Verringerung der Abflüsse scheint keiner Gesetzmäßigkeit unterworfen: Grund für dieses nicht zu erwartende Ergebnis ist die ungleichmäßige Überregnung des Einzugsgebiets in Verbindung mit der ungleichmäßigen Verteilung der Maßnahmen im Einzugsgebiet.

Tabelle 36: Vergleich zweier Abkopplungsszenarien auf den Hochwasserabfluss

Datum mit Uhrzeit des Spitzenabflusses	AKP - Zustand	Abkopplung (15%) ohne Drosselabfluss	Differenz zu AKP-Zustand	Abminderung in %	Abkopplung (27) mit Drosselabfluss	Differenz zu AKP-Zustand	Abminderung in %
	Abflüsse in m³/s	Abflüsse in m³/s	in m³/s		Abflüsse in m³/s	in m³/s	
28.04.1991	12.81	12.18	0.63	4.90%	12.14	0.67	5.25%
05.10.1976	14.07	13.33	0.74	5.26%	13.18	0.89	6.30%
07.02.1980	15.06	14.79	0.27	1.82%	14.91	0.15	1.00%
18.09.1975	15.61	15.60	0.01	0.06%	15.21	0.41	2.60%
20.07.1979	15.95	15.87	0.08	0.48%	15.83	0.12	0.76%
13.08.1984	16.79	16.00	0.78	4.66%	15.58	1.21	7.18%
10.10.1985	17.03	17.00	0.02	0.12%	16.79	0.23	1.36%
07.01.1972	17.24	16.66	0.57	3.32%	16.51	0.73	4.24%
22.11.1978	17.63	17.29	0.34	1.93%	16.91	0.72	4.06%
10.05.1967	17.92	17.51	0.41	2.29%	17.59	0.33	1.87%
18.03.1968	17.99	17.24	0.75	4.19%	16.75	1.24	6.89%
03.11.1981	18.62	18.21	0.41	2.21%	17.61	1.01	5.43%
05.11.1986	18.66	17.76	0.90	4.81%	17.48	1.18	6.34%
20.11.1988	18.82	18.23	0.59	3.13%	17.53	1.29	6.85%
12.11.1987	18.86	18.04	0.82	4.37%	17.86	1.00	5.32%
30.10.1974	18.92	18.36	0.56	2.95%	17.85	1.06	5.62%
17.04.1989	19.17	19.02	0.15	0.77%	18.77	0.40	2.07%
25.03.1983	19.29	18.66	0.63	3.26%	18.75	0.54	2.79%
18.02.1982	19.52	19.20	0.32	1.63%	18.95	0.57	2.90%
13.03.1990	19.76	19.66	0.10	0.50%	19.39	0.37	1.89%
20.08.1971	19.96	19.89	0.07	0.34%	19.48	0.48	2.38%
13.07.1993	20.38	20.12	0.26	1.28%	20.03	0.35	1.72%
29.10.1969	20.83	20.54	0.28	1.36%	20.75	0.08	0.38%
03.03.1994	21.57	21.29	0.28	1.29%	20.98	0.59	2.73%
08.01.1992	21.88	21.18	0.70	3.21%	20.98	0.91	4.14%
06.03.1966	21.93	21.20	0.73	3.31%	20.28	1.65	7.54%
13.02.1995	22.35	21.59	0.77	3.43%	21.16	1.19	5.32%
10.02.1977	22.71	22.10	0.61	2.68%	22.17	0.54	2.38%
11.12.1973	24.22	24.19	0.03	0.12%	24.18	0.04	0.17%
20.05.1970	27.52	26.60	0.92	3.35%	26.20	1.33	4.82%

Ein weiterer Vergleich kann in Tabelle 36 abgelesen werden. Es werden zwei unterschiedliche Abkopplungsvarianten verglichen: Eine Variante mit hydraulisch vollständiger Abkopplung, die 15% der angeschlossnen versiegelten Fläche bewirtschaftet

und eine Variante, die hydraulisch unvollständig 27 % der angeschlossnen versiegelten Fläche bewirtschaftet. Es kann festgehalten werden, dass beide Varianten die Hochwasserabflüsse signifikant reduzieren. Die hydraulisch unvollständige Abkopplung reduziert den Hochwasserabfluss in den meisten Fällen etwas stärker als die hydraulisch vollständige Abkopplung. Dies liegt an der breiteren Umsetzung der Maßnahmen im Einzugsgebiet. Beide Varianten zeigen die stark unterschiedliche Einwirkung der Abkopplung auf den Hochwasserabfluss, und dass ein statistischer Zusammenhang zwischen Wiederkehrhäufigkeit und Abminderung nicht hergestellt werden kann.

Das Ereignis vom 11. Dezember 1973 wurde durch die Bewirtschaftungsmaßnahmen kaum gemindert. Dieses Ereignis wurde durch eine stark ungleichmäßige Überregnung, die sich vor allem über natürlichen Flächen entlud, verursacht. Das Ereignis wurde nur von einer Station (0535) aufgezeichnet und regnete vor allem über den ackerbaulich geprägten nord-westlichen Teil des Einzugsgebiets ab. Dass aber Mulden-Rigolen Systeme in der Lage sind auch einem Ereignis in dieser Höhe relevante Abflussmengen zu entziehen, zeigen die Ergebnisse für das Teilgebiet „Ruth“. Auch die Gemeinde Rutesheim wurde von diesem Ereignis getroffen. Für dieses Teilgebiet können aber deutliche Verringerungen der Abflüsse durch die Abkopplungsmaßnahmen verzeichnet werden (s. Anhang Abbildung 81 und Abbildung 82). Werden die Ergebnisse nicht für das Gesamtgebiet, sondern für 90% der Einzugsgebietsfläche (TG „Schw“; siehe Abbildung 21: Teilgebietsaufteilung) verglichen, wird deutlich, dass auch hier die Ungesetzmäßigkeit der Abflussverringerung auftritt. Auch ist für dieses Teilgebiet das oben besprochene zweitgrößte Ereignis noch das stärkste. Der Grad der Beeinflussung des Abflusses durch die Abkopplungsmaßnahmen ändert sich aber nicht.

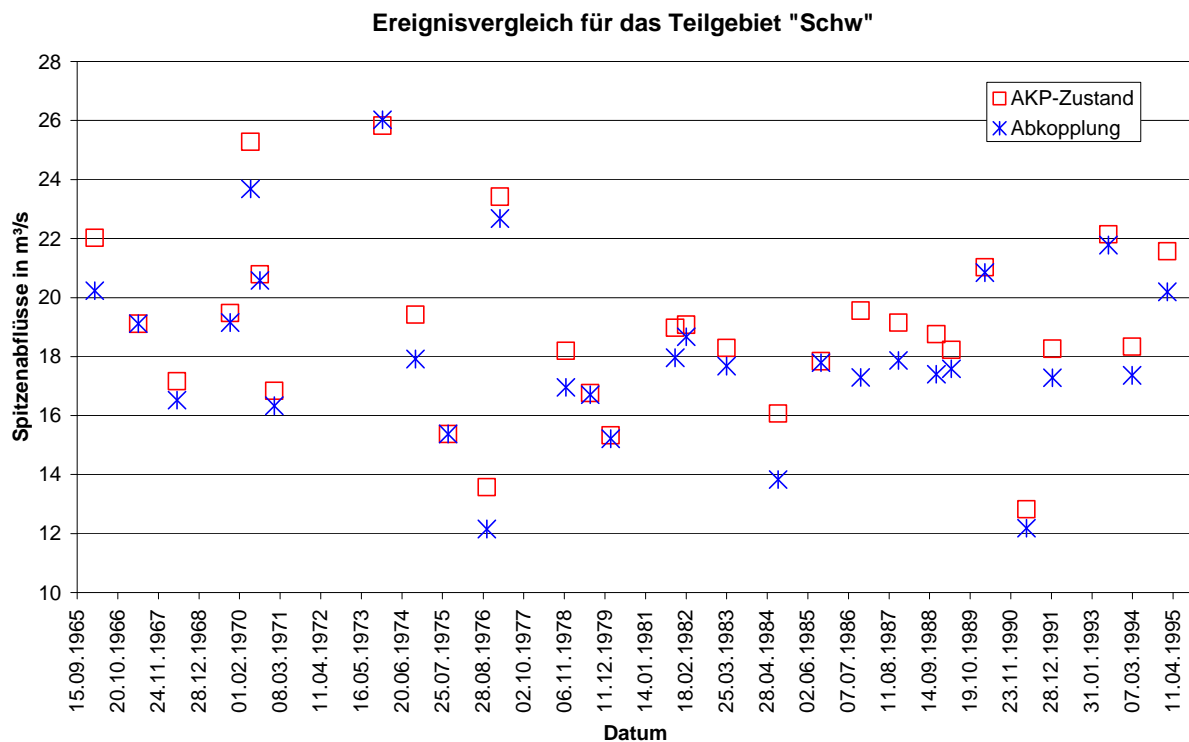


Abbildung 44: Ereignisvergleich Abkopplung und AKP-Umsetzung bezogen auf 90% des Gesamteinzugsgebiets

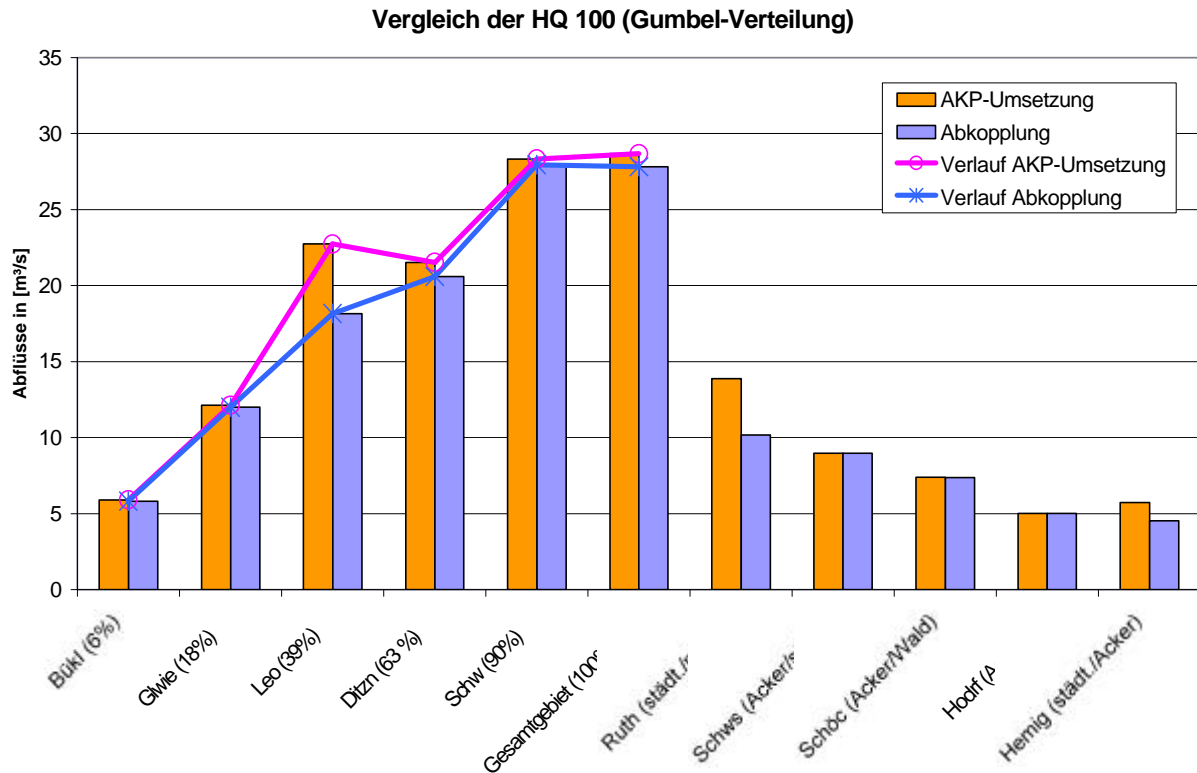


Abbildung 45: Vergleich der HQ100-Abflüsse für zwei Szenarien

Die Verminderung der Abflüsse HQ100 für einzelne Teilgebiete ist in Abbildung 45 dargestellt. Die ersten sechs Säulenpaare zeigen dabei Teilgebietsabschnitte die den Verlauf der Glems beschreiben (in Klammern ist der Flächenanteil am Gesamtgebiet angegeben). Die weiteren fünf Säulenpaare zeigen die Ergebnisse für ausgesuchte Teilgebiete mit bestimmten Teilgebietscharakteristiken (s. Abbildung 21 und Anhang Tabelle 47). Für bestimmte der charakterisierten Teilgebiete sind die Abflussganglinien im Anhang (s. Abbildung 81 bis Abbildung 84) eingestellt.

Die Beeinflussung von Hochwasserabflüssen durch siedlungswasserwirtschaftliche Maßnahmen wird vor allem durch die Lage und Verteilung der Siedlungsgebiete im Einzugsgebiet, dem Umsetzungspotential der dezentralen Maßnahmen und durch die ungleichmäßige Überregnung des Einzugsgebietes beeinflusst. Größe des Einzugsgebietes und Wiederkehrzeit des Niederschlages scheinen keine entscheidende Rolle zu spielen.

Die nachfolgende Abbildung 46 zeigt den Wellenverlauf des größten (Mai 1970) und zweitgrößten Ereignisses (Dezember 1973) für das Teilgebiet „Schw“ und für das Gesamtgebiet. Für das Dezemberereignis ist auffallend, dass es im Teilgebiet „Schw“ einen höheren Abfluss als im Gesamtgebiet aufweist und dass der Spitzenabfluss des Abkopplungsszenarios leicht höher liegt als der des AKP-Umsetzung Szenarios.

Am Ereignis Mai 1970 ist zu sehen, dass der zweigipflige Peak nicht durch die unterhalb folgenden Siedlungsflächen, z.B. durch Vorweglaufen bestimmter Abflussanteile, verschärft

wird, sondern zu einem Peak zusammengeführt wird. Die Abflussreduktion ist aber für das Teilgebiet ähnlich hoch wie für das Gesamtgebiet.

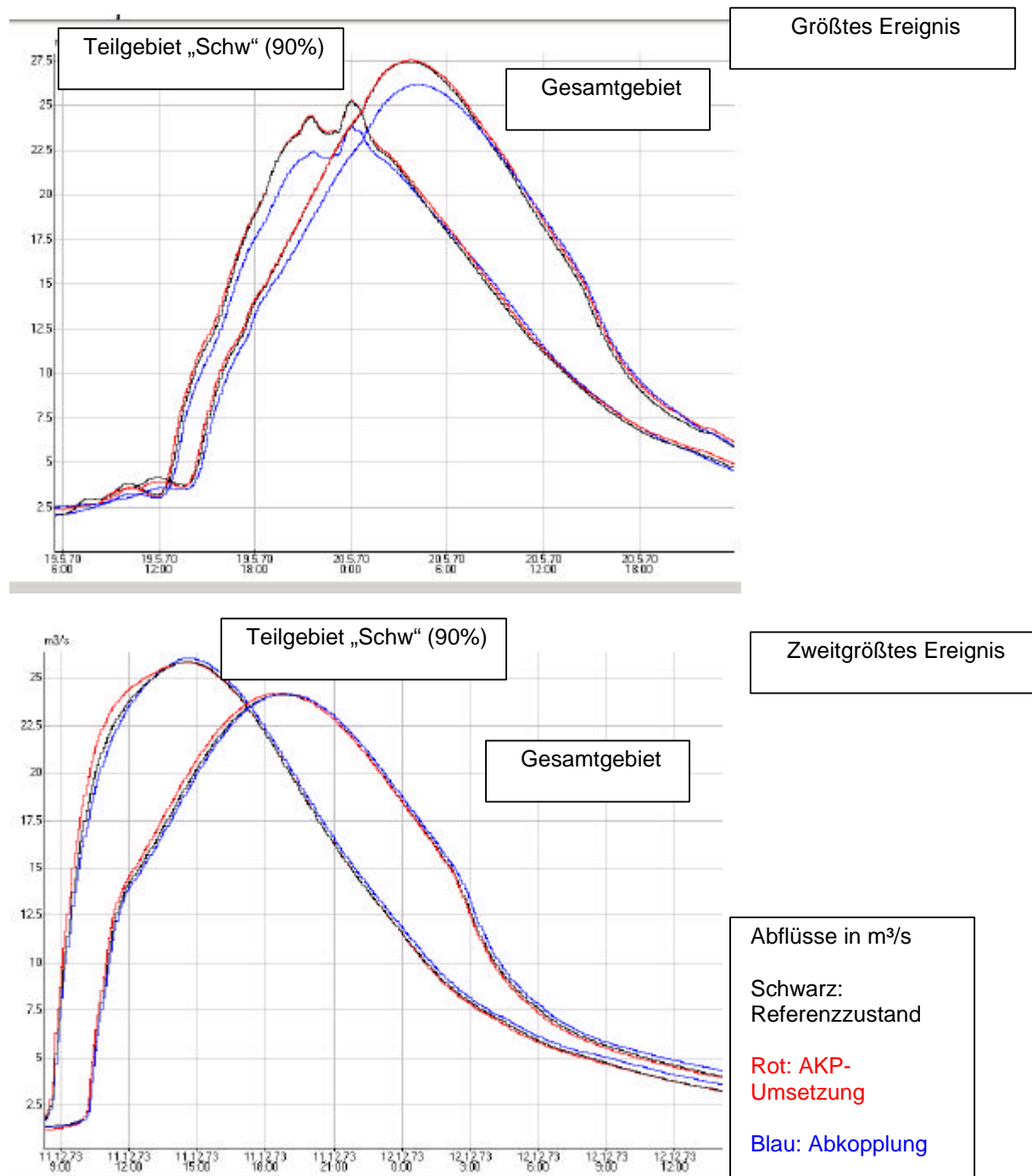


Abbildung 46: Vergleich der zwei größten Ereignisse für das Gesamtgebiet und das Teilgebiet "Schw"

Abbildung 47 zeigt die extremwertstatistische Auswertung der Abflüsse für das Gesamteinzugsgebiet für die einzelnen Szenarien. Die Überschreitungshäufigkeit (Primärachse) und die Jährlichkeit (Sekundärachse) ist über den Abflüssen aufgetragen. Das Diagramm zeigt die empirische Verteilung (Plotting-Positions) als Punkte und die daraus resultierende Verteilung nach Gumbel als durchgezogenen Linie. Zur Auswertung wurde eine jährliche Serie mit den 30 größten Extremwerten gebildet.

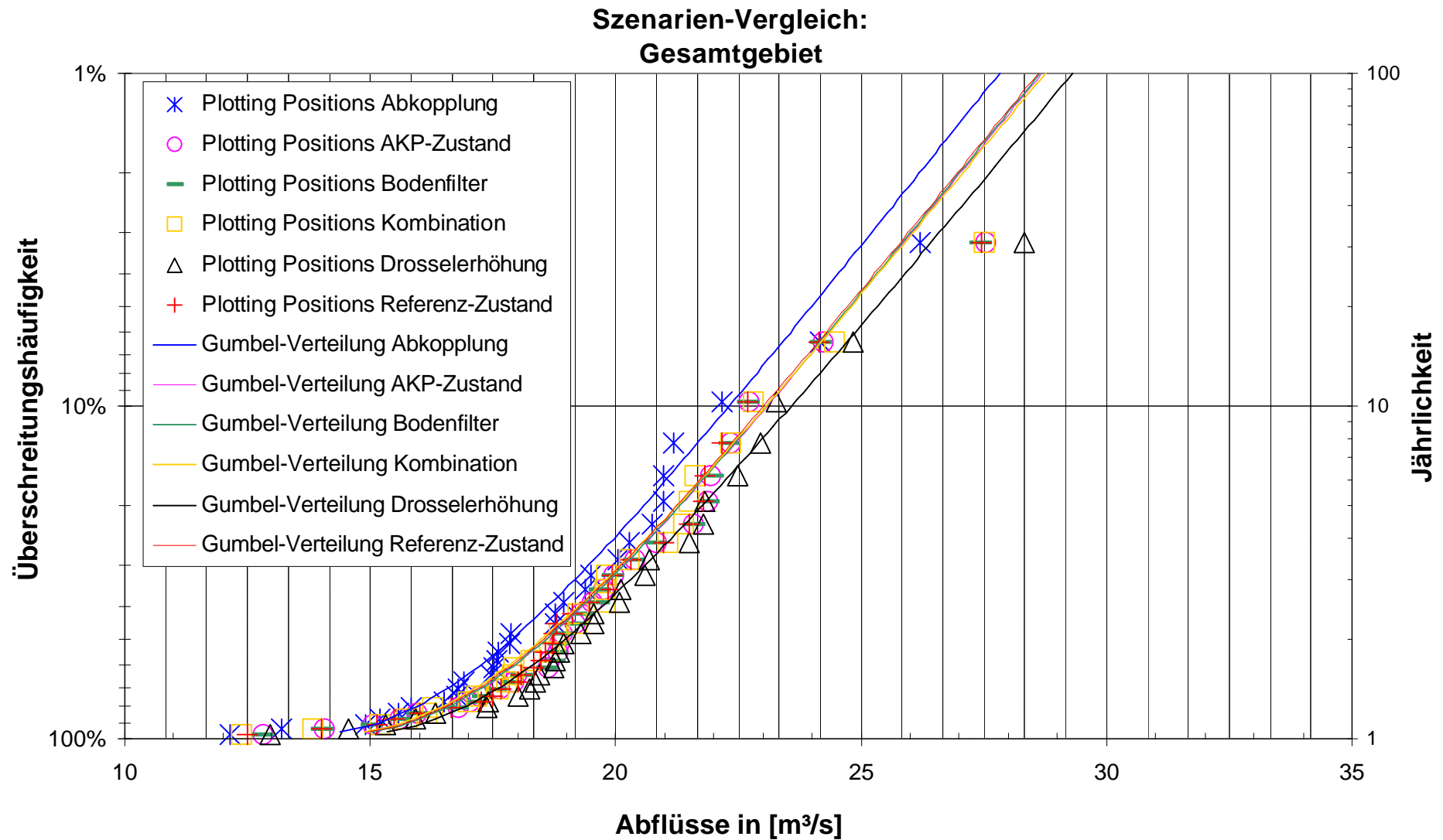


Abbildung 47: Extremwertstatistische Auswertung der NA-Simulation für das Gesamtgebiet: Szenarien Vergleich

Szenarien-Vergleich: Teilgebiet "SCHW"

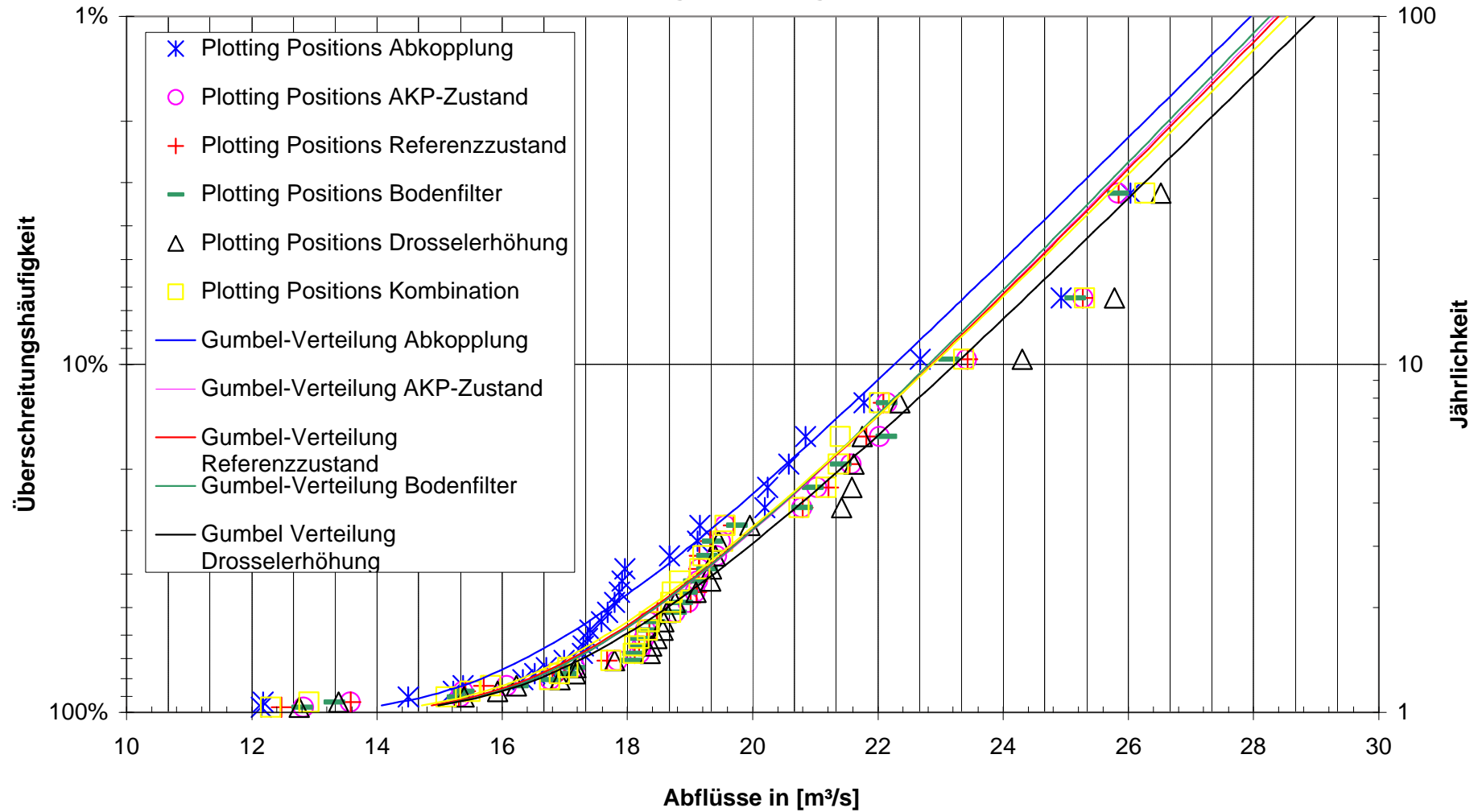


Abbildung 48: Extremwertstatistische Auswertung der NA-Simulation für das Teilgebiet „Schw“: Szenarien Vergleich

9.1.1 Einordnung der Ergebnisse: Vergleich Literaturlauswertung und Berechnungen

Die Simulationsergebnisse bezüglich der Hochwasserabflüsse werden mit den Ergebnissen zweier unterschiedlicher Projekte verglichen. Das Projekt Deflood entwickelte eine Methodik zur Einschätzung der Potentiale für den dezentralen Hochwasserschutz [Meulenberg M. et al., 2001]. Im Projekt Lahor wurden unter anderem Simulationsrechnungen durchgeführt, die auch dezentrale Maßnahmen mit einbeziehen [Katzenmaier et al., 2001].

Im Rahmen des Projektes Deflood wurde eine Methode entwickelt, um die Effizienz von dezentralen Hochwasserreduktionsmaßnahmen im Rheineinzugsgebiet an einem historischem Hochwasser zu analysieren. Siedlungswasserwirtschaftliche Maßnahmen wurden dabei als einzige Maßnahmen identifiziert, die sowohl die Abflussbildung, wie auch die Abflusskonzentration verändern. Es wird beschrieben, dass die Kenntnis der Abflussbildungsprozesse im Einzugsgebiet essentiell für die Beurteilung der Maßnahmen ist. Effekte in der Abflussreduzierung könnten nur durch Maßnahmen erreicht werden, die in der Lage sind, dominante schnelle Abflussbildungsprozesse zu beeinflussen. Als Flächen, die zu schnellen Abflussbildungsprozessen neigen werden vor allem Ackerflächen und städtische Gebiete hervor gehoben. Des Weiteren spielen die natürliche Speicherkapazität der Bodens eine zentrale Rolle und die ungleichmäßige Überregnung der Einzugsgebiete müsse berücksichtigt werden. Die dokumentierten Simulationsrechnungen für das Ereignis Dezember 1994 und Januar 1995 beziehen keine Simulation für veränderte Regenwasserbewirtschaftung in Siedlungsgebieten mit ein und errechnen für den Spitzenabfluss keine signifikante Reduktion.

Folgende Empfehlungen und Schlussfolgerungen werden aus dem Projekt heraus formuliert:

DE1: Wenn die Abflussbildung großflächig im Einzugsgebiet verändert werden kann, können große Hochwasser reduziert werden

DE2: Diese Reduktion kann aber nur erreicht werden, wenn der dominante schnelle Abflussbildungsprozess verzögert werden kann. Hierfür sind gute Kenntnisse über die Abflussbildungsprozesse im Einzugsgebiet notwendig

DE3: Im Rheineinzugsgebiet werden die typischen Winterhochwässer vor allem durch relativ moderate Hochwasserereignisse in den Teilgebieten verursacht, die unglücklich im Wellenablauf zusammentreffen. Es wäre eine Entscheidung zu treffen, ob die Maßnahmen zur Hochwasserreduktion auf sommerliche oder winterliche Niederschlagsereignisse ausgelegt werden sollen

DE4: Die Höhe der Auswirkungen hängt von der Einzugsgebietsgröße ab, der Niederschlagsverteilung und dem natürlichem Speicherpotential der anstehenden Böden, der Ausprägung, dem Volumen und der Dauer des Ereignisses ab.

DE5: Alle Ergebnisse werden durch das benutzte Modell, den Simulationszeitschritt und durch die Feinheit der Teilgebiete beeinflusst.

Innerhalb des Projektes Lahor wurden Simulationsrechnungen durchgeführt, die Bewirtschaftungsanlagen und Verstärkungsszenarien berücksichtigen. Katzenmeier et al. zeigen folgende Ergebnisse der Simulationsrechnungen:

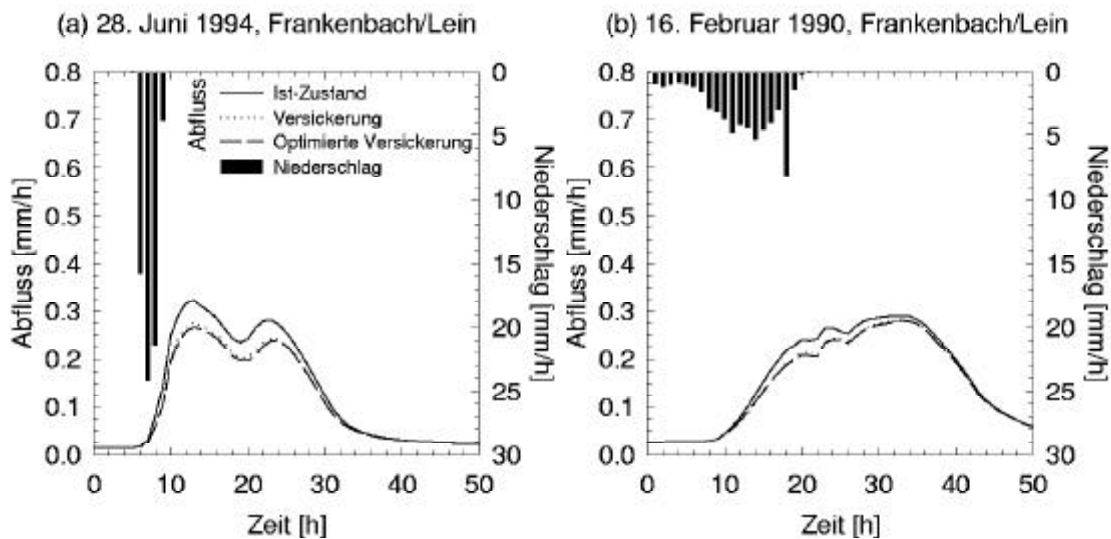


Abbildung 49: Simulation zweier etwa 3-jährlicher Hochwasserereignisse im Einzugsgebiet der Lein für den Ist-Zustand und zwei Szenarien zur Niederschlagsversickerung in Siedlungsgebieten bei Anschluss von 1,3 % der Einzugsgebietsfläche Quelle: [Katzenmaier et al., 2001]

Die Betrachtung der Veränderungen für sommerliche Starkregenereignisse zeigt, dass auch bei optimierter Standortwahl die Versiegelung des Bodens nicht ungeschehen gemacht wird. Zumindest liegt die Verminderung des Hochwasservolumens durch Versickerungsmaßnahmen aber für diese Ereignisse in derselben Größenordnung wie die Zunahme des Hochwasservolumens bei zusätzlichen Versiegelung.

Tabelle 37: Tabelle Verminderung von Hochwasservolumen und Abflussmaximum für sechs advective Ereignisse bei einer Anwendung von Versickerungsmaßnahmen auf 54% der versiegelten Fläche (optimierte Variante sortiert nach der Wirksamkeit) und deren Zusammenhang zu Basisabflussanteil, Dauer und Wiederkehrintervall; Quelle: [Katzenmaier et al., 2001]

Jahr, Monat	Verminderung gegenüber dem Ist-Zustand		Simulierter Basisabflussanteil [%]	Dauer[h]	Jährlichkeit ca. [a]
	Maximum [%]	Volumen [%]			
1990, Februar	3,4	5,4	21	150	2
1993, Dezember	8,2	4,7	19	250	8
1997, Februar	6,0	4,1	20	150	7
1982, Dezember	4,6	3,5	28	225	3
1983, Mai	1,4	1,4	40	300	4
1988, März	0,7	0,5	52	650	3
Mittelwert	4,0	3,3	30	290	4,5

Auch die Auswirkungen von Versiegelung beziehungsweise Versickerungsmaßnahmen als Reaktion auf zyklonale Niederschlagsereignisse liegen in derselben Größenordnung. Hier sind jedoch die Versickerungsmulden insofern im Vorteil, als dass sie bei gesättigtem Boden noch Speicherraum an der Bodenoberfläche zur Verfügung stellen, der zu einer Reduktion des Hochwasservolumens beiträgt.

Katzenmeier et al. ziehen aus dem Projekt Lahor folgende Schlussfolgerungen:

LA1: Der Einfluss der Landnutzung auf die Hochwasserentstehung ist für konvektive Ereignisse mit hohen Niederschlagsintensitäten größer als für lang anhaltende advective Ereignisse. Konvektive Ereignisse seien aber für die Hochwasserentstehung in Mitteleuropa von untergeordneter Bedeutung;

LA2: Die Niederschlagsvolumen und Vorfeuchtebedingungen advectiver Ereignisse entscheiden maßgeblich über den Einfluss auf die Hochwasserentstehung;

LA3: Die Größe der Abflussmaximums oder Jährlichkeit eines Hochwassers ist hingegen ein nur bedingt tauglicher Indikator für die Stärke des Einflusses auf die Hochwasserentstehung;

LA4: Die kleinen Jährlichkeiten der Hochwasser im Leingebiet stehen großen Jährlichkeiten der katastrophalen Hochwasser im Rheingebiet gegenüber. Dies zeigt, dass die beliebte Argumentationskette „katastrophales Hochwasser – Böden gesättigt – Landnutzung spielt keine Rolle“ nicht zwingend zutrifft, da sich katastrophale Hochwasserereignisse in großen Einzugsgebieten oft aus dem ungünstigen Zusammenwirken unspektakulärer kleiner Hochwasser in einer großen Zahl der Teileinzugsgebiete ergeben;

LA5: Diese Beobachtungen unterstreichen die Tatsache, dass Pauschalaussagen zur Wirksamkeit von Versickerungsmaßnahmen nicht möglich sind. Dies gilt umso mehr, als dass die zur Verfügung stehenden, durch hochaufgelöste Daten dokumentierten Hochwasserereignisse nur ein kleines Spektrum möglicher Hochwasser widerspiegeln. Vor allem Hochwasser mit großen Wiederkehrintervallen werden von der Datengrundlage nicht abgedeckt. Sicher ist aber, dass bei zunehmender Niederschlagsmenge der Einfluss der Muldenspeicherung gegenüber dem Niederschlagsvolumen an Bedeutung verliert.

Die Simulationsrechnungen weisen eine wesentliche Abweichung zu den Berechnungen des integrierten Modells für die Glems auf: Im Projekt Lahor werden die Kläranlagenabflüsse des Mischsystems verzögert in das Gewässer geleitet; es wird eine hohe Retentionswirkung der Kläranlage vorausgesetzt und die Verzögerung des Abflusses gleich der des Basisabflusses gesetzt. Dies entspricht nicht der Realität. Die vorliegende Untersuchung an der Glems hat gezeigt, dass die Kalibrierung am Glems-Pegel Talhausen im Trockenwetterfall nur möglich ist, wenn keine Retentionswirkung der Kläranlagen angenommen wird. Im Projekt Lahor wurde damit ein falscher Referenzzustand zum Vergleich herangezogen. Die Abfluss-Anteile

der versiegelten Flächen an der Hochwasserwelle müssten folglich im Lahor Projekt höher eingestuft werden und die Basisabflussanteile kleiner. Dies würde eine verstärkte Wirkung der dezentralen Bewirtschaftung nach sich ziehen, die vor allem im advektiven Fall zum tragen käme. Auch wurde den Simulationen keine ungleichmäßige Überregnung zu Grunde gelegt. Die Speicherwirkung und die Speicherkapazität der Mulden-Rigole Systeme wurde auch nicht ungleichmäßig in den Siedlungsgebieten verteilt, sondern das Speichervolumen gemittelt über den gesamten unversiegelten Bereich eines Siedlungspixels als dezentraler Rückhalt bereitgestellt.

Die Berechnungsergebnisse des integrierten Modells für die Glems werden durch die zitierten Untersuchungen bestätigt:

- Der Forderung die Abflussbildungsprozesse im Glemsgebiet zu identifizieren wurde soweit dies über eine GIS-Auswertung möglich ist, Rechnung getragen (DE2). Mögliche Flächen, die bodenbürtigen Abfluss liefern könnten wurden von der Bewirtschaftung ausgeschlossen. Eine großflächige Umsetzung der Bewirtschaftungsmaßnahmen (DE1) wurde auf den versiegelten Flächen (DE2) im Einzugsgebiet durch die Potentialanalyse nachgewiesen (s. Abbildung 33 und Abbildung 34).
- Eine Reduktion der Hochwasserabflüsse konnte für die Lein (Lahor), mit der Einschränkung kein größeres Ereignis als ein acht-jähriges untersucht zu haben, und die Glems berechnet werden. Für die Glems konnten Hochwässer größer HQ50 berechnet werden.
- Maßnahmen der dezentralen Regenwasserbewirtschaftung sind in der Lage auch advektive Ereignisse signifikant mindern, wenn auch in kleinerem Maße als konvektive Starkregen (s. Tabelle 34 und Tabelle 37). Von daher kann die im Projekt Deflood formulierte Frage (DE3) beantwortet werden, dass dezentrale Maßnahmen geeignet sind die kleinen und mittleren Ereignisse in den Teileinzugsgebieten des Rheins signifikant zu mindern.
- Als Ergebnis wurde auch im Glemsgebiet errechnet, dass kein Zusammenhang zwischen der Höhe des Ereignisses und der Reduktion durch Bewirtschaftungsmaßnahmen bestehen (LA3/LA4/LA5). Die Simulationsrechnungen in Lahor und für das Glemsgebiet wurden mit ungleichmäßiger Überregnung durchgeführt. Auch die anderen Einflussfaktoren, anstehender Boden, Verteilung der Landnutzung und Umsetzungspotentiale wirken sich auf die Ungesetzmäßigkeit der Abflussreduktion aus und konnten aufgezeigt werden (DE4/LA5).

9.1.2 Fazit zur Hochwasserbeeinflussung durch dezentrale Regenwasserbewirtschaftungsmaßnahmen

Die vorgestellte Simulation für ein Einzugsgebiet von ca. 200 km² bildet die dezentralen Maßnahmen (Mulden-Rigolen Systeme) detailgetreu ab. Die Wirkungen der Maßnahmen

sind sowohl an den extremwertstatistischen Auswertungen als auch an den konkreten Ereignisvergleichen abzulesen. Die Bewirtschaftungsmaßnahmen weisen einen signifikanten hochwassermindernden Einfluss auf. Diese Ergebnisse werden durch Teilergebnisse der Projekte Deflood und Lahor unterstützt. Die Modellergebnisse werden darüber hinaus durch die Untersuchungen zu den vorherrschenden Abflussbildungsprozessen im Einzugsgebiet unterstützt: Die Beeinflussung des Hochwassergeschehens wird nur auf schnell reagierenden Flächen (versiegelte Flächen) umgesetzt.

Durch die Auswertung von Bodenstudien zu städtischen Böden kann die Speicherung von Vorereigniswasser unterhalb Siedlungen ausgeschlossen werden. Die Bewirtschaftungsmaßnahmen in Siedlungsgebieten sind in der Lage mehr Wasser in den anstehenden Boden zu infiltrieren und die Grundwasserneubildungsrate zu erhöhen. Es ist unwahrscheinlich, dass durch die verstärkte Infiltration Vorereigniswasser mobilisiert wird.

Die Schlussfolgerungen aus den Projekten Deflood und Lahor in Kombination mit den Berechnungsergebnissen an der Glems lassen darüber hinaus schließen, dass bei entsprechender Verteilung und großflächiger Umsetzung der Abkopplungsmaßnahmen in den Nebengebieten des Rheins, sich auch hochwassermindernde Effekte auf den Abfluss eines Winterhochwassers im Rhein einstellen würden. Darüber hinaus kann aus den zitierten Projekten gefolgert werden, dass zur Vermeidung winterlicher Hochwässer am Rhein die Schutzmaßnahmen in den Nebenflüssen auf moderate (evtl. HQ 25, HQ 50) Hochwässer auszulegen seien. Diese verlören dann allerdings ihre lokale Bedeutung für starke Hochwasser (HQ100). Beides zu erreichen scheint eine nicht trivial zu lösenden Bemessungsaufgabe zu sein. Vielmehr ist diese Forderung ein Plädoyer für dezentrale Maßnahmen in Siedlungsgebieten, die auf eine Überlaufhäufigkeit von $n = 0,2$ bemessen werden. Diese Maßnahmen werden per se so bemessen, dass sie die moderaten Ereignisse signifikant mindern.

Die Frage der Hochwasserentstehung und der Reduktion muss somit nicht nur für das direkt betroffene Gewässer beantwortet werden, sondern auch für die Nebenflüsse und die aufnehmenden Gewässer. Eine Reduktion der Abflüsse in den Teilgebieten, die zu den winterlichen Hochwässern z.B. im Rheingebiet beitragen, scheint somit nicht nur möglich sondern auch geboten. Es erscheint wichtig, dass jedes Teileinzugsgebiet soviel Hochwasserabfluss wie möglich zurückhält, um die Unterlieger nicht nachteilig zu beeinflussen.

9.2 Schadstofffrachten

Bevor die Ergebnisse der Schadstoffemissionen vorgestellt werden, werden die veränderten Abflussanteile gezeigt. Die Abflüsse aus den Siedlungsgebieten sind im Szenarienvergleich zusammenfassend in Abbildung 50 dargestellt.

Ablauf pro Jahr in [m³]

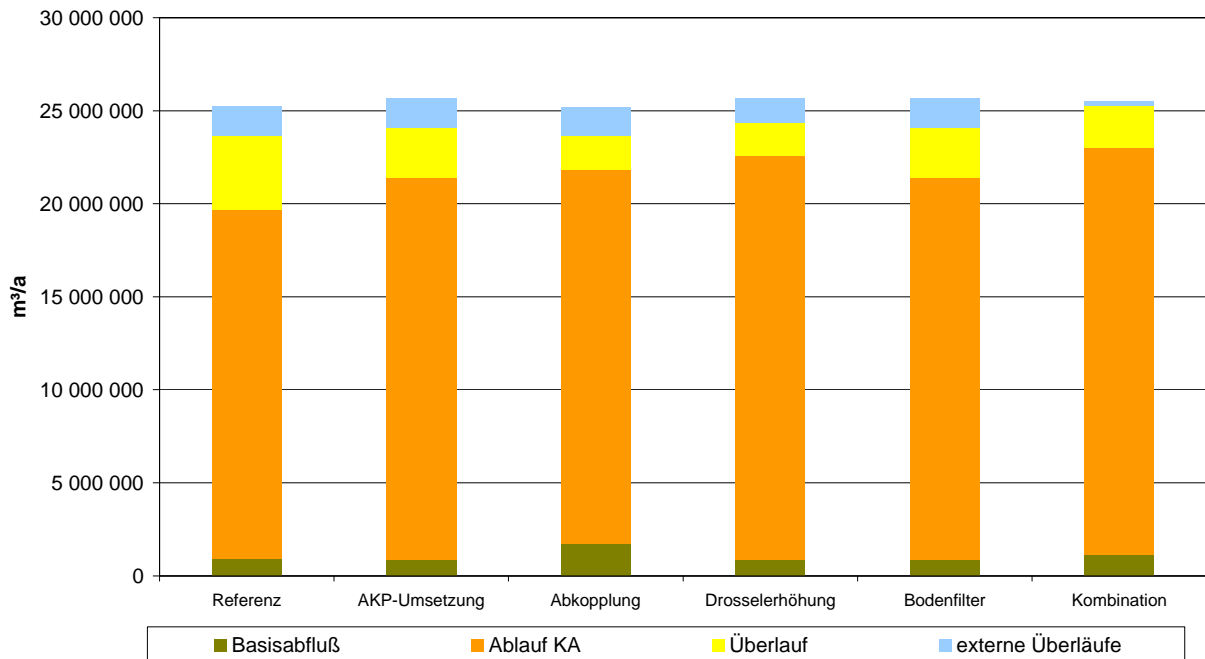


Abbildung 50: Abflussverteilung der Szenarien

Gezeigt werden die Anteile Basisabfluss (Anteil der innerhalb der Siedlungsgebiete versickert), der Ablauf der Kläranlage, Überlauf (Abflüsse, die über die Mischwasserentlastungen direkt in das Gewässer gehen) und externe Überläufe (Abflüsse die über die Mischwasserentlastungen zu anderen Kläranlagen geführt werden z.B. Pfaffenwaldstollen oder außerhalb des Einzugsgebiets liegen).

Im Vergleich wird deutlich, dass der Anteil „Basisabfluss“ im Szenario „Abkopplung“ durch die verstärkte Versickerung gesteigert werden kann. Der Kläranlagenablauf wird durch das Szenario „Drosselerhöhung“ gesteigert. Der Anteil der Überläufe kann durch gezielte Maßnahmen verringert werden: Vor allem durch die Maßnahmen der Szenarien „Drosselerhöhung“ und „Abkopplung“. Auffallend ist, dass der größte Teil des Abflusses aus den Siedlungsgebieten aus den Kläranlagen stammt. Das Szenario „Kombination“ erhöht die Basiswasserführung der Glems. Ein Grund hierfür ist der Umbau des Pfaffenwaldstollens in Kombination mit dem Bau eines Bodenfilterbeckens. Das bisher nach Stuttgart abgeleitete Mischwasser wird geklärt und in die Glems eingeleitet.

Die Ergebnisse der Schmutzfrachtberechnungen sind zunächst für das Gesamtgebiet bilanziert dargestellt. Die CSB-Frachten werden dabei aufgeteilt nach den Emissionsquellen bilanziert. Dies ist vor allem notwendig, da der abbaubare CSB-Anteil vor allem zu Beginn der Entlastung groß ist und im Kläranlagenablauf vorwiegend inerter CSB vorhanden ist [Krebs, 2002]. Die Anteile können gemäß Landesumweltamt NRW ungefähr wie folgt beziffert werden [Nordrhein-Westfalen, 1998]:

?? Inerte oder nur langsam abbaubare CSB-Inhaltsstoffe im Kläranlagenzulauf 65 %

?? rasch abbaubare CSB-Inhaltsstoffe mit aktiver Biomasse ca. 35 % der CSB-Fracht

Die Kläranlagen spielen bezüglich akuter Belastungen des Gewässers keine wesentliche Rolle. Dies kann sich aber ändern, wenn der Schlamm aus der Nachklärung ausgewaschen wird, was im Starkregenfall durchaus vorkommen kann [Krebs, 2002].

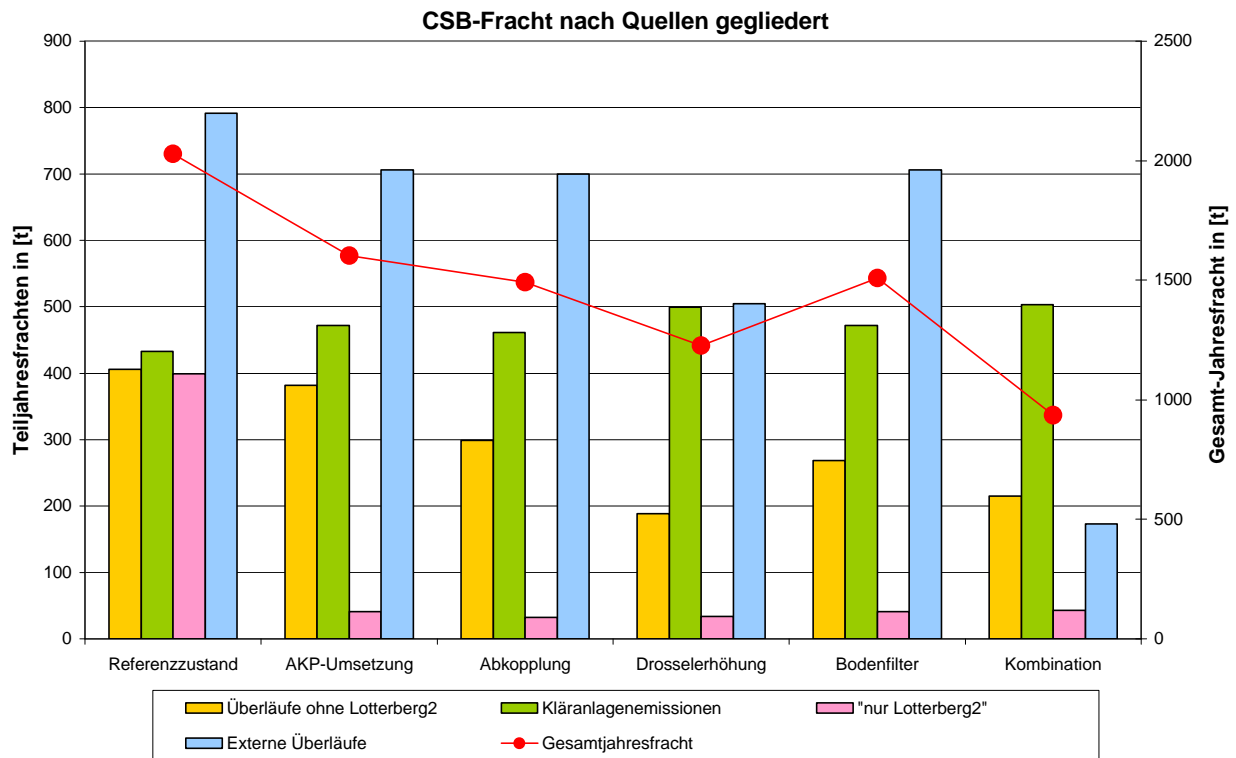


Abbildung 51: CSB Fracht in [t/a] der Siedlungsabflüsse pro Jahr

Die CSB-Jahresfrachten sind als Gesamtsumme (rote Punkte) in Abbildung 51 aufgetragen über die Sekundärachse dargestellt. Die Teilfrachten der Kläranlagen oder Mischwasserentlastungen sind über die Primärachse des Diagrams aufgetragen. Es wird deutlich, dass die CSB-Fracht durch die unterschiedlichen Maßnahmen reduziert werden kann. Die Aufteilung nach Emissionsquellen macht aber auch die Einschränkungen deutlich, deren die Frachtreduktionen unterliegen. Im Teilgebiet „Weilk“ wird der Mischwasserüberlauf „Lotterberg2“ bilanziert. Dieses Überlaufbauwerk ist durch Anschluss immer weiterer Flächen drastisch überlastet und leitet permanent Schmutzwasser in das Gewässer ein. Dieser Umstand ist bekannt und wird durch die im AKP festgeschriebenen Maßnahmen beseitigt. Die Bilanzierung der Frachten ohne das Teilgebiet „Weilk“ lässt noch weitere Schlüsse zu:

- Die emittierte Gesamtfracht aus den Kläranlagen steigt, d.h. es wird mehr Mischwasser über die Kläranlage geleitet und geklärt;
- Die CSB-Fracht über die Überlaufbauwerke außerhalb (Frachten werden nicht in die Glems geleitet) und innerhalb des Einzugsgebietes können durch die AKP-Maßnahmen reduziert werden. Die Reduktion fällt allerdings gering aus.

- Die CSB-Gesamtfrachten und die Überlauffrachten werden durch Abkopplungsmaßnahmen, Drosselerhöhung, durch Bodenfilterbecken und die Kombination der einzelnen Maßnahmen deutlich reduziert.
- Die Bodenfilter reduzieren zwar auch die emittierte Fracht, können aber innerhalb des Einzugsgebiets nicht großflächig umgesetzt werden, dass die erzielte Wirkung größer wäre.

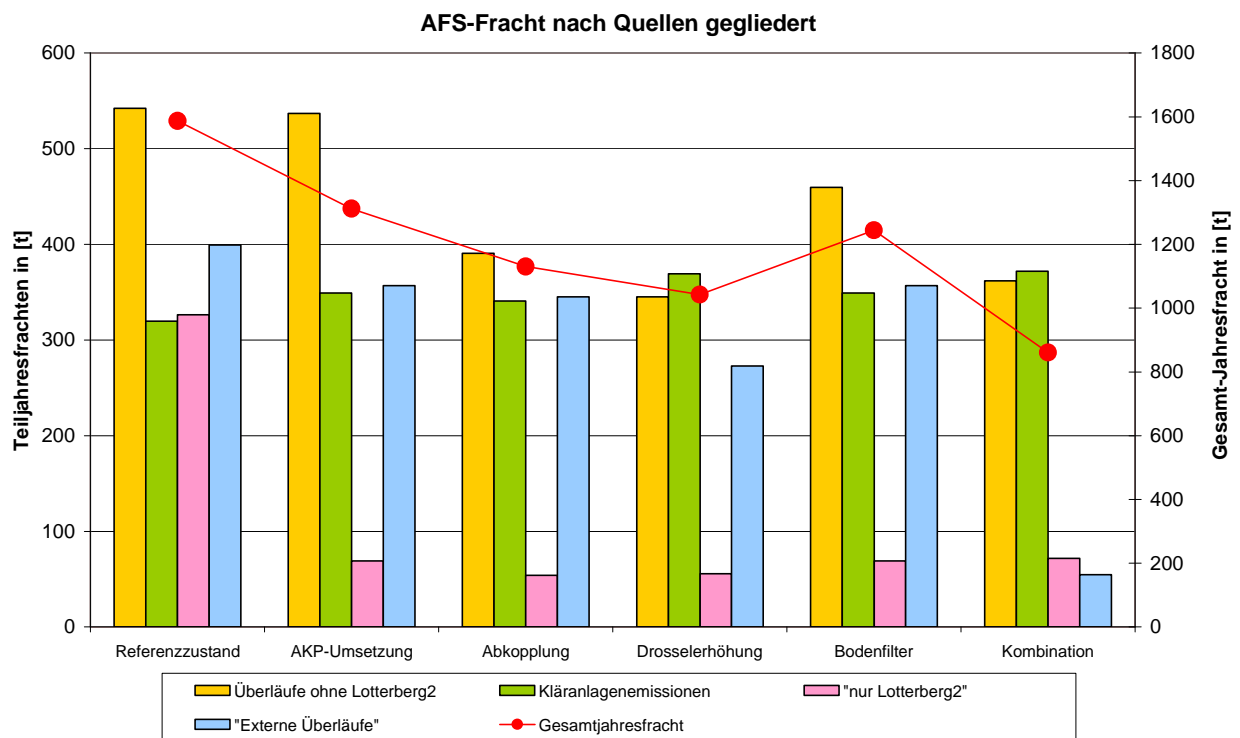


Abbildung 52: AFS Fracht in [t/a] der Siedlungsabflüsse pro Jahr

Die Reduktion der AFS Jahresfrachten wird durch jede der untersuchten Varianten erreicht (s. Abbildung 52). Die Bilanzierung der AFS-Frachten macht auch deutlich, dass die Maßnahmen der Variante AKP-Umsetzung die Teilfrachten „Überlauf“ nicht wesentlich verringern und die Frachten aus den Kläranlagen erhöht werden. Die Reduktion der Gesamtfracht ist auf die Behebung des siedlungswasserwirtschaftlichen Misszustandes am Bauwerk „Lotterberg 2“ zurückzuführen.

Der Vergleich der Reduktionsraten in Abbildung 53 für die AFS- und CSB- und BSB-Frachten bezogen auf die Überläufe im Einzugsgebiet zeigt, dass die Abkopplungsmaßnahmen die Stoffströme Schmutzwasser und Regenwasserabfluss trennen. Die Reduktionsrate für die vornehmlich aus den Niederschlagsabflüssen stammende AFS-Fracht ist höher als die Reduktion der CSB- und BSB Frachten, die hauptsächlich aus dem Abwasser stammen. Für alle anderen Maßnahmen gilt dies nicht (vgl. auch Tabelle 16). Die AKP-Maßnahmen reduzieren die Frachten im IST-Zustand nur um 7 % (BSB), 6 % (CSB) und 1 % AFS.

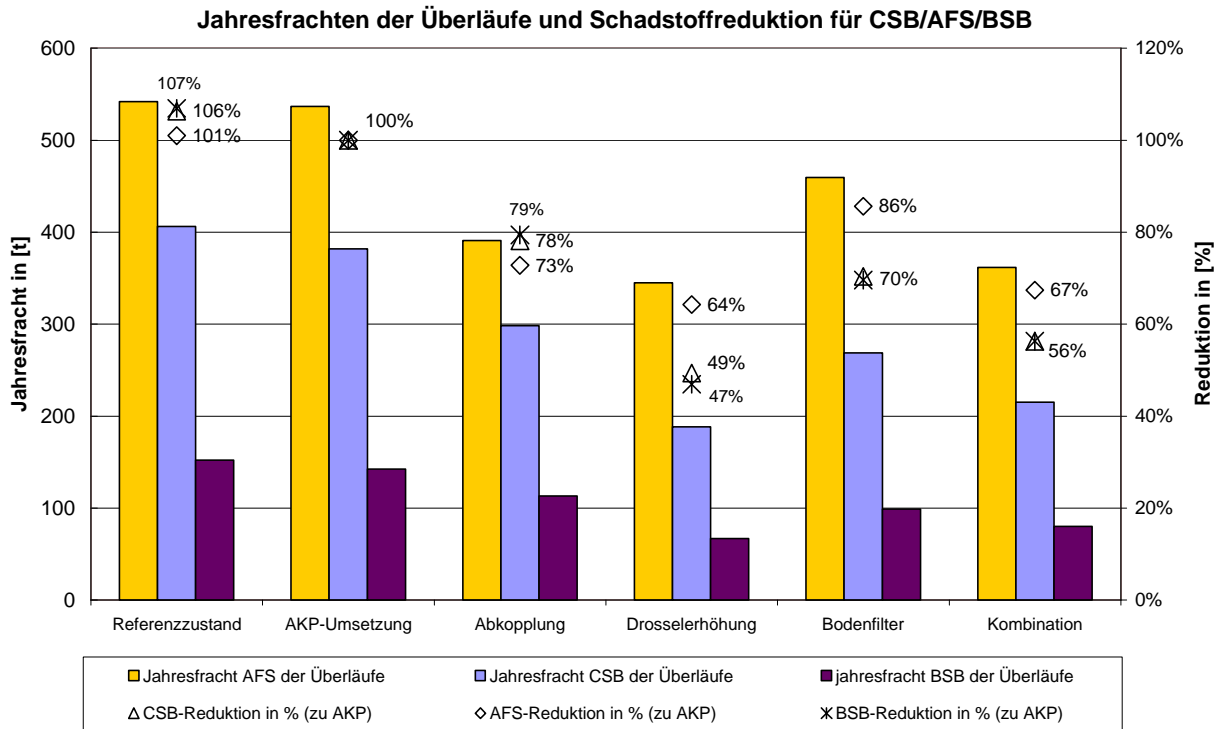


Abbildung 53: Jahresfrachten in [t/a] und Wirkungen bezogen auf die Überläufe im Einzugsgebiet (ohne Lotterberg 2)

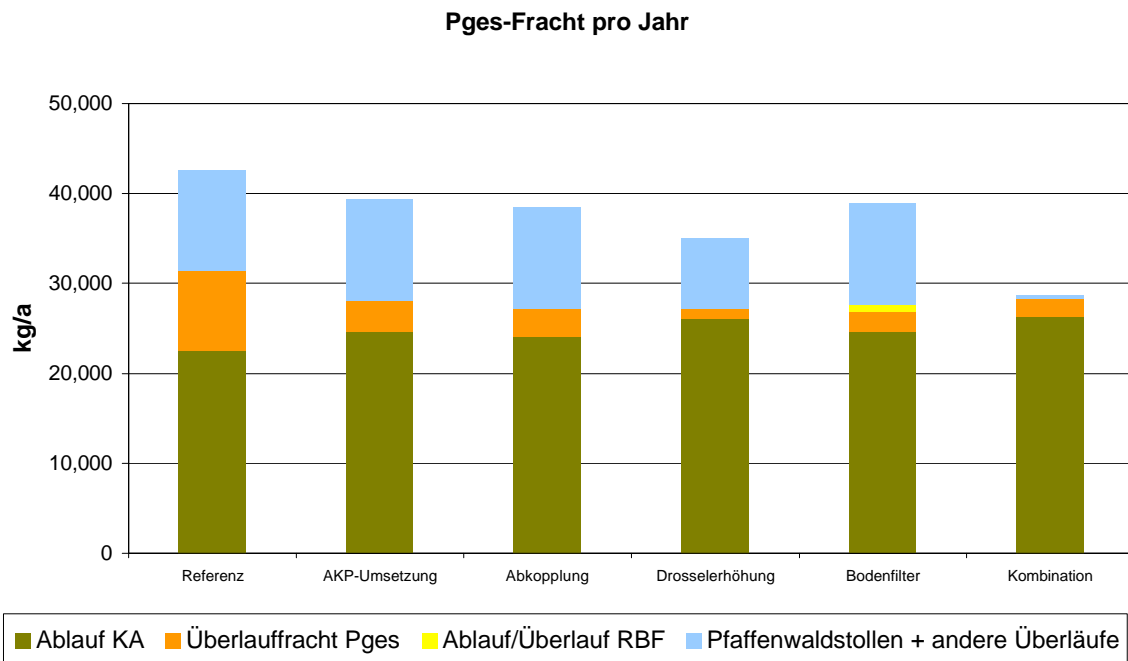


Abbildung 54: Pges Frachten in [kg/a] der Siedlungsabflüsse für das Gesamteinzugsgebiet

NO₃-Fracht pro Jahr

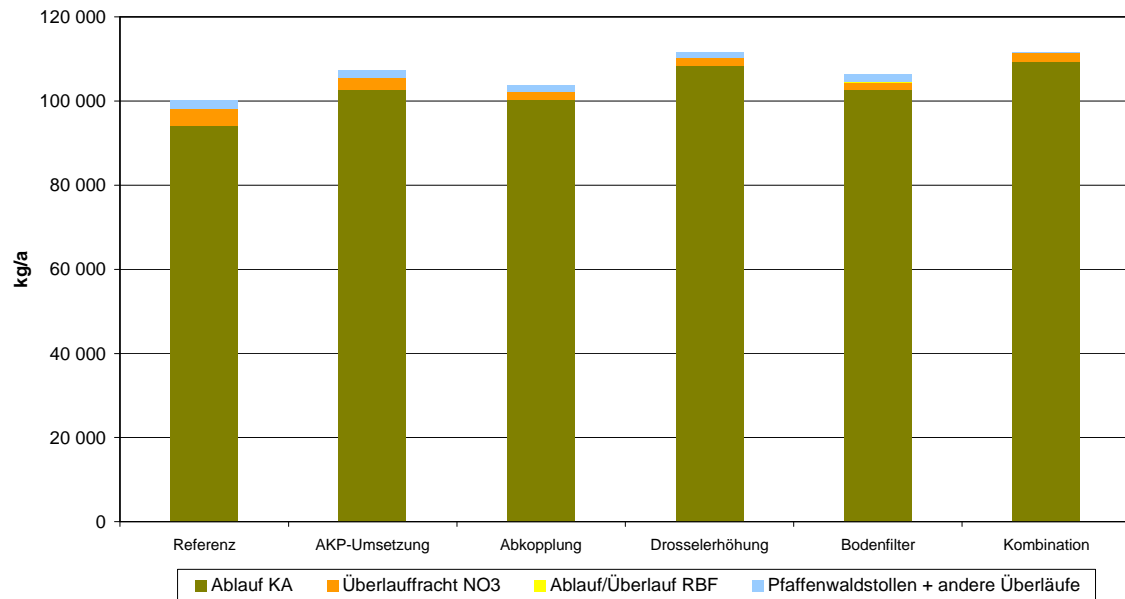


Abbildung 55: NO₃ Frachten in [kg/a] der Siedlungsabflüsse für das Gesamteinzugsgebiet

Für die Nährstoffe Phosphor (hier als P_{gesamt}) und Nitrat gilt generell, dass die Hauptfracht innerhalb eines Flussgebietes aus landwirtschaftlichen Quellen stammt [Behrendt, al., 1999]. Die Anteile der Siedlungsgebiete an den Nährstofffrachten werden vor allem über die Kläranlagen eingetragen. Dies gilt insbesondere für Nitrat (s. Abbildung 55). Beachtlich ist, dass die Phosphorfracht der Mischwasserüberläufe minimiert werden kann (s. Abbildung 54). Weitere Bilanzen zu berechneten Schadstoffen finden sich im Anhang.

9.2.1 Einordnung der Ergebnisse

Die Simulationsergebnisse werden Ergebnissen anderer Untersuchungen gegenübergestellt: Zusammenfassenden Darstellungen der Schmutzfrachten von Brombach/Weiß [Brombach, Weiß, 2004], einer Arbeit zur integrierten Simulation von Kläranlage und Kanalnetz von Grüning [Grüning, 2002] sowie einer Untersuchung von Seggelke & Rosenwinkel [Seggelke & Rosenwinkel, 2004] zur integrierten Bewirtschaftung von Kanalnetz und Kläranlage.

Die Vergleiche sind unter dem Vorbehalt zu sehen, dass im Falle der Glems ganze Kläranlageneinzugsgebiete berechnet wurden, die Prozesse auf den Kläranlagen allerdings nur grob bilanziert worden sind. Die Untersuchungen von Grüning und Seggelke & Rosenwinkel simulieren zwar die Prozesse auf der Kläranlage, betrachten aber nicht das gesamte Einzugsgebiet der Kläranlage oder des Gewässers.

In Abbildung 56 werden Werte von Brombach & Weiß gezeigt, die für eine beispielhafte Annahme die Schadstofffrachten bilanziert wurden [Brombach, Weiß, 2004]. Die gewählten Ablaufkonzentrationen unterscheiden sich aber teilweise erheblich von den Ablaufwerten die für die vorliegende Simulation verwendet wurden. Die unterschiedliche Gewichtung der Kläranlagenabläufe kommt dadurch zu Stande.

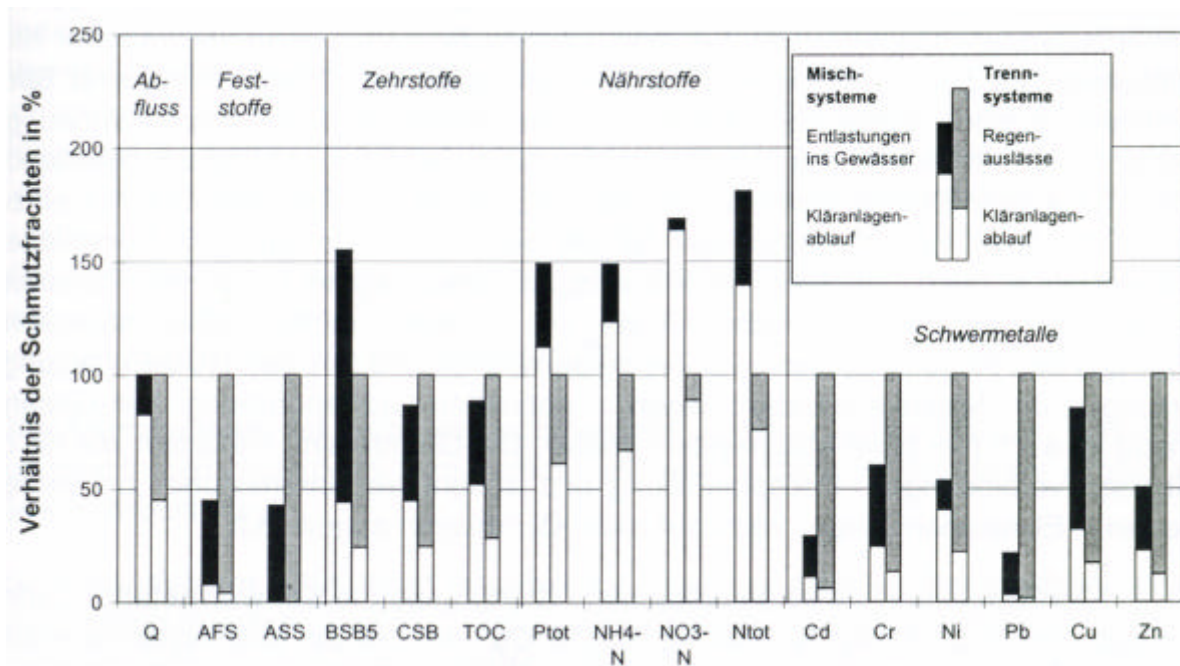


Abbildung 56: Schmutzfrachtquellen für Trenn- und Mischsysteme (Quelle [Brombach, Weiß, 2004])

Prinzipiell lassen aber auch die Zahlen von Brombach/Weiß den Schluss zu, dass ein Hauptaugenmerk der Sanierung der siedlungswasserwirtschaftlichen Systeme auf den Mischwasserüberläufen, bezogen auf die Parameter CSB, BSB und AFS, liegen sollte. Dies gilt besonders für den CSB, da der durch Kläranlagen emittierte Anteil weitgehenden nicht zu einer Sauerstoffzehrung im Gewässer beiträgt. Die Bilanzierung der Ergebnisse für die Trennsysteme zeigt, wie wichtig es ist den Regenwasserabfluss weitgehend von Schadstoffen freizuhalten. Analog zu Sieker wird in Tabelle 38 ein Szenarienvergleich gezeigt. Bei einer günstigen Maßnahmenkombination kann die Verhältniszahl von Kläranlagenablauffracht zu Überlauffracht auf 0,85 reduziert werden [Sieker, 2003].

Tabelle 38: Vergleich der niederschlagsbedingten CSB-Frachten [in kg/a] für das Glems-Einzugsgebiet

	Referenz-zustand	AKP-Zustand	Abkopplung	Drossel-erhöhung	Bodenfilter	Kombination
Ablauf KA	432 757	472 408	461 329	499 415	472 408	503 055
Überlauffracht CSB	805 364	423 332	330 793	222 310	310 302	258 169
Externe Überläufe	791 418	706 087	699 531	504 408	838 279	173 664
Summe Überläufe	1 596 781	1 129 420	1 030 324	726 718	1 148 582	431 833
Verhältnis Überlauffracht / Kläranlagenfracht	3.68	2.39	2.23	1.45	2.43	0.85

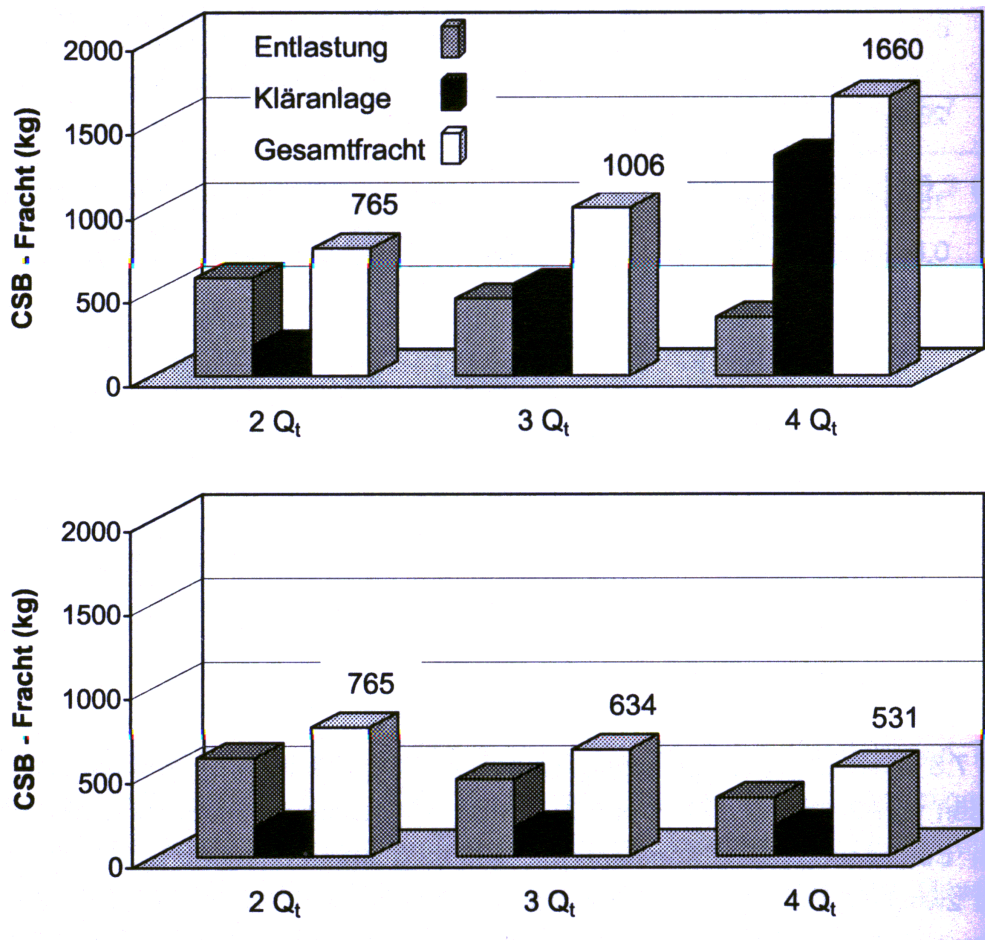


Abbildung 57: Simulierte Wirkung der Drosselabflusserhöhung auf die Frachtemission für den Parameter CSB, Quelle: [Grüning, 2002]

Grüning zeigt in seiner Arbeit die reduzierende Wirkung der Erhöhung des Drosselabflusses zur Kläranlage unterteilt nach Kläranlagenemission, Entlastungsemission und Gesamtfracht [Grüning, 2002]. Basis hierfür ist eine dynamische Kläranlagensimulation. Beispielhaft für die dreifache und vierfache Zulaufmenge zur Kläranlage wird in der unteren Hälfte der Abbildung 57 die Reduktion der Gesamtfracht deutlich. Die obere Hälfte der Abbildung zeigt die Frachtemission bei unzureichender Aufnahmekapazität der Nachklärung und Schlammabtrieb. Die Erhöhung des Kläranlagenzuflusses kann die Gesamtfracht um ca. 30 % und die Entlastungsfracht um ca. 50 % reduzieren. In der vorliegenden Arbeit wurden eine Reduzierung der Gesamtfracht des AKP-Zustandes von 1600 t/a auf 1200 t/a (Reduktion um ca. 25%) berechnet. Für die Entlastungsfrachten wurden Reduktionen von 1100 t/a im AKP-Zustand auf 680 t/a (Reduktion von ca. 36 %) für das Szenario Drosselerhöhung berechnet.

Die Simulationen von Grüning bestätigen die positiven Effekte der Drosselabflusserhöhung auf die Frachtbelastung in vergleichbaren Größenordnungen. Deutlich wird aber auch, welchen Einschränkungen dieses Szenario unterliegt: Die Kläranlage muss in der Lage sein die erhöhten Mengen zu verarbeiten, da ansonsten die reduzierende Wirkung durch erhöhten Schlammabtrieb zu einer erhöhten Schadstofffracht in das Gewässer führt. Diese Gefahr gilt allerdings unabhängig von der Einstellung der Drosseln im Netz auch für den Ist-

Zustands und zeigt damit weitere Gefahren auf, die durch Niederschlagsabflüsse auf den Kläranlagen entstehen können.

Seggelke & Rosenwinkel zeigen die Reduzierung der Emissionen für zwei Ereignisse bei Erhöhung des Kläranlagenzuflusses für den Schadparameter NH_4 [Seggelke & Rosenwinkel, 2004] [Seggelke 2003].

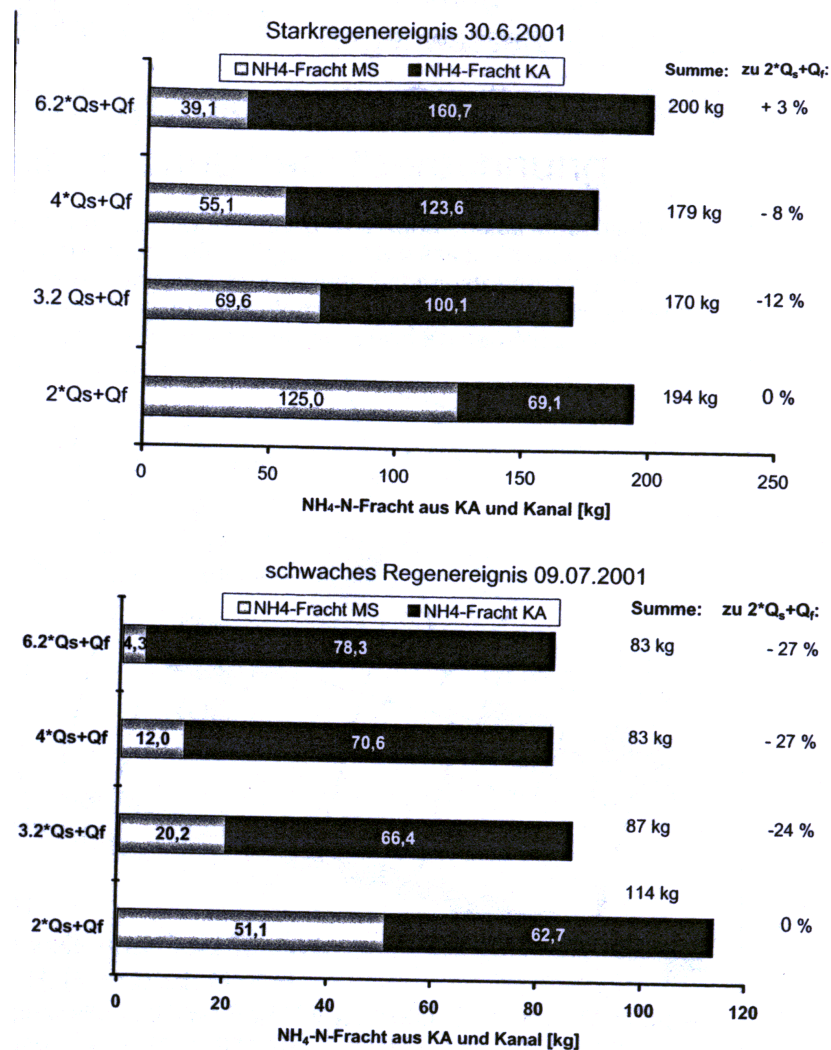


Abbildung 58: NH_4 Frachten nach Erhöhung des Drosselabflusses; Quelle: [Seggelke & Rosenwinkel, 2004]

Für das Juni Ereignis errechneten Seggelke & Rosenwinkel ähnliche Werte wie sie auch die Simulationen für das Gesamteinzugsgebiet der Glems (s. Abbildung 59) simuliert wurden: Das Verhältnis von überlaufbürtigem Eintrag zu kläranlagenbürtigem Eintrag liegt für $2Q_t + Q_f$ bei ungefähr 2:1. Für die Steigerung des Drosselabflusses errechneten Seggelke & Rosenwinkel eine größere Verschiebung hin zu den Kläranlagenemissionen als die Simulationen für die Glems. Deutlich wird aber, dass auch eine Simulation der Kläranlagenprozesse die durch das Schmutzfrachtmodell genäherten Ergebnisse bestätigt. Seggelke & Rosenwinkel zeigen klar, dass es durch die Erhöhung des Drosselabflusses möglich ist, die direkte Schadstoffemission in die Gewässer durch Mischwasserentlastungen zu begrenzen.

NH₄-Fracht pro Jahr

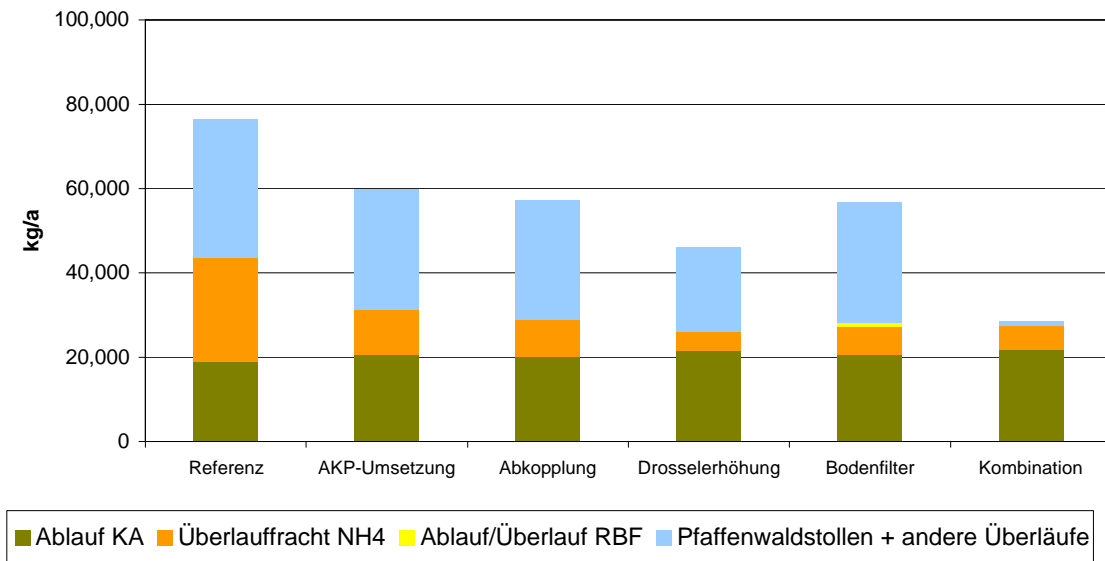


Abbildung 59: NH₄-Fracht in [kg] der Siedlungsabflüsse pro Jahr für das Gesamteinzugsgebiet

9.2.2 Weitere Darstellungen der Berechnungsergebnisse in thematischen Karten

Nachfolgend werden die emittierten Frachten der CSB-Inhaltsstoffe zum einen pro Entlastungsbauwerk als Punkt-Graphik gezeigt und die AFS-Frachten aufsummiert pro Teileinzugsgebiet als Flächen-Graphik.

Die Überlaufmengen werden am effizientesten durch Drosselerhöhung und Abkopplung vermindert. Dafür steigen bei der Drosselerhöhung die Abflüsse der Kläranlagenabläufe, die in den Abbildungen nicht dargestellt sind. Die Bodenfilter können nur an den wenigen Standorten an denen sie vorgesehen sind, wirken. Die Mengenreduzierung ist nicht groß. Die Kombination der Maßnahmen wirkt in der Summe wie die Einzelmaßnahmen vor Ort und damit am gezieltesten. Aber auch hier bleiben drei Bauwerke mit sehr hohen Abflüssen. Die punktuelle Darstellung für die Entlastungsbauwerke zeigt die Möglichkeiten der Reduktion der Frachteinträge. Dabei ist interessant, dass die Maßnahmen an verschiedenen Bauwerken unterschiedlich wirken. Eine pauschale Aussage für das einzelne Bauwerk lässt sich nicht formulieren, dafür sind die Bedingungen in deren Einzugsgebiete (Flächen, Einwohnerzahl, Gewerbe) zu entscheidend.

Die Teilgebietsdarstellungen zeigen die emittierte Fracht pro Teileinzugsgebiet am Beispiel AFS. Hier ist zu sehen, dass die Drosselerhöhung in den Teilgebieten mit Kläranlagenablauf oder bei nacheinander geschalteten Bauwerken eine Verlagerung des Frachteintrages bewirken kann. Dargestellt ist pro thematischer Karte nur ein Vergleich zweier Szenarien. Die fehlenden vier Szenarien sind im Anhang abgebildet.

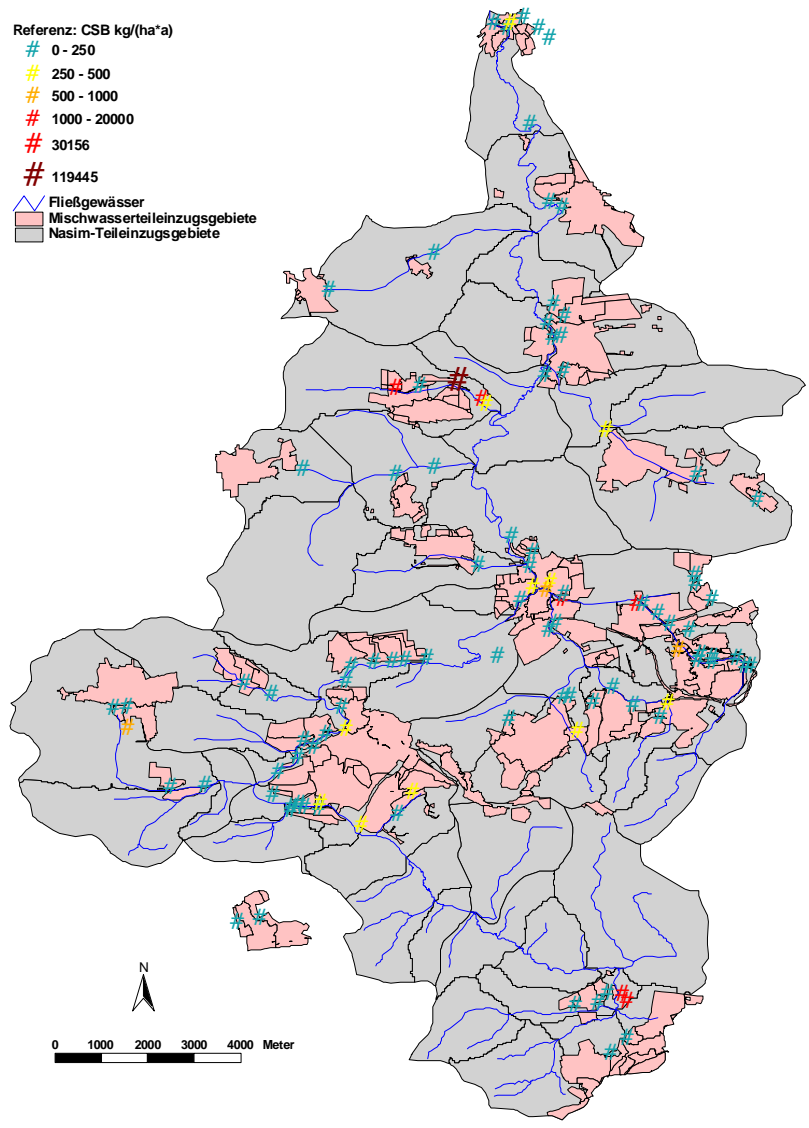


Abbildung 60: Szenario: Referenzzustand: CSB Fracht in [kg/ha*a]

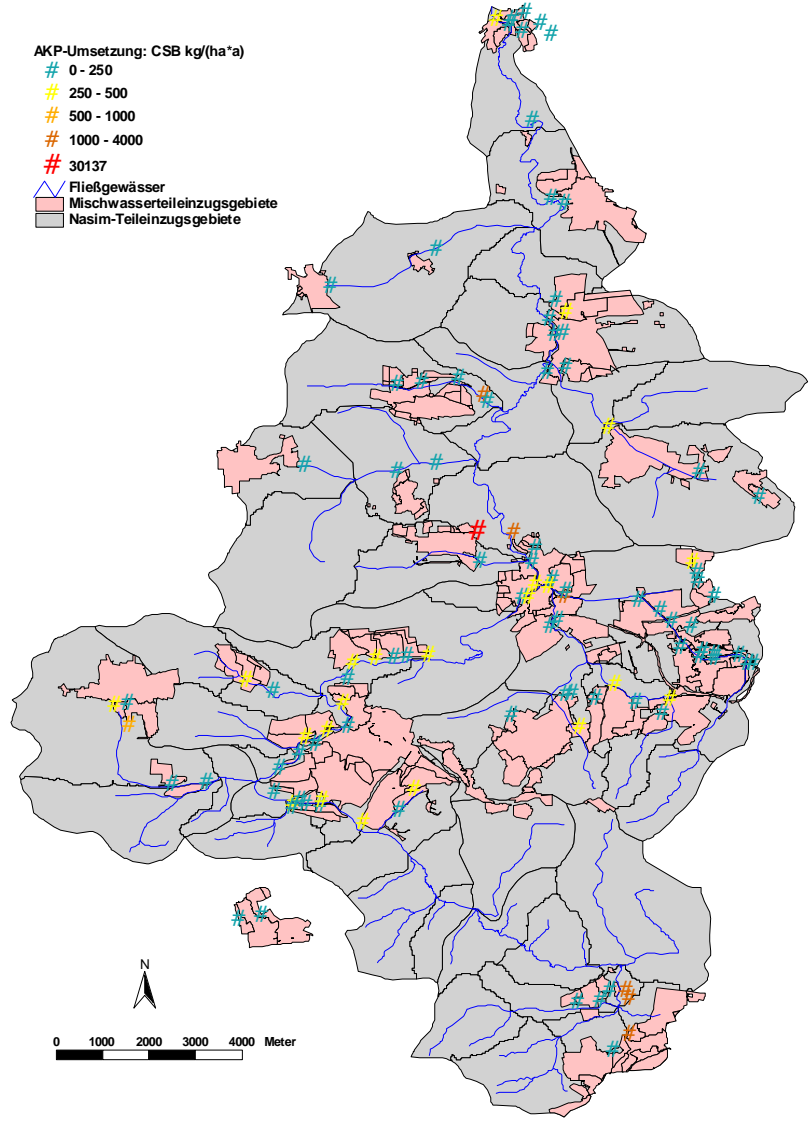


Abbildung 61: Szenario: AKP-Umsetzung: CSB Fracht in [kg/ha*a]

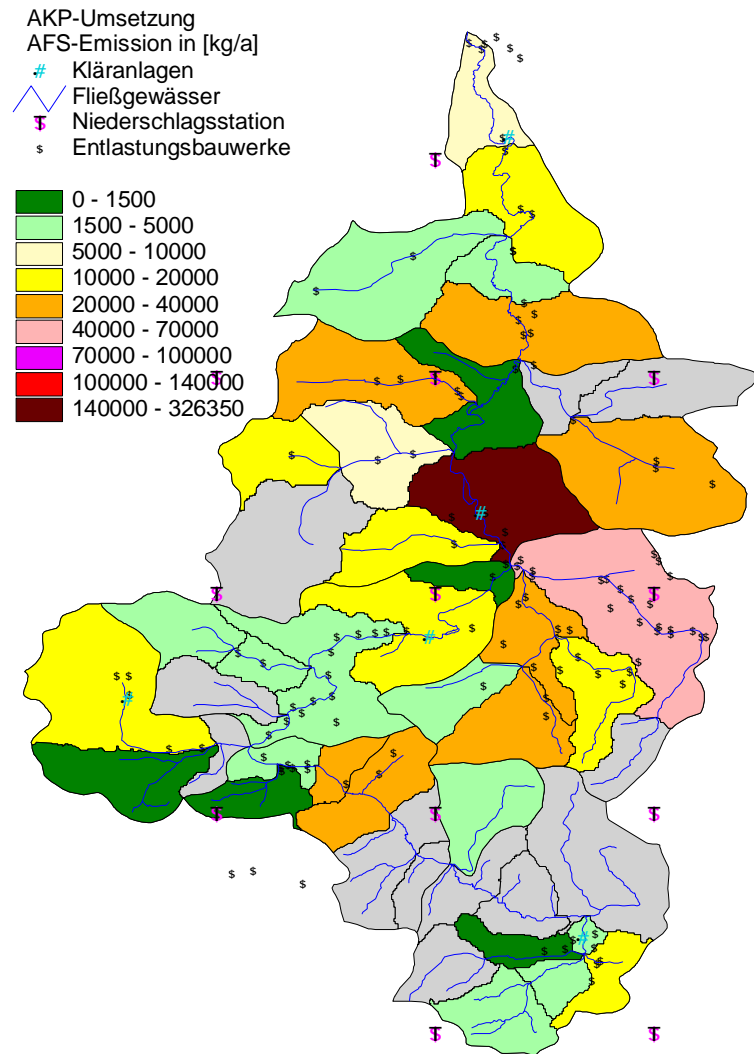


Abbildung 62: Szenario: AKP-Umsetzung: AFS-Fracht pro Jahr und Teilgebiet (in grau Teilgebiete ohne Siedlungsanteil)

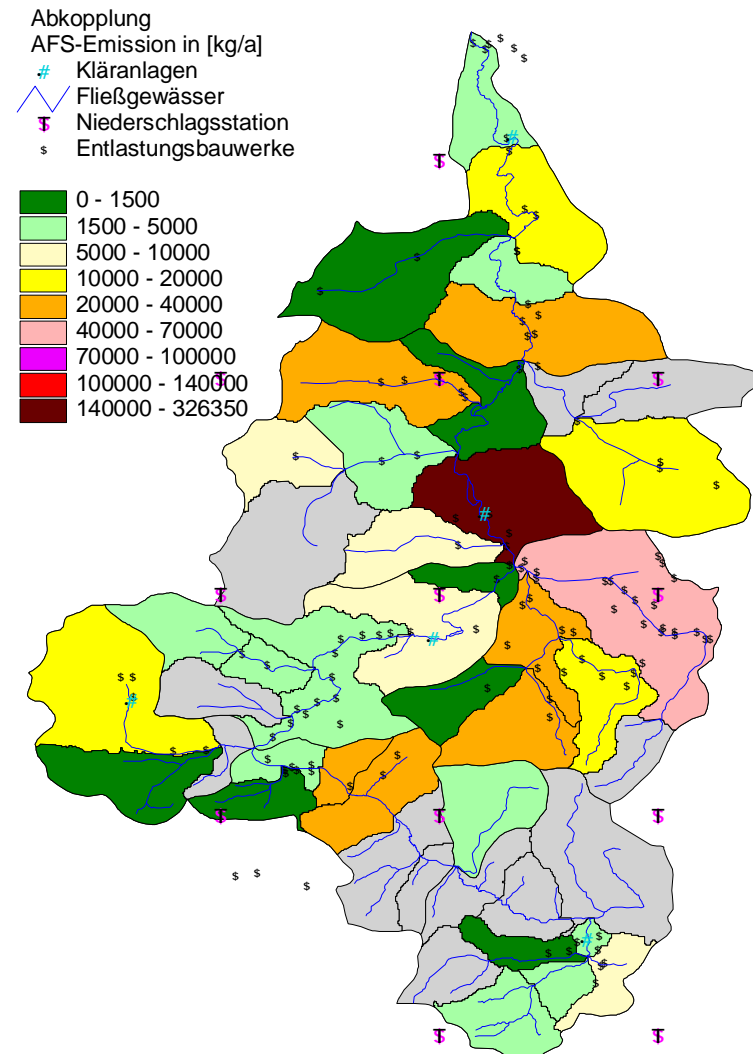


Abbildung 63: Szenario: Abkopplung: AFS-Fracht pro Jahr und Teilgebiet (in grau Teilgebiete ohne Siedlungsanteil)

9.3 Morphologie

9.3.1 Die Anzahl der Überlaufereignisse

Die Anzahl der Überlastungsereignisse, ist ein Kriterium für die Gewässerstrukturgüte als Ausdruck für den hydraulische Stress. Die Anzahl der Überlaufereignisse pro Jahr, ist hierfür pro Entlastungsbauwerk eine interessante Größe. Die nachfolgenden Abbildungen zeigen dies (zusätzlich sind weitere Szenarien im Anhang abgebildet). Die AKP-Umsetzung wirkt auch hier teilweise verschärfend. Es kommt zu einer erhöhten Anzahl der Überlaufereignisse. Die Drosselerhöhung wirkt sich hierbei, neben der Abkopplung, am positivsten aus. An einzelnen Überläufen kann aber auch bei der Entlastungshäufigkeit das Phänomen der Verlagerung hin zu untenliegenden Bauwerken kommen.

9.3.2 Überlaufmenge pro Jahr

Welche Entlastungsbauwerke wie viel Abfluss (in m³/a) in die Glems einleiten, zeigen die anschließend folgenden Graphiken, geordnet nach den einzelnen Szenarien (auch hier sind die fehlenden Szenarien im Anhang zu finden). Es können die Belastungsschwerpunkte punktgenau im Einzugsgebiet aufgefunden werden. Im Referenzzustand fallen die Bauwerke in den Farben rot-lila auf. Hier sind besondere Missstände zu beklagen. Der Pfaffenwaldstollen, im Süden bei Büsnau, entwässert zur Kläranlage nach Stuttgart. Der Überlauf Lotterberg 2 bei Korntal, befindet sich in Sanierung. Hier läuft mehr oder weniger ständig Wasser über. Die Umsetzung der AKP verringert nicht wesentlich die Überlaufmengen.

9.3.3 Der bettbildende Abfluss

Wie eingangs erwähnt, ist eine wesentliche Größe für den morphologischen Zustand eines Gewässers der bettbildende Abfluss in der Größenordnung des HQ1.

Die Berechnung des HQ1 im Rahmen dieses Projektes erfolgte auf zwei Wegen:

- o Durch eine statistische Auswertungen werden die jährlich einmal überschrittenen Überlauf-Abfüsse pro Entlastungsbauwerk ermittelt und für jedes Teilgebiet aufsummiert. Diese werden im folgenden Emissions-HQ1 genannt.
- o Durch die Analyse der NASIM Zeitreihen werden hydrologische Unabhängige Ereignisse ausgewählt und der HQ1 des Teilgebietes mittels einer Plottingformel [Ingenieurgesellschaft Prof. Dr. Sieker mbH, 1998] berechnet (Immissions-HQ1); dieser HQ1 wird mit dem HQ1 des natürlichen Zustandes verglichen, um eine kritische Abweichung anzuzeigen

Die Emissions-HQ1 sind relativ zum Szenario AKP-Umsetzung dargestellt. Das Szenario Referenzzustand weist dadurch im Gegensatz zu den anderen Szenarien die

Verschärfungen des Emissions-HQ1 mit Werten kleiner 100% aus. Für alle anderen Szenarien bedeuten Werte kleiner 100% Verbesserungen.

In den nachfolgenden Abbildungen (s. auch Anhang) sind die Emissions-HQ1 pro Teilgebiet dargestellt und zusammengefasst. Es wird deutlich, dass

- o Die AKP Umsetzung Verschärfungen bringt
- o Die Abkopplung die HQ1 verringern kann

Als Parameter für die morphologisch-hydraulische Gewässergüte wird betrachtet, wie die bettbildenden Abflüsse durch die Ableitung von Regenwasser aus Siedlungsflächen beeinflusst werden. Als bettbildende Abflüsse gelten nach vorherrschender Fachmeinung die Abflüsse, die in etwa einmal pro Jahr überschritten werden (HQ1). Haben sich diese einjährigen Spitzenabflüsse deutlich erhöht, ist davon auszugehen, dass sich ein natürlich entstandenes Flussbett nicht mehr im Gleichgewicht befindet. Folge ist die Notwendigkeit, das Bett durch Ausbaumaßnahmen zu ertüchtigen, was dem Leitbild eines möglichst natürlichen Zustandes widerspricht. Je nach Siedlungsdichte besteht jedoch die Möglichkeit, durch Retentionsmaßnahmen im Bereich der Siedlungsentwässerung dieses Anwachsens der bettbildenden Abflüsse zu vermindern oder zu vermeiden.

Für die Berechnungen werden die Szenarien mit dem potentiell natürlichen Zustand des Einzugsgebietes als Bezugsszenario verglichen. Die Abweichung zum potentiell natürlichen Zustand werden als flächige Information (anstatt Punktabbildungen am Teilgebietsauslass) gezeigt, um eine bessere Lesbarkeit herzustellen.

In den Abbildungen wird für die Szenarien dargestellt, wie sich die HQ1 als Folge der Siedlungsentwicklung gegenüber dem natürlichen Zustand des Einzugsgebietes erhöht hat. Nach der Umsetzung der AKP-Planungen werden bei sechs Nebengewässern der Glems die ehemaligen natürlichen bettbildenden Hochwässer mehr als verdoppelt.

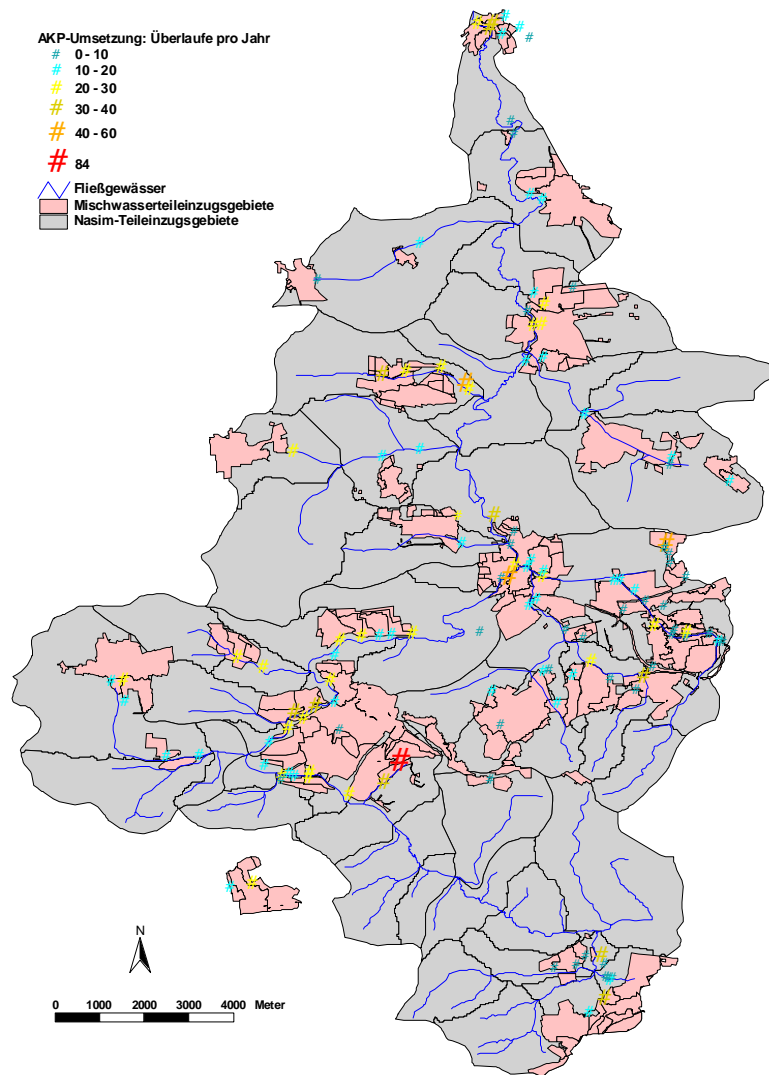


Abbildung 64: Szenario: AKP-Umsetzung: Anzahl Überläufe pro Jahr

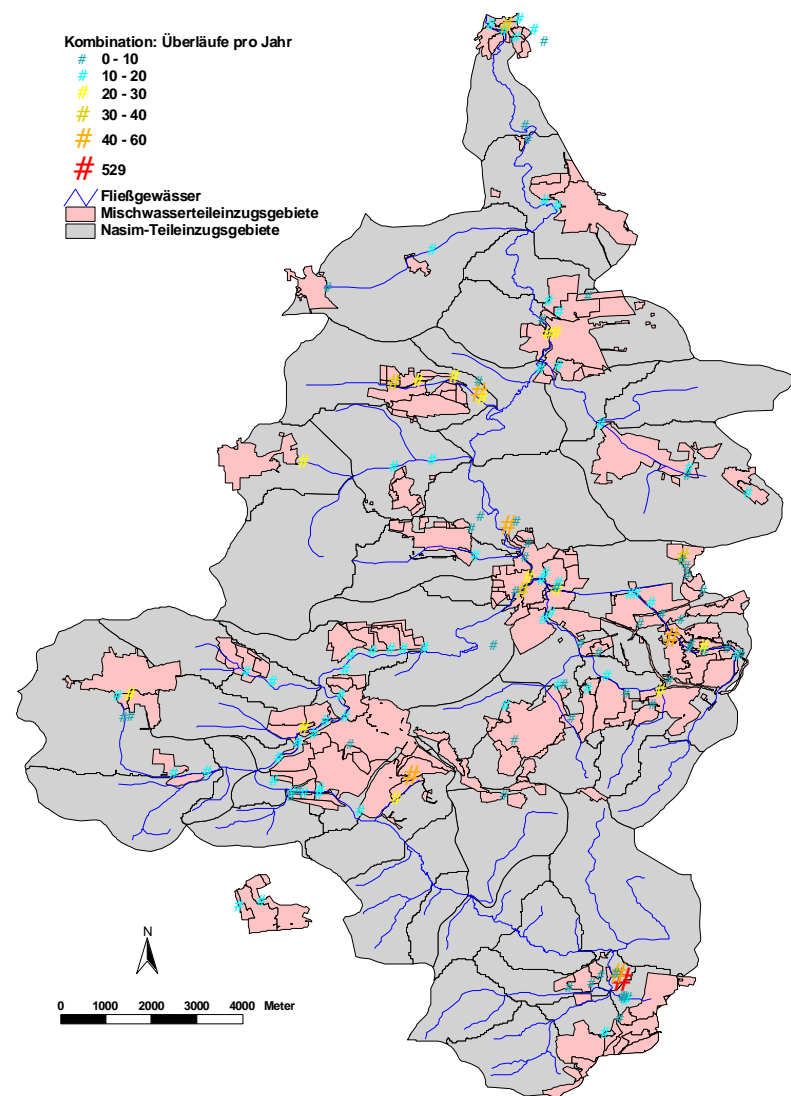
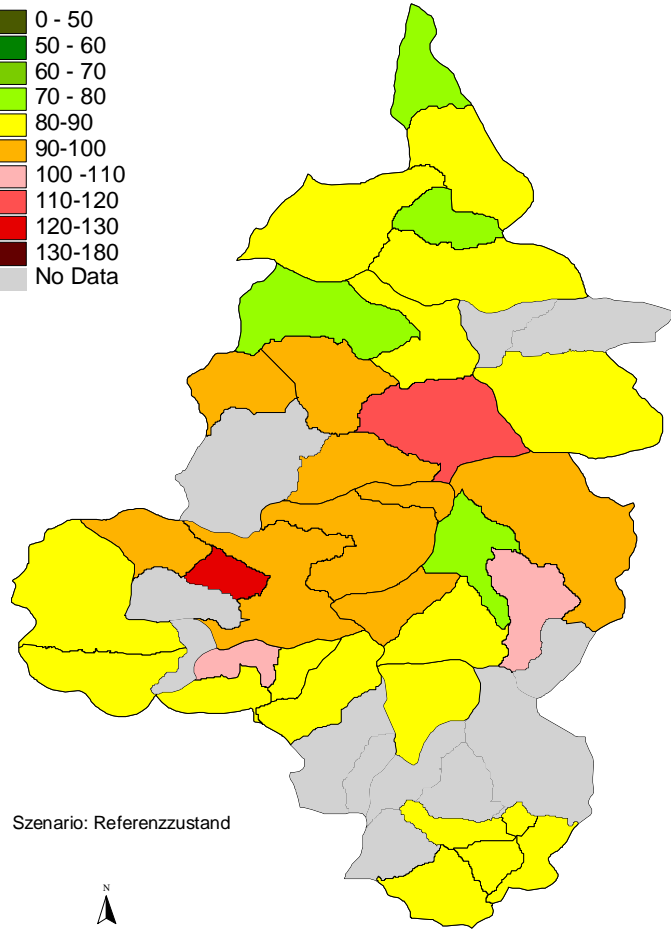
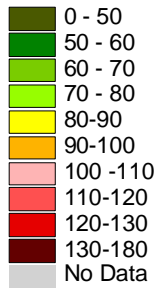


Abbildung 65: Szenario: Kombination: Anzahl Überläufe pro Jahr

Abweichung in %
vom HQ1 der AKP-Umsetzungsvariante
(> 100% Verbesserung; < 100% Verschlechterung)

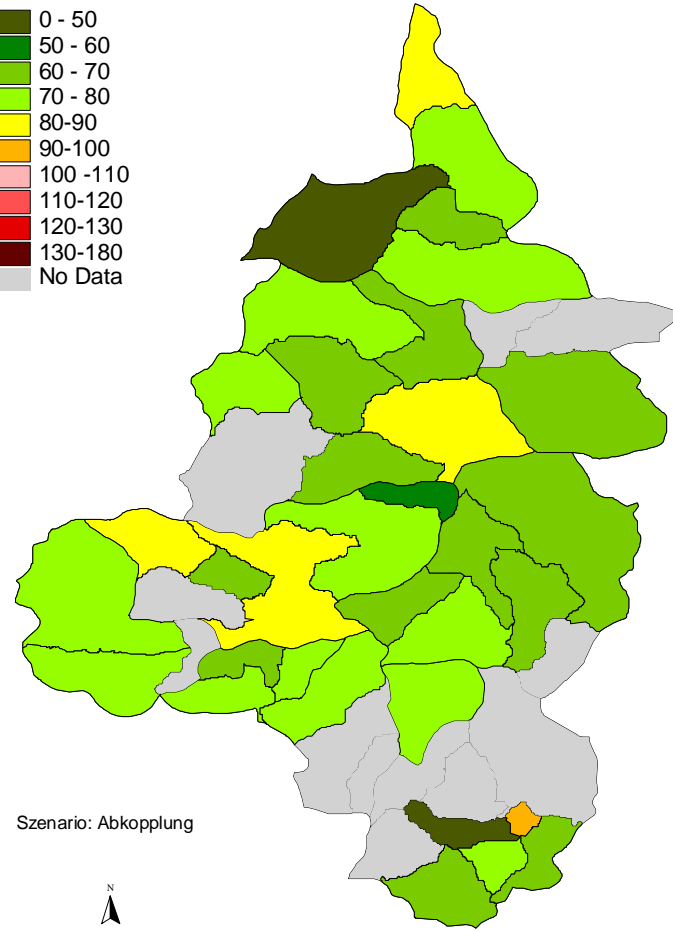
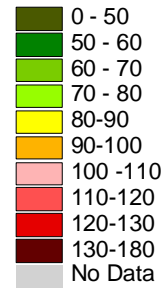


Szenario: Referenzzustand



Abbildung 66: Szenario: Referenzzustand: Abweichung von Emissions-HQ1

Abweichung in %
vom HQ1 der AKP-Umsetzungsvariante
(< 100% Verbesserung; > 100% Verschlechterung)

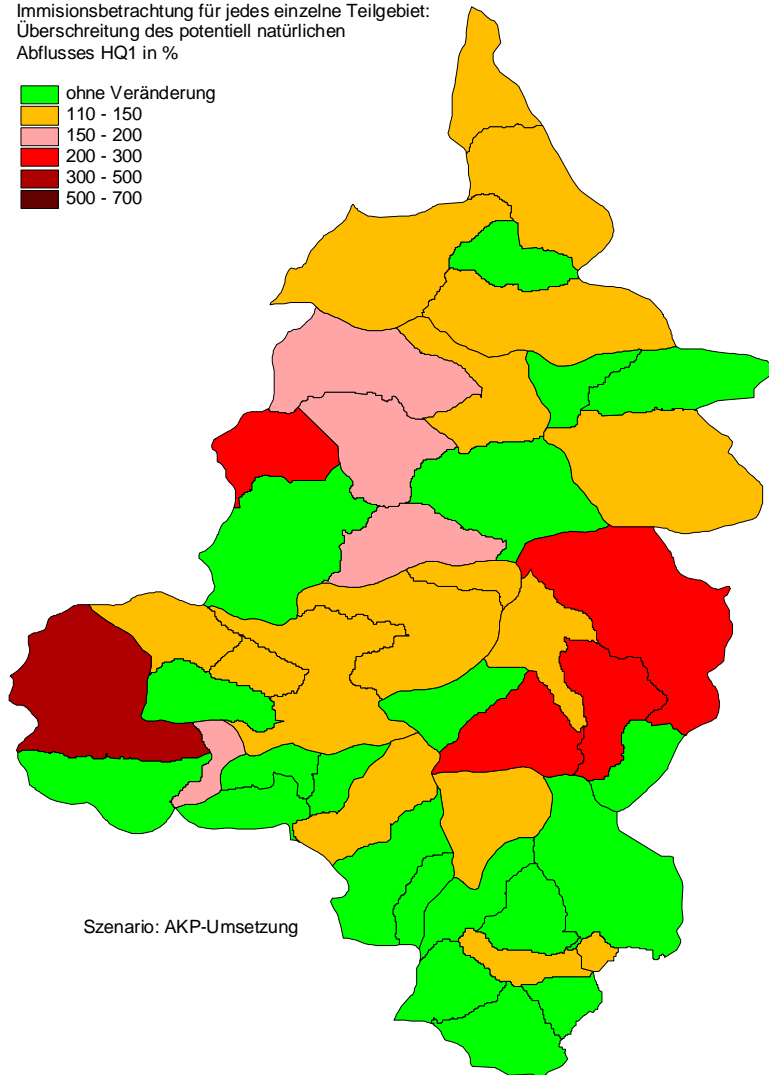
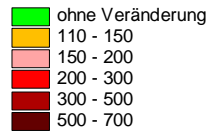


Szenario: Abkopplung



Abbildung 67: Szenario: Abkopplung: Abweichung von Emissions-HQ1

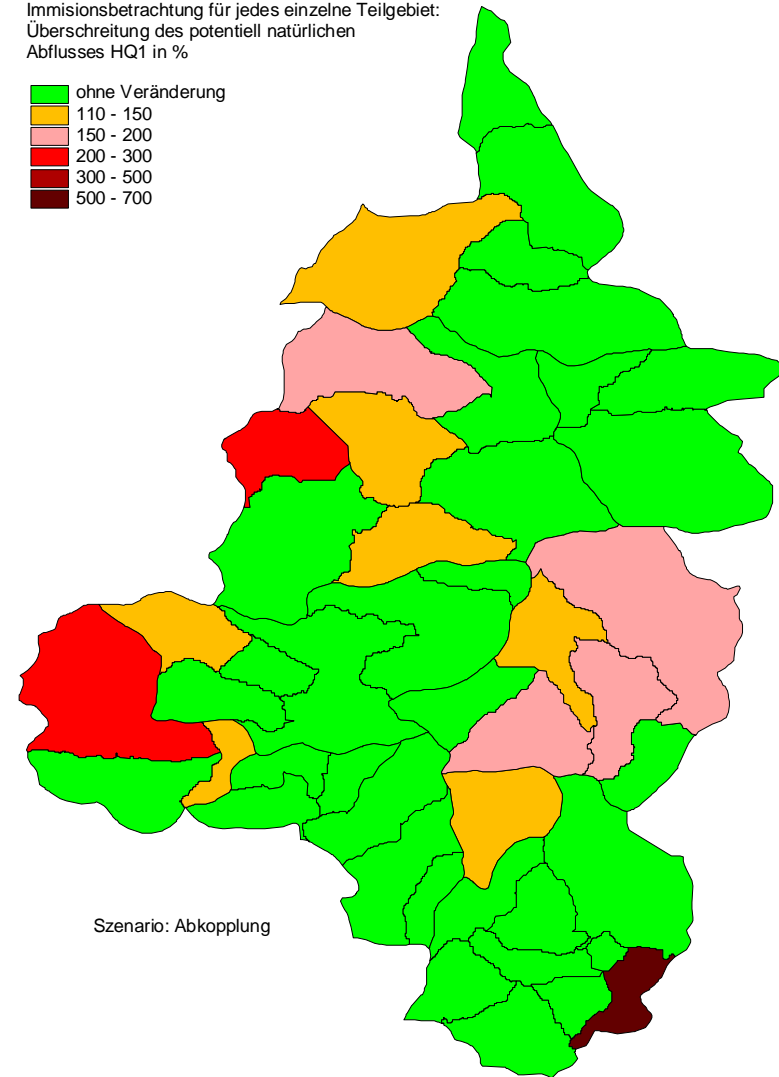
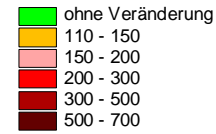
Immisionsbetrachtung für jedes einzelne Teilgebiet:
Überschreitung des potentiell natürlichen
Abflusses HQ1 in %



Szenario: AKP-Umsetzung

Abbildung 68: Szenario: AKP-Umsetzung: Abweichung von Immissions-HQ1

Immisionsbetrachtung für jedes einzelne Teilgebiet:
Überschreitung des potentiell natürlichen
Abflusses HQ1 in %



Szenario: Abkopplung

Abbildung 69: Szenario: Abkopplung: Abweichung von Immissions-HQ1

9.4 Konzentrationsveränderungen

Der folgende Abschnitt „Konzentrationsveränderungen“ zeigt die Berechnungen des Gewässergütemodells. Vorgestellt werden hier die Frachten für die Schad- und Nährstoffe (AFS, CSB, BSB, NO₃, P_{ges}, NH₄, und Norg).

9.4.1 Vorbemerkungen

Im Verlauf der Arbeit musste von einer Reihe von Zielen der Gewässergütemodellierung abgerückt werden. Die Gründe hierfür sind abgesehen von der teilweise unzureichenden Datengrundlage vorwiegend in der hydrodynamischen Abflusssimulation zu suchen. Darüber hinaus sind Probleme bei der Anwendung des Programms aufgetreten, die keinem konkreten Berechnungsbaustein zugeordnet werden können.

Die stärksten Einschränkungen in der Gewässergütemodellierung sind zum einen die räumlichen Begrenzung auf den Gewässerabschnitt zwischen der Gütemessstelle Glemseck (EN 608) und der Gütemessstelle (EN 616) oberhalb der Stadt Ditzingen im Bereich der Zechlesmühle und zum anderen die zeitliche Beschränkung auf zwei Niederschlagsereignisse im Sommer des Jahres 2000 bzw. im Winter 2000/ 2001

Den Angaben der Modellbeschreibung des ATV-Gewässergütemodells zufolge ist die Modellierung der Glems mit ca. 43 Flusskilometern zuzüglich ihrer Nebengewässer durchaus möglich. In der praktischen Anwendung des Modells führte die Eingabe des Gesamtsystem jedoch zu großen Problemen. Die Verarbeitung der Eingabedaten überlastete das Modell, was sich durch extrem lange Reaktionszeiten bemerkbar machte. Einige Eingabeelemente konnten nicht mehr geöffnet werden, so dass eine Verkleinerung des Betrachtungsraumes unumgänglich war.

Ausgewählt wurde der Gewässerabschnitt um Leonberg, da es sich um einen besonders intensiv beeinflussten Gewässerbereich handelt, in dem sich die Gewässergüte deutlich verändert. Diese Einschätzung lässt sich aus der Gewässergüte- und Gewässerstrukturgütekartierung ableiten und entspricht dem visuellen Eindruck der Gewässererkundung. Das im Gewässergütemodell betrachtete Teileinzugsgebiet umfasst 15,4 Flusskilometer der Glems, die Nebengewässer Eisengriffgraben/ Wasserbach und Gebersheimer Bach, die Kläranlagen Rutesheim (am Gebersheimer Bach) und mittleres Glemstal (an der Glems) sowie die Wehre der Mühlen Zechlesmühle, Tonmühle, Fleischmühle, Felsensägmühle und Clausenmühle, die mit ihren Eigenschaften im unteren Teil der Tabelle aufgeführt sind. Das Gebiet um Leonberg teilt sich in 13 Einzugsgebiete auf, dessen diffuse Zuflüsse von den natürlichen Flächen mit NASIM berechnet wurden. Im Einzugsgebiet befinden sich 31 Entlastungsbauwerke, die bei Überlastung der urbanen Entwässerungssysteme Mischwasser in die Glems und ihrer Nebengewässer einleiten. Zum welchen Zeitpunkt und in welchem Umfang dies geschieht, wurden mit den Modell STORM berechnet.

Der Abfluss aus dem Gebiet oberhalb von Leonberg wurde in NASIM lediglich mengenmäßig berechnet. Im Oberliegerbereich liegen die Stuttgarter Stadtteile Vaihingen und Büsnau, die mit ihren Kläranlagenabläufen und Mischwassereinleitungen durchaus eine Vorbelastung für den Zufluss ins Gewässergütemodell darstellen. Unabhängig vom Szenario wurden die Gewässergüteeigenschaften für diesen Zufluss nicht variiert, sondern entsprechend den Angaben der Gütemessungen der LfU konstant gehalten. Bei der Bewertung der Ergebnisse des Gewässergütemodells muss berücksichtigt werden, dass die positiven oder negativen Einflüsse auf die Gewässergüte durch Maßnahmen in Vaihingen oder Büsnau nicht in die Modellierung mit einfließen konnten. Diese Einschränkung kommt insbesondere bei der Kombinationsvariante zum tragen, da der vergrößerte Abfluss wahrscheinlich zu einer Verdünnung der Schmutzstofffrachten führen würde.

Um den Abfluss in dem gewählten Flusssystem dynamisch berechnen zu können, mussten weitere Systemmodifizierungen vorgenommen werden. Die Tatsache, dass der Abflussbaustein keine Gewässerabschnitte oder Abflusssituation berechnen kann, in denen es zu kritischem bzw. schießendem Abfluss kommt, war für die Fragenstellung dieses Projektes von besonderem Nachteil. Mit schießenden Abflüssen und somit Problemen bei der dynamischen Abflusssimulation ist immer dort zu rechnen, wo schlagartig große Einleitungsmengen einem Gewässer mit relativ geringer Wassertiefe zufließen. Diese hydraulische Situation tritt im Grunde an jedem anspringenden Entlastungsbauwerk auf.

Dem Problem wurde entgegnet, indem extreme Steilstrecken, die bereits ohne Mischwassereinleitung zu schießendem Abfluss tendierten, „entschärft“ wurden. Das bedeutet, dass das Sohlgefälle der Glems vergleichmäßig werden musste. Darüber hinaus wurden die Querprofile der Glems vereinfacht, um die Kontinuität des Abflusszustandes zu verbessern. Da diese Eingriffe für ein lauffähiges Ersatzsystem nicht ausreichten, musste der Trockenwetterabfluss in der Glems in den Winterszenarien um konstant $0,25 \text{ m}^3/\text{s}$ und in den Sommerszenarien um $0,35 \text{ m}^3/\text{s}$ angehoben werden. An einigen Einleitungspunkten mit besonders ungünstigem Verhältnis zwischen Einleitungsmenge und Gewässerabfluss mussten so genannte virtuelle Stützwehre eingefügt werden, die den Wasserstand bereichsweise künstlich anheben, aber keinen Einfluss auf die Gewässergüteberechnungen haben.

Ebenfalls mit dem Ziel einer stabil rechnenden dynamischen Abflusssimulation, wurde der Ortschrittweite auf 50 Meter festgelegt. Das bedeutete, dass der hydraulischen Langschnittes der Glems vom Gewässergütemodell in 362 Abschnitte untergliedert wurde. Gleichzeitig wurde der relativ kurze Berechnungszeitschritt von fünf Minuten aus der STORM- bzw. NASIM-Simulation übernommen, um die sehr kurz und intensiv auftretenden Mischwassereinleitung in ihrer Dynamik erfassen zu können. Aus der Multiplikation von vielen Ortschritten und vielen Zeitschritten ergeben sich bereits bei einem Berechnungszeitraum von einem Monat nicht beherrschbare Datenmengen. Da auf die Art und den Umfang der ausgegebenen Simulationsergebnisse nur über den Orts- und Zeitschritt Einfluss genommen werden kann, musste von einer Langzeitsimulation

abgesehen werden. Stattdessen wurden die aufgestellten Szenarien während der Niederschlagsperioden

- vom 16. August 2000 0:00 Uhr bis 21. August 2000 10:00 (5 Tage und 10 Stunden entsprechen 1560 Zeitschritten) mit einer max. Intensität von ca. 13mm in 2 h und
- vom 31. Januar 2001 0:00 bis 6. Februar 2001 0:00 (6 Tage entsprechen 1728 Zeitschritten) mit einer max. Intensität von ca. 30 mm in 60 h

betrachtet.

9.4.2 Simulationsergebnisse für die organische Gewässerbelastung (BSB₅) und die Gewässerbelastung mit Schwebstoffen (abfiltrierbare Stoffe - AFS)

Da die gravierenden Einschränkungen der Gewässergütesimulation nicht zu Fehlinterpretationen führen soll, werden die Ergebnisse nur stark eingeschränkt gezeigt (s. auch Anhang). Aus diesem Grund wird auch auf eine tiefer gehende Interpretation verzichtet.

Um die Ergebnisse der Gewässergütesimulation in ihrer räumlichen und zeitlichen Dynamik darstellen zu können, werden im Folgenden Serien von Gewässerzuständen dargestellt. Für jeweils den Güteparameter (BSB₅) wurden die berechneten Konzentrationen entlang der Glems für vier aufeinander folgende Zeitpunkte dargestellt. Die Zeitpunkte liegen jeweils 5 Stunden auseinander, so dass insgesamt die Veränderung der Konzentrationen über einen Zeitraum von 15 Stunden beobachtet werden kann. Der Zeitraum wurde so gelegt, dass die erste Momentaufnahme unmittelbar vor dem Mischwasserentlastungsereignis liegt. Die beiden daran anschließenden Gewässerzustände dokumentieren die Situation während bzw. kurz nach dem Ereignis. Die letzte Momentaufnahme soll einen Eindruck vermitteln, welche Konzentrationen sich nach Ende der Mischwassereinleitungen in der Glems einstellen.

Die zweite Darstellungsart ist eine ortsgebundene aber zeitlich variable Darstellung. Die berechneten Konzentrationsganglinien zeigen die Situation am Modellauslass.

9.4.3 Interpretation der Simulationsergebnisse

Aus den dargestellten Gewässergüteserien können eine Reihe von Prozessen abgelesen werden. So ist in den meisten Serien gut zu sehen, wo die Belastungen auftreten und wie sich die Schmutzfrachten mit zunehmender Simulationsdauer in Richtung Gebietsauslass bewegen. Interessant ist in diesem Zusammenhang das Zusammenspiel zwischen der Gewässergüte und der Lage der Mischwasserbauwerke, die in den Grafiken als schwarze Kreuze markiert sind.

Nicht so eindeutig ist die Auswirkung der Zuflüsse auf die Gewässergüte der Glems. Beim Sommerregen im August kommt es beispielsweise am Zufluss des Wasserbaches zu einer Erhöhung der Schmutzstoffkonzentration, da über den Wasserbach die Entlastungsfrachten der Regenüberläufe der Gemeinde Rutesheim der Glems zufließen. Dagegen ist dieser negative Einfluss während des Februarereignisses nicht festzustellen. Hier bleiben die

Konzentration in der Glems an der Mündung der Wasserbaches konstant. In einigen Szenarien ist sogar ein leichter Verdünnungseffekt festzustellen.

Zweifelsohne ist zu erkennen, dass das Regenereignis im Februar 2001 deutlich höhere Schmutzfrachten in die Glems transportiert als der Sommerregen im August 2000.

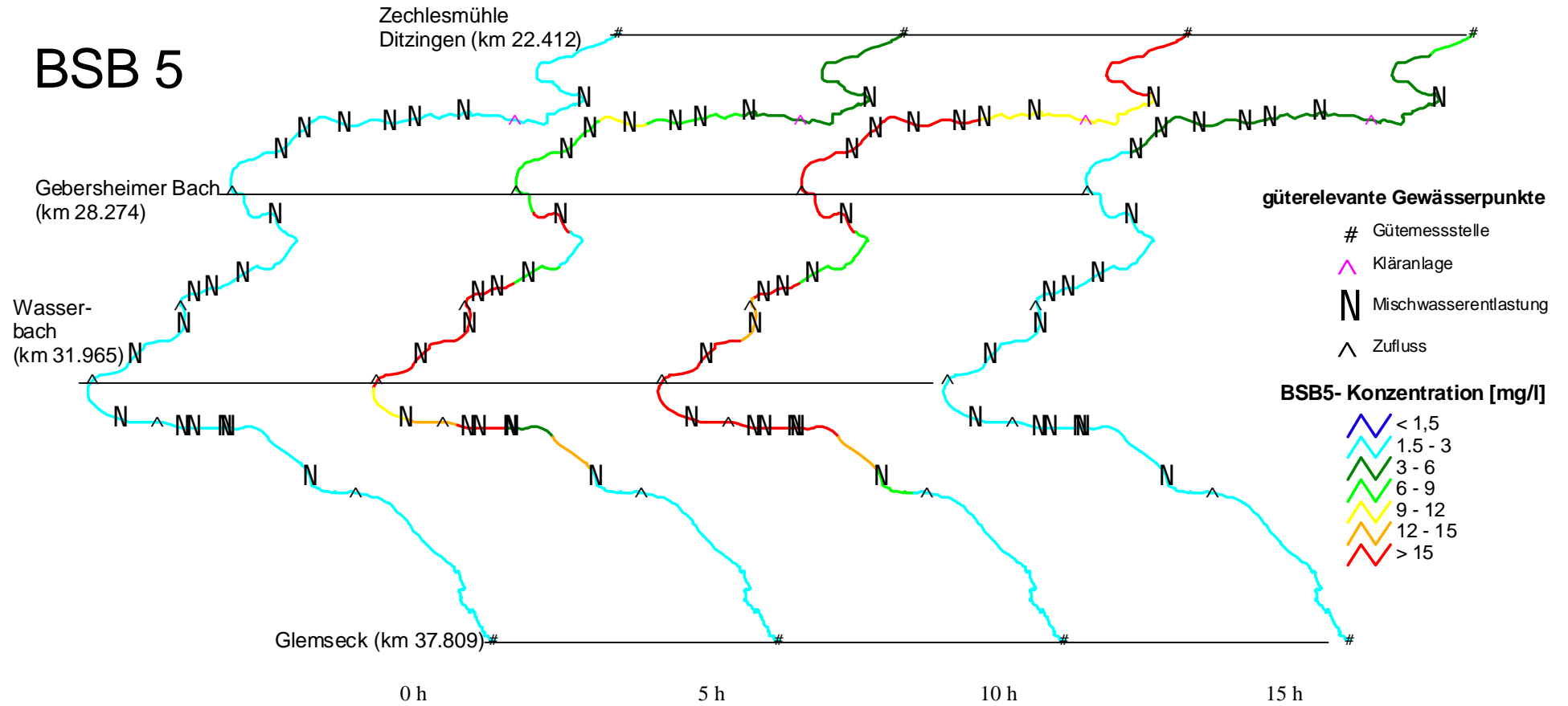
Ein Vergleich der Szenarien zeigt, dass unabhängig von den Regenereignissen die kombinierte Variante und die Variante der Drosselerhöhung am effektivsten den Eintrag von Schmutzstoffen in die Glems reduzieren. Die Wirkung der Drosselerhöhung muss jedoch relativiert werden: Da das Modell STORM die Reinigungswirkung der Kläranlage nicht mitberücksichtigt, wurden auch bei diesem Szenario die konstanten Kläranlagenablaufkonzentrationen unverändert beibehalten. Auch wenn es im Rahmen dieser Modellierung nicht quantifiziert werden konnte, so ist doch zu vermuten, dass bei höherer hydraulischer und stofflicher Belastung, die Ablaufkonzentration der Kläranlage ansteigen und somit die Variante Drosselerhöhung hier zu positiv betrachtet wurde.

Ebenfalls unabhängig von den Regenereignissen fällt bei der Abkopplungsvariante auf, dass die Schmutzfrachten zeitlich verzögert und gestreckter der Glems zufließen. Bei den übrigen Varianten hat sich zum Zeitpunkt +15 h der Ausgangszustand nahezu wieder eingestellt. Dagegen treten bei der Abkopplungsvariante zum selben Zeitpunkt auch im oberen Teil der Glems noch leicht erhöhte Konzentration auf. Ursache hierfür ist, dass die Entlastung der Entwässerungsnetze durch Abkopplungsmaßnahmen zu einem deutlich späteren Überlaufen der Entlastungsbauwerke beiträgt.

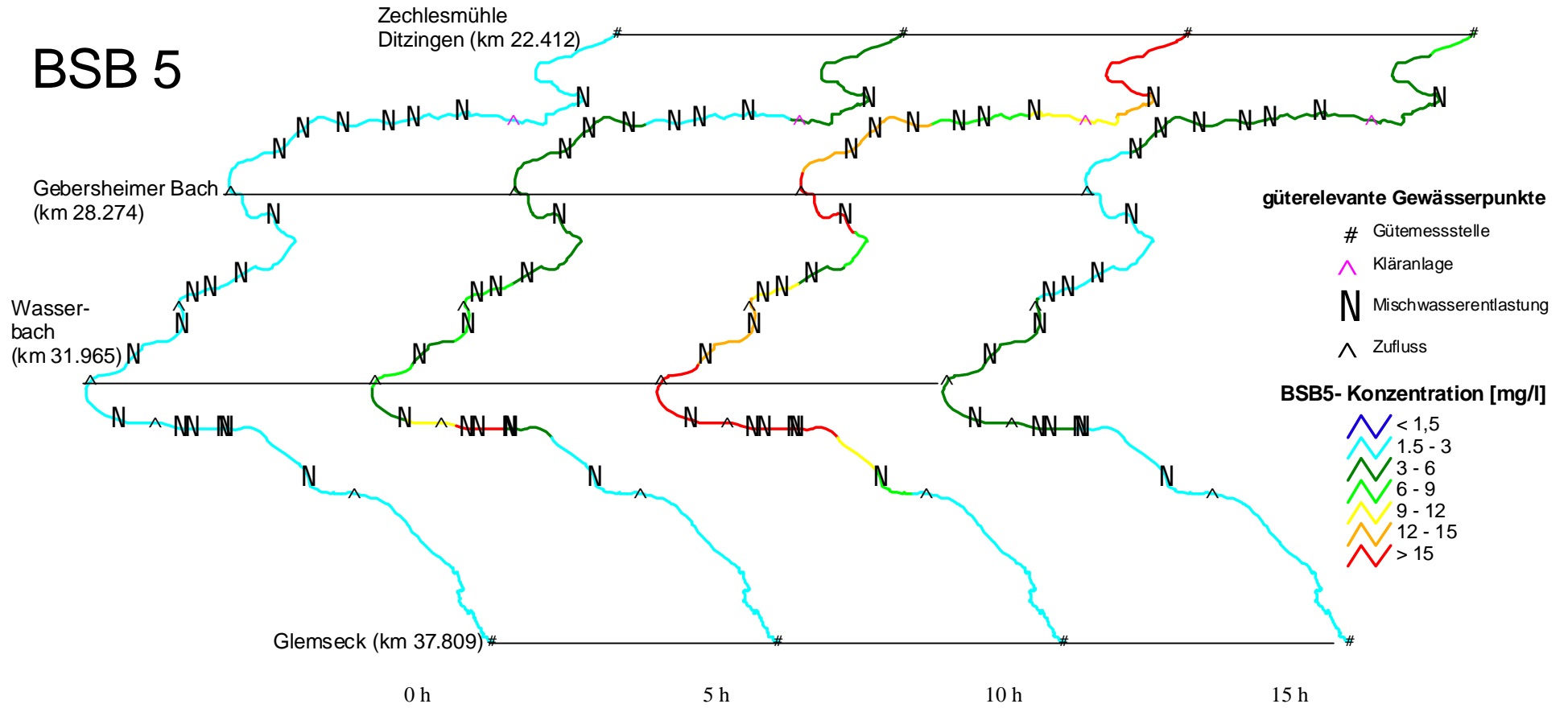
Die direkte Gegenüberstellung anhand der Ganglinien unterstreicht noch einmal die Unterschiede zwischen den Varianten. Eine direkte Verknüpfung der beiden Darstellungsformen ist möglich, wenn dabei berücksichtigt wird, dass bei dem Niederschlagsereignis im August 2000 die Momentaufnahme „0h“ dem Simulationszeitpunkt 50 h entspricht und bei dem Niederschlagsereignis im Februar 2001 die Momentaufnahme „0h“ in der Ganglinie zum Simulationszeitpunkt 98 h wieder zu finden ist.

Die Interpretation der Ergebnisse ist unter Berücksichtigung der starken Modellmodifikationen zu sehen und damit nur sehr eingeschränkt übertragbar und aussagekräftig.

BSB 5



BSB 5



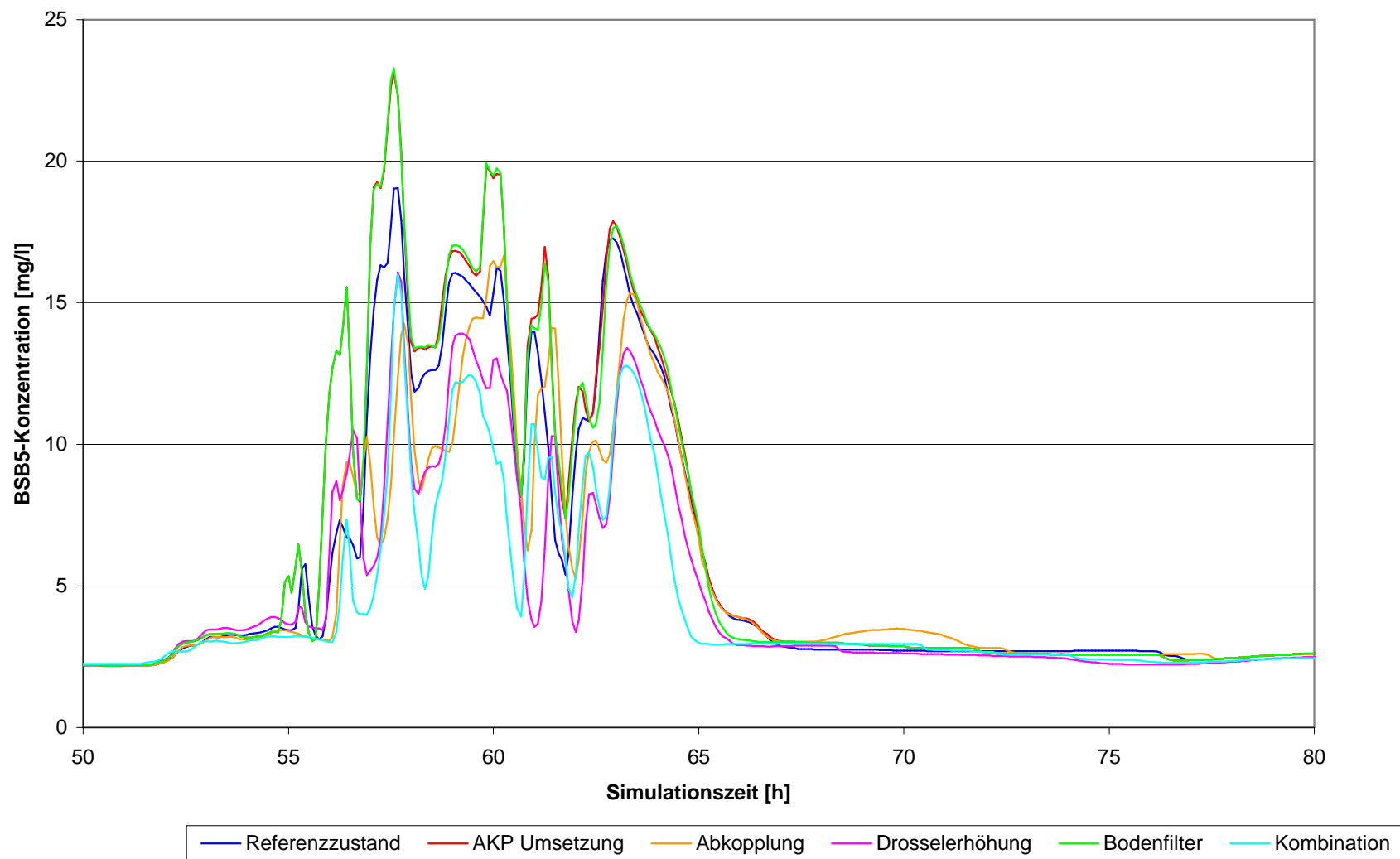


Abbildung 72: Variantenvergleich für das Niederschlagsereignis im August 2000 bezogen auf die BSB5-Konzentration an der Gewässergütemessstelle Ditzingen

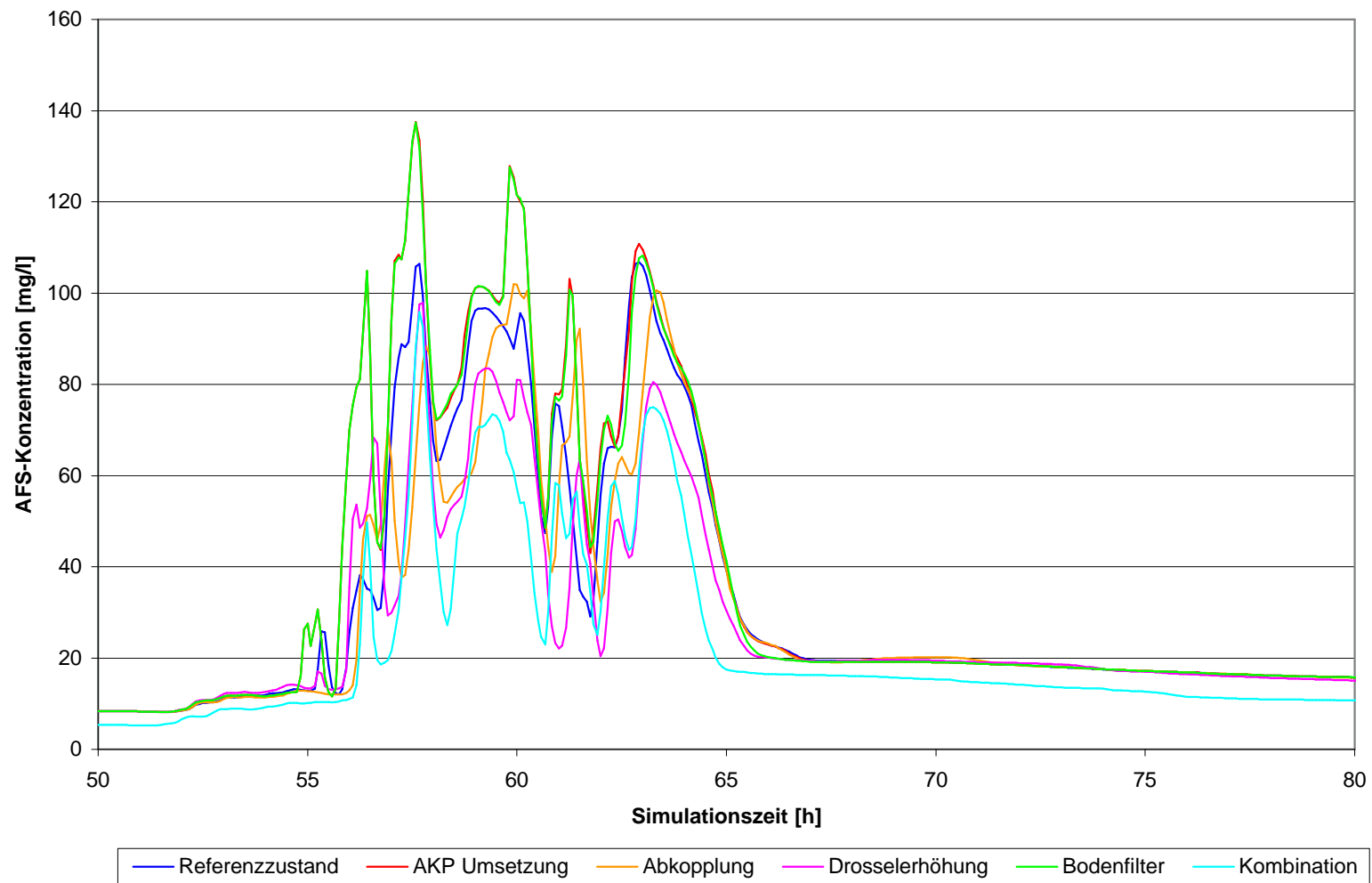


Abbildung 73: Variantenvergleich für das Niederschlagsereignis im August 2000 bezogen auf die AFS-Konzentration an der Gewässergütemessstelle Ditzingen

9.5 Kosten der Maßnahmenzenarien

Prinzipiell dürfen aus dem direkten Vergleich der bloßen Kosten keine Entscheidungen zur Maßnahmenumsetzung erfolgen, da die unterschiedlichen Maßnahmen nicht nutzengleich sind. Die Kosten dürfen nur im Rahmen der abschließenden Nutzwertanalyse als Bestandteil der Szenarien verglichen werden. Entscheidend ist der resultierende Gesamtnutzwert eines Szenarios und nicht deren Kosten!

Der Vergleich der Maßnahmenkosten wird durch einen Vergleich der Betriebskosten, der Investitionskosten und der Projektkostenbarwerte durchgeführt. Da die Kosten sich nicht immer eindeutig definierten Kostenträgern zuordnen lassen, werden drei Kostenszenarien vorgestellt und verglichen:

- Szenario „Gesamtkosten“:
Hierbei wird nicht unterschieden, wo bzw. für wen die Kosten anfallen. Es werden alle anfallenden Kosten eingerechnet.
- Szenario „Öffentliche Hand“:
Investitionen am Kanalnetz und den Speicherbauwerken gehen in Gänze zur Last der öffentlichen Hand. Abkopplungsmaßnahmen hingegen werden zu großen Teilen auf privaten Grundstücken umgesetzt. In diesem Kostenszenario werden nur die Kosten der öffentlichen Hand berücksichtigt, die anfallen würden, wenn öffentliche Flächen abgekoppelt werden. Es wird angenommen, dass 15 % der Haus- und Wegeflächen und sämtliche Straßenflächen öffentliche Flächen sind. Die abkoppelbaren Anteile werden berücksichtigt.
- Szenario „Subvention“:
Dieses Szenario geht davon aus, dass die öffentliche Hand zusätzlich zur Abkopplung der eigenen Flächen die Abkopplung privater Flächen mit 5 €/m² fördert, um die kommunalen Kanalnetze zu sanieren.

Weiterhin werden für das Szenario Drosselerhöhung keine Investitionskosten angesetzt. Es wird davon ausgegangen, dass sowohl die Kanalnetze als auch die Kläranlage ohne zusätzliche Investitionen die erhöhten Mengen transportieren und behandeln können. Der erhöhte Kostenaufwand, der sich möglicherweise auf den Kläranlagen einstellt, könnte nur nachfolgend mittels einer Kläranlagensimulation abgeschätzt werden. Auch wenn Grüning in seiner Arbeit erhöhte Betriebskosten und Investitionsaufwand bei erhöhtem Kläranlagenzufluss beschreibt, können diese Kosten nicht angesetzt werden, da diese speziell auf den betrachteten Fall zugeschnitten und damit nicht verallgemeinerbar sind [Grüning, 2002].

9.5.1 Betriebskosten

Grundlage für die Ermittlung der Betriebskosten ist ein Gutachten im Rahmen der geplanten Einführung des geteilten Gebührenmaßstabes in der Stadt Leonberg und die Arbeit von Pierer [Sieker, Zimmerman, 2002a] [Pierer, 2002]. Für diese Betriebskostenschätzung wird davon ausgegangen, dass sich die Betriebskosten der anderen Gemeinden im Einzugsgebiet nicht wesentlich von denen Leonbergs unterscheiden. Die Betriebskosten werden unterteilt nach Schmutzwasseranteil und Regenwasserabflussanteil angegeben. Grundlegend für diese Kalkulation sind eine Flächengröße von 4.501.000 m² und ein Schmutzwasseranfall von 2.479.260 m³. Die Verteilungsschlüssel zur Aufteilung der Kosten nach Regenwasser- und Schmutzwasseranteil basieren auf den Veröffentlichungen von Pecher und Bullermann und sind im Anhang (s. Tabelle 48) zusammengestellt [Pecher, 2001] [Bullermann M, R., 2000].

Aus den Verteilungsschlüsseln werden Mittelwerte gebildet und für die Betriebskosten angewendet [Pierer, 2002]. Für die jeweiligen Bezugsgrößen werden spezifische Kosten berechnet (s. Tabelle 39).

Tabelle 39: Verteilungsschlüssel und Betriebskosten (der Stadt Leonberg) zur Berechnung der Betriebskostenanteile für Schmutz- und Regenwasserbeseitigung; Quelle: [Sieker, Zimmerman, 2002a] [Pierer, 2002]

	Gesamtkosten in [EUR/ a]	RW [%]	SW [%]	RW [EUR/ a]	SW [EUR/ a]
Kläranlage	1.497.232	20	80	299.446	1.197.786
Kanalisation	934.320	50	50	467.160	467.160
Sonderbauwerke	233.580	80	20	186.864	46.716
Summe:				953.470	1.711.662
Bezugsgrößen				Fläche 4.501.000 m ²	Schmutzwasseranfall 2.479.260 m ³
Spezifische Kosten				0.21 €/m ²	0.69 €/m ³

Mit: RW = Regenwasser(anteil) und SW = Schmutzwasser(anteil)

Die spezifischen Kosten ergeben kombiniert mit dem Trockenwetteranfall und der angeschlossenen Fläche der Szenarien die Betriebskosten pro Jahr für den Schmutzwasseranteil und den Regenwasseranteil.

Aus den in Tabelle 39 zusammengestellten Werten ergeben sich in Tabelle 40 die jährlichen Gesamtbetriebskosten für das Gesamteinzugsgebiet der Glems. Da der Trockenwetteranfall zwischen den einzelnen Szenarien nicht variiert, ergeben sich die Unterschiede aus den Betriebskosten für den Anteil „Regenwasser“. Zusätzlich zu den Betriebskosten, die über die spezifischen Kostenanteile geschätzt wurden, ergeben sich für einzelne Szenarien die mit „Anlagenpflege“ bezeichneten Betriebskosten. Diese sind auch in Tabelle 40 aufgeführt. Für das Szenario Drosselerhöhung sind keine Betriebskosten für den Betrieb von Steuerungsanlagen vorgesehen worden. Diese konnten im Rahmen dieser Arbeit nicht

ermittelt werden. Das Maßnahmenzenario Abkopplung ist bezogen auf die jährlichen Betriebskosten das günstigste (ca. 660.000 €/a günstiger als AKP-Umsetzung), das Bodenfilterszenario die kostspieligste Variante (ca. 173.000 €/a teurer als AKP-Umsetzung).

Tabelle 40: Betriebskosten in [€/a] der einzelnen Maßnahmenzenarien für das Kostenszenario „Gesamt“

Bilanzgröße aus STORM	Referenz-zustand	AKP-Umsetzung	Abkopplung	Drossel-erhöhung	Bodenfilter	Kombination
Angeschlossene Fläche in [m ²]	21.874.900	22.473.100	16.389.400	22.473.100	22.473.100	20.500.000
Trockenwetter in [m ³]	17.545.456	17.838.622	17.838.622	17.838.622	17.838.622	17.838.622
BK SW in [€/a]	12.113.247	12.315.647	12.315.647	12.315.647	12.315.647	12.315.647
BK RW in [€/a]	4.633.873	4.760.592	3.471.850	4.760.592	4.760.592	4.342.620
Anlagenpflege in [€/a]			625.000		173.360	200.000 173.360
Summe	16.747.120	17.076.240	16.412.498	17.076.240	17.249.600	17.031.628

Mit: Anlagenpflege Mulde-Rigolen-System = 1 €/m² Anlagenfläche oder 0,10 €/m² angeschlossenen Fläche
Quelle: [Sander, 2003]; [Ingenieurgesellschaft Prof. Dr. Sieker mbH, 2004]

und Anlagenpflege Bodenfilterbecken = 10€/m³ Anlagenvolumen [Ingenieurgesellschaft Prof. Dr. Sieker mbH, 2004]

Tabelle 41: Betriebskosten in [€/a] der einzelnen Maßnahmenzenarien für das Kostenszenario „Öffentliche Hand“

	Referenz-zustand	AKP-Umsetzung	Abkopplung	Drossel-erhöhung	Bodenfilter	Kombination
Angeschlossene Fläche in [m ²]	21.874.900	22.473.100	16.389.400	22.473.100	22.473.100	20.500.000
Trockenwetter in [m ³]	17.545.456	17.838.622	17.838.622	17.838.622	17.838.622	17.838.622
Abgekoppelte öffentliche Fläche in [m ²]			1.130.000			420.000
BK SW in [€/a]	12.113.248	12.315.647	12.315.647	12.315.647	12.315.647	12.315.647
BK RW in [€/a]	4.633.873	4.760.592	3.471.851	4.760.592	4.760.592	4.342.621
Anlagenpflege in [€/a]			113.000		173360	173.360 41.750
Summe	16.747.120	17.076.240	15.900.498	17.076.240	17.249.600	16.873.378

Mit: Anlagenpflege Mulde-Rigolen-System = 1 €/m² Anlagenfläche oder 0,10 €/m² angeschlossenen Fläche
Quelle: [Sander, 2003]; [Ingenieurgesellschaft Prof. Dr. Sieker mbH, 2004] und Anlagenpflege Bodenfilterbecken = 10 €/m³ Anlagenvolumen [Ingenieurgesellschaft Prof. Dr. Sieker mbH, 2004]

Für das Szenario „Öffentliche Hand“ ergeben sich für die Varianten Abkopplung und Kombination geringere Betriebskosten als bei der Gesamtkostenbetrachtung. Die Betriebskosten für die Bewirtschaftungsanlagen auf privaten Grundstücken werden nicht berücksichtigt.

Die Betriebskosten des Szenario „Subvention“ unterscheiden sich nicht von denen des Szenarios „Öffentliche Hand“. Es werden hierfür lediglich unterschiedliche Investitionskosten berechnet.

9.5.2 Investitionskosten

Werden Planungsalternativen (konventionelle Ableitungslösung und Regenwasserbewirtschaftung) und deren Baukosten direkt miteinander verglichen, sind die Varianten der dezentralen Regenwasserbewirtschaftung meist deutlich günstiger. Die Einsparungen liegen dabei zwischen 85 % und 35 % [Zimmerman U., F., 2000] oder zwischen 12 % und 46 % [Kaiser, 2004]. Für das Gebiet Engelberg Nordhang in Leonberg ergeben sich Minderausgaben von 1 Mio. Euro oder 35 %.

Die Investitionskosten in Abkopplungsmaßnahmen unterscheiden sich deutlich nach den Randbedingungen der betrachteten Gebiete. Eine allgemeine Formulierung oder Aussage ist dadurch sehr schwierig. Sander gibt für Mulden-Rigolen Elemente einen Wert von 14 €/m² angeschlossene Fläche zzgl. benötigten Zuleitungen an [Sander, 2003]. Die Stadt Leonberg gibt in ihrer Beschlussvorlage zum Bau der Regenwasserbewirtschaftungsanlagen für das Gebiet Engelberg Nordhang spezifische Kosten für die semizentralen Bewirtschaftungs-lösungen von 100 €/m³ Speichervolumen an [Stadt Leonberg Dezernat II, 2000]. Die Gesamtkosten der Bewirtschaftung belaufen sich auf ca. 560.000 € bei einer angeschlossenen Fläche von 8,1 ha (ca. 7 €/m² angeschlossene Fläche) [Schröder, 2000]. Als Obergrenzen für spezifische Kosten (inklusive Zuleitungen und Schächte) werden folgende Einheitswerte angegeben: Versickerungsmulden 12 €/m², Mulden-Rigolen-Elementen 25 €/m² und Mulden-Rigolen-Systeme 30 €/m². Diese Einheitswerte gelten als Obergrenzen; sie lassen die lokalen Randbedingungen außer Acht [Ingenieurgesellschaft Prof. Dr. Sieker mbH, 2004]. Für die Berechnungen werden Baukosten zu Grunde gelegt, die für das Projekt Engelberg Nordhang in Leonberg ermittelt wurden. Demnach betragen die spezifischen Kosten für Mulden-Rigolen-Systeme 22,50 €/m² [Stadt Leonberg Dezernat II, 2000]. Die Investitionskosten fallen damit um 25 % günstiger aus als die Höchstgrenzen. Die Randbedingungen im Gebiet Engelberg Nordhang können als sehr schwierig bezeichnet werden:

- Es handelt sich um ein Bestandgebiet mit durchgehend alter Bebauung und engen Straßen
- Das 23 ha große Gebiet (8,1 ha A_{red}) weist ein mittleres Gefälle von 10% auf
- Die durchschnittliche Infiltrationsrate beträgt 5×10^{-7} m/s

Es ergeben sich folgende spezifische Kosten: Versickerungsmulden 9 €/m²; Mulden-Rigolen-Elemente 18,75 €/m² und Mulden-Rigolen-Systeme 22,50 €/m². Gemäß Abbildung 33 ergibt sich eine Verteilung der Bewirtschaftungsart für die abkoppelbaren Flächen von 15 % Muldenversickerung, 45 % Mulden-Rigolen-Elemente und 40 % Mulden-Rigolen-Systeme.

Die Investitionskosten werden mit einem kommerziellen Kostenschätzungswerkzeug ermittelt. Diese Software greift auf eine anpassungsfähige Datenbank zurück, in der Einheitskosten abgelegt sind [Ingenieurgesellschaft Prof. Dr. Sieker mbH, 2004]. Hiermit können Projektkostenbarwerte, Betriebskosten und auch investive Kosten ermittelt werden. Für die drei Kostenszenarien ergeben sich folgende Investitionskosten (für die Details der Kostenermittlung s. Anhang Tabelle 49):

Tabelle 42: Investitionskosten (in Mio. €) der Kostenszenarien

Kostenszenario	Referenz-zustand	AKP-Umsetzung	Abkopplung	Drossel-erhöhung	Bodenfilter	Kombination
Gesamt	0	7,968	120,693	7,968	16,636	54,211
Subvention	0	7,968	53,547	7,968	16,636	32,426
Öffentliche Hand	0	7,968	29,197	7,968	16,636	24,526

Die Investitionen zur Umsetzung der Drosselerhöhungen in den Bauwerken konnten im Rahmen dieser Arbeit nicht ermittelt werden. Daher werden keine zusätzlichen Investitionen berücksichtigt.

Auffallend ist der Unterschied bei den Investitionskosten für die öffentliche Hand: Je nach Kostenbeteiligung an den Abkopplungsmaßnahmen sinken die Ausgaben signifikant (s. Tabelle 42). Beim Vergleich der Investitionssummen ist zu berücksichtigen, dass alle Szenarien auf dem Szenario AKP-Umsetzung aufbauen. Diese Investitionen fallen daher für alle Szenarien an. Das Szenario AKP-Umsetzung baut auf dem Referenzzustand auf.

9.5.3 Projektkostenbarwerte

Den Projektkostenbarwert einer Maßnahme kann man definieren als die Menge an Geld, die heute benötigt wird, um diese Maßnahme zu bauen und über die gesamte Lebensdauer zu unterhalten. Man erhält den gesamten realen Barwert des Projektes (Szenarios) aus den Kapitalkosten und den über die Lebensdauer summierten laufenden Kosten. Die Betrachtung von Projektkostenbarwerten wird zu den dynamischen Verfahren des Kostenvergleichs gezählt. Diese sind für eine korrekte Kostenvergleichsrechnung den statischen Verfahren unbedingt vorzuziehen. Die Berechnung der Projektkostenbarwerte erfolgt für einen Untersuchungsraum von 50 Jahren, einem Zinssatz von 4 % und einer Preissteigerung von 3 %.

Tabelle 43: Projektkostenbarwerte (in Mio. €) der Kostenszenarien

Kostenszenario	Referenz-zustand	AKP-Umsetzung	Abkopplung	Drossel-erhöhung	Bodenfilter	Kombination
Gesamt	667,296	688,378	774,656	688,378	703,953	732,842
Subvention	667,296	688,378	707,510	688,378	703,953	711,059
Öffentliche Hand	667,296	688,378	683,160	688,378	703,953	703,159

Die Projektkostenbarwerte zeigen im Vergleich mit den ermittelten Betriebs- und Investitionskosten, dass die hohen Summen vor allem durch die Betriebskosten zu Stande kommen. Tabelle 43 zeigt, dass der Referenzzustand auf Grund der fehlenden Investitionen der kostengünstigste ist, die AKP-Umsetzung ca. 20 Mio. € Mehrkosten verursacht und die Kombinations- und Abkopplungsvarianten die höchsten Kosten für das Gesamtkostenszenario aufweisen. Vergleicht man dagegen die Projektkostenbarwerte, die der öffentlichen Hand zur Last fallen würden, ist das Abkopplungsszenario günstiger als die Umsetzung der AKP Maßnahmen und das obwohl dieses „Teil“ des Abkopplungsszenario ist. Die aufgeführten Projektkostenbarwerte werden anschließend in Kapitel 10 als Kostengröße in die Nutzwertanalyse übernommen.

10 Bewertung der Ergebnisse mittels multikriterieller Analysemethoden

10.1 Einführung

Wie sollen die enormen Datenmengen, die das integrierte Einzugsgebietsmodell erzeugt, verarbeitet und so aufbereitet werden, dass auf der Basis der Ergebnisse Entscheidungen getroffen werden können?

Die Ergebnisse der integrierten Planung aus den Simulationsprogrammen heraus müssen zu den vorgegebenen Qualitätszielen aggregiert werden. Diese Qualitätsparameter können dann mit Hilfe der Methoden des „*operation research*“ bewertet werden (Software, Nutzwertanalyse, Diagrammtechniken, Paarvergleiche) und zu einer optimierten Maßnahmenkombination führen.

Die Zusammenfassung von Indikatoren, die teilweise bereits eine Bewertung beinhalten, zu einem Gesamtbild stellt ein kaum allgemeingültig zu lösendes Problem dar. Zu dieser integrativen Bewertung existieren eine Vielzahl von unterschiedlichen Methoden.

Die Notwendigkeit, die Ergebnisse wasserwirtschaftlicher Planungen mit den Methoden des *operation research* zu bewerten, sieht Maniak als zentralen Punkt einer Planung, die anderen, komplexeren Ansprüchen und Zielen genügen muss [Maniak, 2001]. Er sieht zwei Hauptgründe für den Einsatz von Bewertungsverfahren:

1. Bei komplexen Systemen ist es schwieriger alle Konsequenzen, die aus der Maßnahmenwahl entstehen, zu überblicken
2. Empirische Verfahren führen zu befriedigenden, aber keineswegs zu optimalen Lösungen

„In der Vergangenheit ist der Ingenieur bei der Planung wasserwirtschaftlicher Systeme empirisch vorgegangen. Aufgrund der zur Verfügung stehenden Daten für eine oder mehrere Bemessungswassermenge(n) wurde das Bauwerk nach eigenen Erfahrungen oder auf Grund von Vorbildern entworfen und führte zu befriedigenden Lösungen für solche Systeme, die nur aus wenigen Elementen bestehen,... .Bei komplexen Systemen wird es schwieriger, alle Konsequenzen die aus der Wahl verschiedener Systemelemente entstehen, zu überblicken. Bei großen Verbundsystemen mit verschiedenen Lösungsalternativen führen rein empirische Verfahren zu befriedigenden aber keineswegs optimalen Lösungen. Aus dem Bedürfnis, objektive Entscheidungsregeln für den Entwurf, Bau und Betrieb von komplexen wasserwirtschaftlichen Systemen zu entwickeln, findet die Wasserwirtschaft die Unternehmensforschung (*operations research*) als Lehre von den Methoden der Systemoptimierung Anwendung.“ [Maniak, 2001] (Seite 37 ff.)

Ein wesentliches Problem, das sich für multikriterielle Verfahren ergibt, ist die Tatsache der schwer aufzulösenden Zielkonflikte. Die vorgenommenen Abwägungen in solchen Situationen müssen in eine formale Form gebracht werden. Diese Form stellen Bewertungsmethoden dar.

10.2 Methoden

Einen guten Überblick über gängige Bewertungsmethoden liefert Scholles [Scholles, 2001]. Die spezielle Anwendung für wasserwirtschaftliche Problemstellungen wird von Steinberg ausführlich und offen dargestellt, auch wenn nicht alle Verfahren Erwähnung finden [Steinberg et al., 2002]. Einen Katalog für die wasserwirtschaftlich anzuwendenden Verfahren stellen die DVWK Materialien 1/1999 und der ATV-DVWK Arbeitsbericht vor, in dem zusätzlich ein eigens entwickeltes Verfahren erläutert wird [DVWK, 1999] [ATV-DVWK, 2001]. Auf die einzelnen Verfahren soll hier nicht näher eingegangen werden. Zur Anwendung für die in dieser Arbeit gewonnen Ergebnisse kommt die Nutzwertanalyse, da diese ein transparentes und einfaches Verfahren darstellt.

Ziel einer Nutzwertanalyse ist es, den Wert einer Variante, eines Projektes oder einer Maßnahme zu ermitteln. In gewisser Hinsicht ist die Nutzwertanalyse eine Weiterentwicklung der Kosten-Nutzen Analyse, um sie auch auf nicht monetäre Ziele hin auszuweiten. Innerhalb einer Nutzwertanalyse werden eine Menge komplexer Handlungsalternativen mit dem Zweck verglichen, die einzelnen Alternativen entsprechend den Präferenzen des Entscheidungsträgers bezüglich eines mehrdimensionalen Zielsystems zu ordnen. Dabei wird die Effektivität einer Maßnahme ermittelt, d.h. den Gesamtbeitrag oder den Gesamtnutzen zu gegebenen Zielen. Der Gesamtnutzen ergibt sich aus der Summe der Einzelbeiträge der Teilziele. Die Kosten der Maßnahmen werden als ein Indikator abgebildet. Je geringer die Kosten sind, desto höher ist der Zielbetrag. Kosten stellen bei dieser Betrachtungsweise einen entgangenen Nutzen dar.

Eine Nutzwertanalyse folgt den Schritten:

1. Operationale Erfassung von widerspruchsfreien Zielen
2. Erfassung von Nebenbedingungen
3. Wirksamkeits- und Zielertragsanalyse
4. Ermittlung der Zielerfüllungsgrade
5. Gewichtung der Zielerfüllungsgrade
6. Amalgamation und Entscheidung

Der große Vorteil der Nutzwertanalyse liegt in der Offenlegung der Entscheidungsprozesse, die Werturteile werden expliziert und die Entscheidungsfindung wird systematisiert. Die Nutzwertanalyse beruht auf dem Prinzip der direkten Bewertung von Alternativen. Gerade

diese offene Arbeitsweise unterstützt die integrierte wasserwirtschaftliche Planung im Sinne der Erweiterung des Kreises der Beteiligten. Die Entscheidungen sind transparent und für alle Interessierenden nachvollziehbar. Die abschließende Sensitivitätsanalyse über die Qualitätsparameter legt die subjektiven Gewichte offen und führt zum Ausschluss bestimmter Planungsvarianten.

Der hier vorgestellte Ansatz und insbesondere die vorgeschlagenen Nutzenfunktionen sind nicht zwingend verallgemeinerbar. Vielmehr soll mit dieser Methodik ein Weg aufgezeigt werden, die generell abschließender Schritt wasserwirtschaftlicher Planungen sein sollte. Durch diesen Analyse ist der Planer gezwungen zu Beginn der Planungen in Abstimmung mit den Beteiligten Ziele und Qualitätsziele festzulegen und Maßnahmenszenarien zu entwickeln und zu vergleichen.

Die Nutzwertanalyse ermöglicht einen Variantenvergleich, auch wenn die zu erreichenden Ziele unterschiedlich sind. Eine technisch optimale Lösung eines Problems, von Ingenieuren meist angestrebt, wird nicht gefunden werden, sobald andere „weiche“ oder gesellschaftliche Kriterien mit Berücksichtigung finden. Wird aber die Nutzwertanalyse als Diskussionsgrundlage verwendet, können alle Beteiligten auf einer fundierten Basis die Lösung der maximalen Akzeptanz finden und sich auf diese einigen.

10.3 Bewertung der Zielgrößen für das untersuchte Einzugsgebiet

Die Bewertung der Zielgrößen die bereits in Kapitel „Zielbestimmung und Zielgrößenwahl“ definiert wurden erfolgt für das Gesamteinzugsgebiet der Glems. Es ist auch denkbar und vor allem für die Erstellung von GEP wünschenswert, die Bewertung mittels einer Nutzwertanalyse auf der Ebene der Kläranlageneinzugsgebiete durchzuführen. Insbesondere bei Verbands- oder Sammelkläranlagen sollten die siedlungswasserwirtschaftlichen Planungen immer das Kläranlageneinzugsgebiet berücksichtigen, um alle relevanten Faktoren angemessen berücksichtigen zu können.

Die Ergebnisse der Modellsimulationen werden den in Kapitel 4.2 formulierten Zielerfüllungsgraden gegenübergestellt und bewertet. Die Ergebnisse des Gütemodells werden auf Grund ihrer im Modell begründeten Unsicherheiten nicht in die Bewertung miteinbezogen: Die Veränderungen der Sauerstoffkonzentrationen und der Ammoniumkonzentrationen finden in der Bewertung keine Berücksichtigung.

Tabelle 44 zeigt die Simulationsergebnisse der Maßnahmenszenarien. Ein Blick auf die Tabelle verdeutlicht, dass bei einer multikriteriellen Betrachtung, also der Einbeziehung unterschiedlicher Entscheidungskriterien, eine Vorzugsvariante nicht einfach gewählt werden kann. Allein die nur 42 unterschiedlichen Werte führen bei den unterschiedlichen Vorzügen der Einzelszenarien zur Unübersichtlichkeit. An diesem Punkt, nach dem Ausfüllen der Ergebnismatrix, ist die eigentliche oder klassische Ingenieursarbeit getan. Die niedergelegten Ergebnisse müssen nun im Diskurs der Entscheidungsträger und Interessierten gewichtet und bewertet werden. Der planende Ingenieur tritt ab dieser Planungsphase in eine Vermittlerrolle ein.

Tabelle 44: Ergebnismatrix der Szenarien für das Gesamtgebiet

Qualitätsziele	Referenz-zustand	AKP-Umsetzung	Abkopplung	Drossel-erhöhung	Bodenfilter	Kombination
HQ 100 [m ³ /s]	28.6	28.7	27.8	29.3	28.7	28.8
HQ 1 (als Abweichung von HQ1 potnat in %)	9.00	11.00	3	11.00	10.00	8
Pges Fracht [t/a]	43	39	38	35	39	28
NO3-Fracht [t/a]	100	107	104	111	106	111
AFS-Fracht [t/a]	1587	1311	1130	1042	1244	860
CSB-Fracht [t/a]	2029	1601	1491	1226	1641	935
Projektkosten-barwerte [Mio. €]	667	688	774	688	703	732

Vor der abschließenden Bewertung wurde den einzelnen Qualitätszielen Gewichte verliehen. Dabei wurden die Untergruppen der Ziele: Hochwasserverringerung, Senkung des Nährstoffeintrages, Senkung des Zehrstoffeintrages, Kosten und „biologische“ Gewässergüte zu je 20 % gleichmäßig gewichtet (s. Tabelle 45).

Tabelle 45: Gewichtung der Qualitätsziele

Gruppierung der Gewichte	Einzelgewichtung	Zielgrößen
Hochwasserabfluss 20 %	20%	HQ 100
Bettbildender Abfluss 20 %	20%	HQ 1
Nährstoffe 20 %	10%	Pges Fracht
	10%	NO3-Fracht
Zehrstoffe 20 %	10.0%	AFS-Fracht
	10.0%	CSB-Fracht
Kosten 20 %	20.0%	Projektkostenbarwerte

Die gewichteten Berechnungsergebnisse werden anhand von Nutzenfunktionen hinsichtlich ihres Zielerreichungsgrades transformiert. Diese Nutzenfunktionen nehmen die gesetzten Ziele auf (s. Anhang Tabelle 50). Die Nutzenfunktionen sollten objektiv und gut begründet formuliert werden. Für diese Arbeit wurde davon ausgegangen, dass bei Einhaltung der in der Zielformulierung definierten Werte die Nutzenfunktion dem entsprechenden Szenario den Nutzwert 1 berechnen, also volle Zielerreichung. Von diesem Wert ausgehend wurden lineare Funktionen gebildet bis der Nutzwert erreicht ist. Für das Qualitätsziel HQ1 weist die Nutzenfunktion einen Sprung auf, um die Überschreitung des Grenzwertes zu markieren. Tabelle 46 zeigt welche der gesetzten Ziele durch welches Szenario erreicht wurden.

Tabelle 46: Zielerreichungsgrade der Szenarien für die einzelnen Qualitätsziele

Qualitätsziele	Referenz-zustand	AKP-Umsetzung	Abkopplung	Drossel-erhöhung	Bodenfilter	Kombination
HQ 100	0.50	0.48	0.64	0.38	0.48	0.46
HQ 1	1.00	0.50	1.00	0.50	0.80	1.00
Pges Fracht	0.26	0.39	0.42	0.56	0.40	0.81
NO3-Fracht	0.67	0.57	0.62	0.51	0.58	0.51
AFS-Fracht	0.00	0.14	0.32	0.41	0.21	0.59
CSB-Fracht	0.00	0.33	0.41	0.58	0.31	0.78

Diese Einzelnutzwerte werden mit den vergebenen Gewichten multipliziert und ergeben dadurch Teilnutzwerte. Diese Teilnutzwerte werden summiert und ergeben den Gesamtnutzwert eines Szenarios. Abbildung 74 zeigt die Gesamtnutzwerte. Die Säulen zeigen als Teilstücke die Teilnutzwerte der Szenarien für die Qualitätsziele, so dass das zu Stande kommen der Nutzwerte nachvollzogen werden kann.

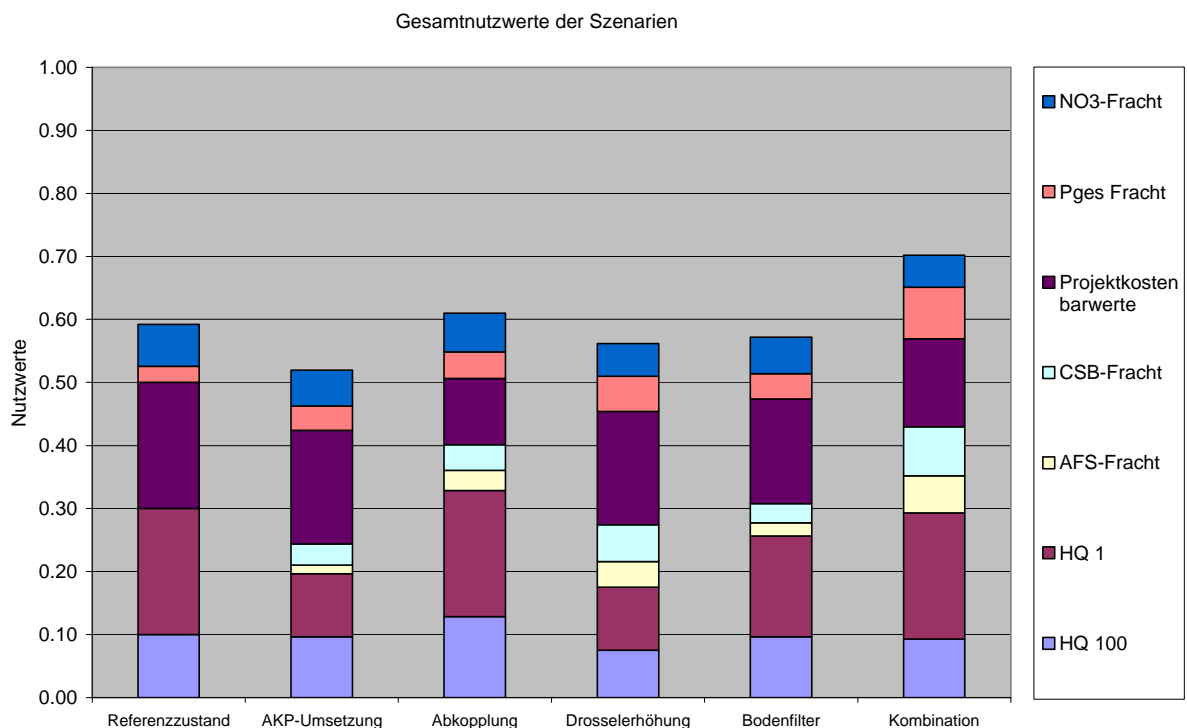


Abbildung 74: Gesamtnutzwerte der Szenarien für das Gesamtgebiet (Variante Gesamtkosten)

Es wird deutlich, dass kein Szenario einen höheren Nutzwert als 0,7 erreicht. Das liegt zum einen an den gewählten ehrgeizigen Zielerreichungsgraden, zum anderen an den gewählten Zielen. Es besteht zur Erreichung eines guten Zustandes der Glems noch Handlungsbedarf! Da alle Maßnahmeszenarien auf dem Szenario AKP-Umsetzung aufbauen ist es schlüssig, dass ihre Nutzwerte höher liegen. Dies bedeutet aber auch, dass die höheren Kosten durch bessere Wirkungen kompensiert werden.

Die Umsetzung der AKP-Maßnahmen führt im Vergleich mit dem Referenzzustand zu einem niedrigerem Nutzwert. Dies weist darauf hin, dass die konventionellen Maßnahmen lediglich ein Qualitätsziel, die Schmutzfrachtreduzierung bezogen auf den Parameter CSB, verfolgen. Die Verschärfung des HQ1, die Erhöhung des HQ100 führen zu einem niedrigerem Gesamtnutzwert.

Es werden die Maßnahmen hoch bewertet, die viele Qualitätsziele erreichen. Deutlich wird das vor allem durch die Bewertung des Szenarios Kombination: Durch eine geeignete Verteilung unterschiedlicher Maßnahmen wird erreicht, dass die Ziele weitgehend erreicht werden. Die optimale Einzelmaßnahmen für ein Einzugsgebiet gibt es nicht. Zur Erlangung aller siedlungswasserwirtschaftlicher und wasserwirtschaftlicher Ziele wird immer ein Bündel von Maßnahmen notwendig sein. Diese gilt es durch geeignete Vorplanung optimiert einzusetzen.

Vergleicht man die Nutzwerte unter Berücksichtigung des Kostenszenarios Öffentliche Hand (Abbildung 75), wird deutlich, dass geringere Kosten höhere Nutzwerte der Szenarien Abkopplung und Kombination bedeuten.

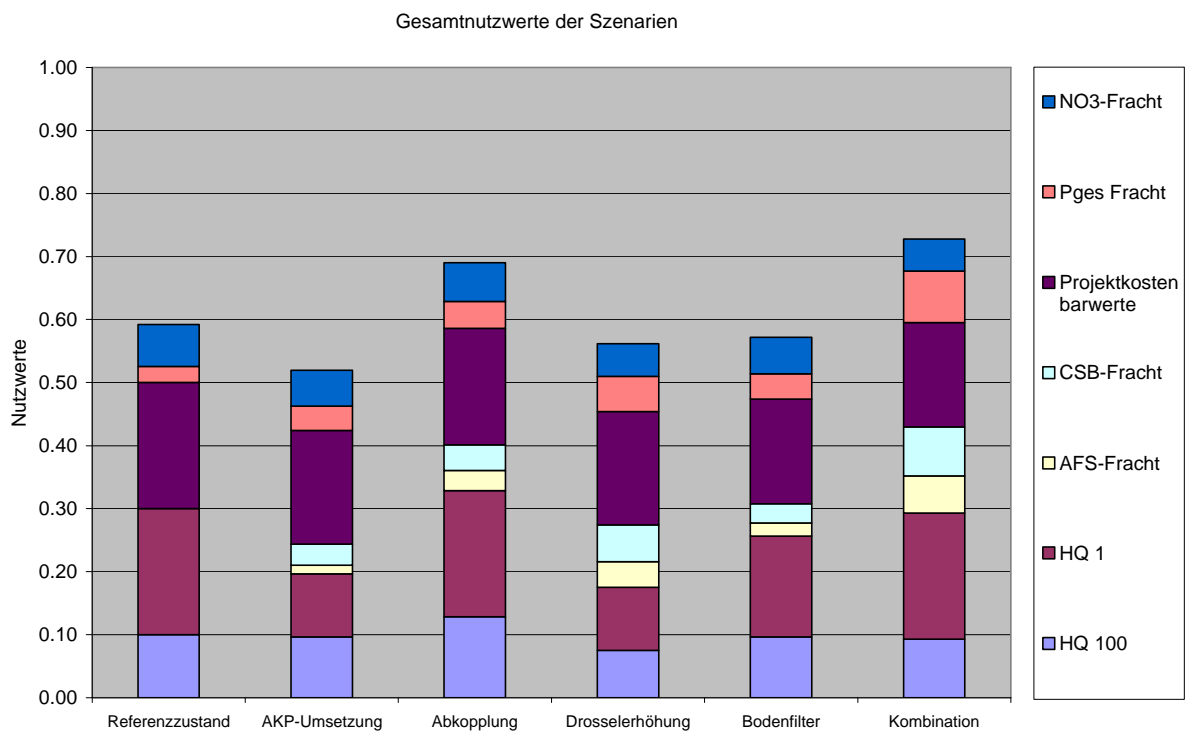


Abbildung 75: Gesamtnutzwerte der Szenarien für das Gesamtgebiet (Variante „Öffentliche Hand“)

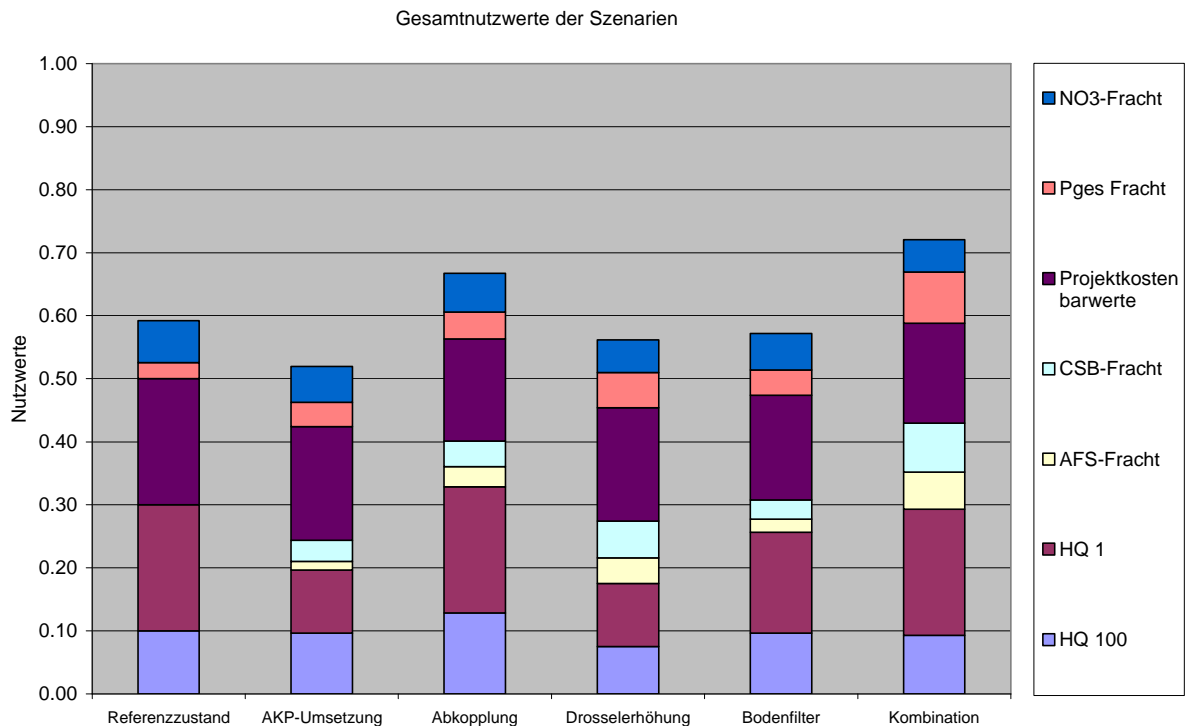


Abbildung 76: Gesamtnutzwerte der Szenarien für das Gesamtgebiet (Variante „Subvention“)

Die Nutzwerte des Kostenszenarios „Subvention“ zeigen, dass der Nutzwert für die öffentliche Hand auch dann noch hoch ist, wenn die privaten Abkopplungsmaßnahmen gefördert werden. Dieser Nutzwert würde steigen, wenn die Anreizwirkung der Förderung dazu führt, dass mehr Flächen abgekoppelt werden als ohne.

10.4 Sensitivitätsanalysen

Die Nutzwertanalyse und damit die Bewertung der Szenarien ist erst dann komplett, wenn die Gewichtung der Qualitätsziele einer Sensitivitätsanalyse unterzogen wurden. Diese Analyse macht deutlich, wie abhängig die Bewertung der Szenarien von der Gewichtung ist und welche Szenarien „unempfindlich“ gegen diese Gewichtsverschiebungen reagieren.

Vielmehr als das eine optimale oder beste Variante gefunden werden kann, kann durch die Sensitivitätsanalyse eine Variante ausgeschlossen werden: Wenn für ein Szenario nie der höchste Nutzwert berechnet wird, gleich welches Qualitätsziel verändert wird, kann dieses Szenario ausgeschlossen werden.

Abbildung 77 bis Abbildung 80 zeigen die Sensitivitäten für die Qualitätsziele Projektkostenbarwerte, Hochwasserabfluss, AFS-Jahresfracht, Nitrat-Jahresfracht.

Die Szenarien „Kombination“ und „Drosselerhöhung“ weisen durch die Verschiebung der Gewichte die geringsten Schwankungen auf. Beide Szenarien schwanken bei der Variation der Gewichte auf den Hochwasserabfluss. Bei der Nitratfracht weist die Variante Kombination als einzige eine Steigerung des Nutzwertes auf. Bei dieser Sensitivitätsprüfung ist die Streuung der Szenarien am höchsten.

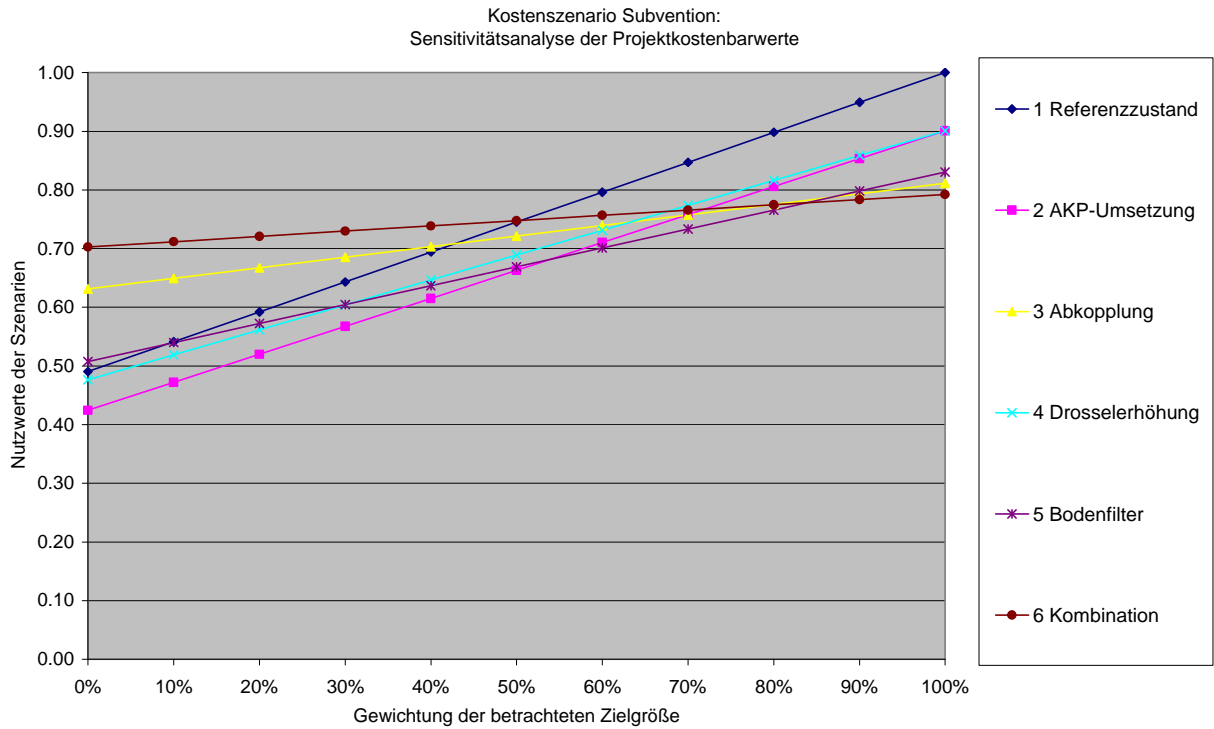


Abbildung 77: Sensitivitätsanalyse Projektkostenbarwerte

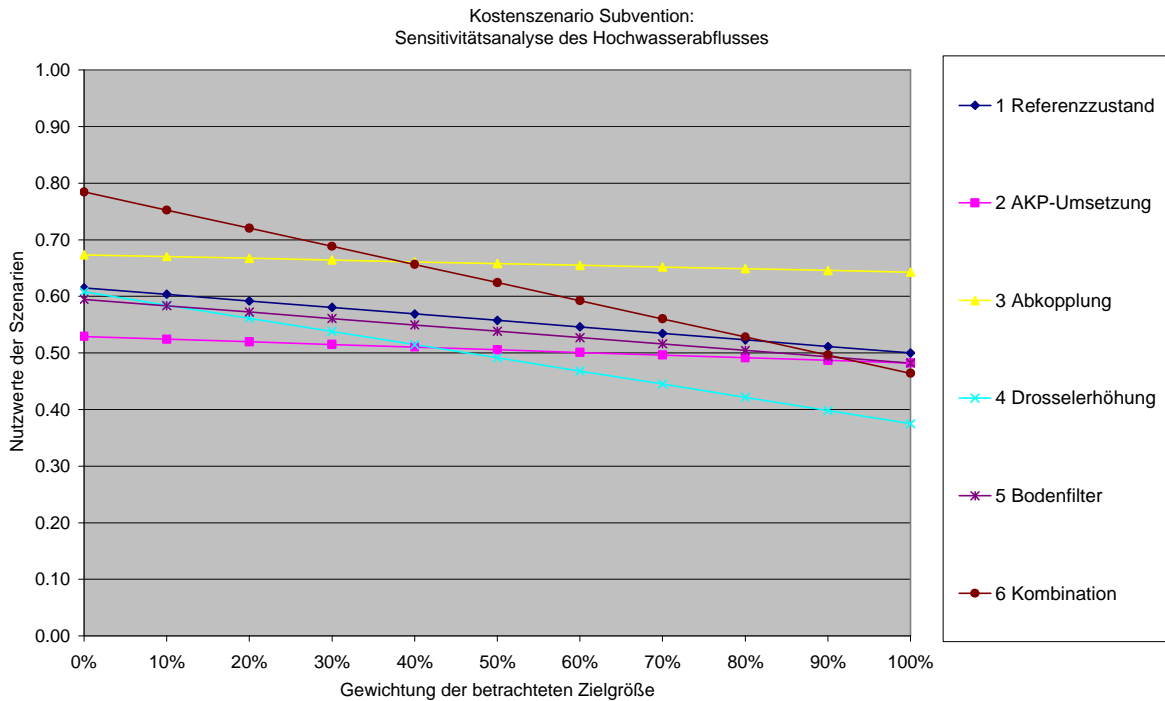


Abbildung 78: Sensitivitätsanalyse Hochwasserabfluss

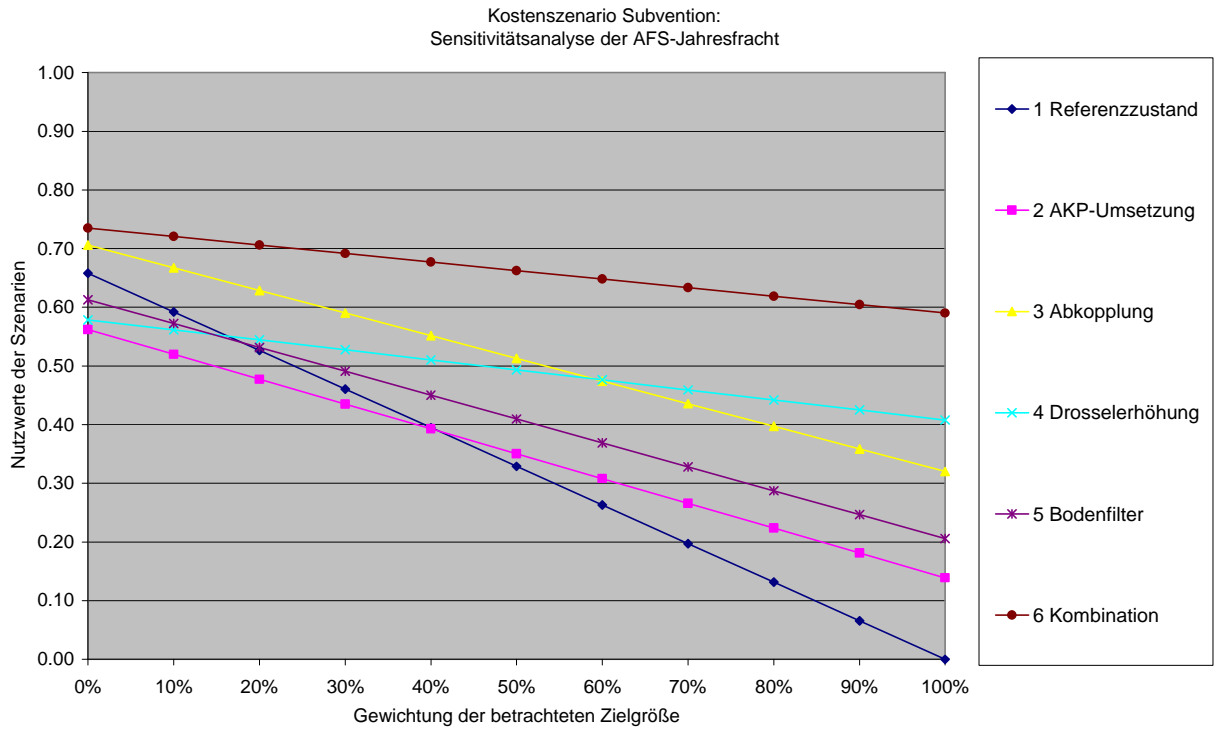


Abbildung 79: Sensitivitätsanalyse AFS-Jahresfracht

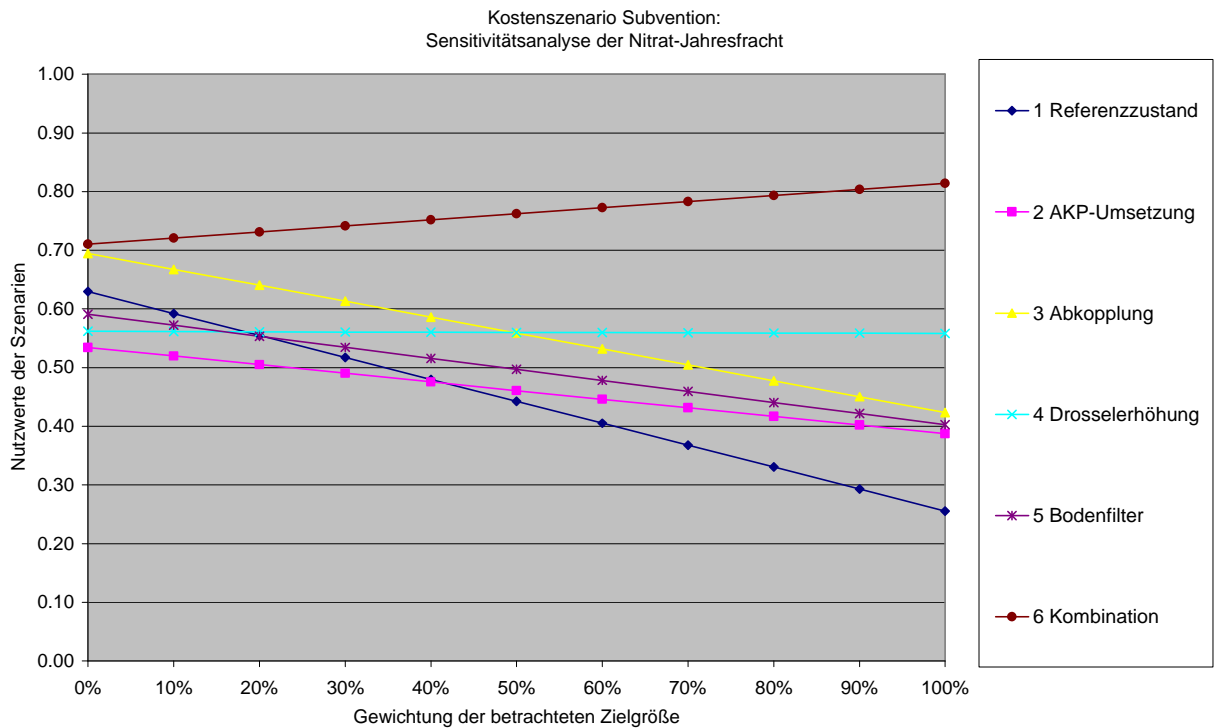


Abbildung 80: Sensitivitätsanalyse Nitrat-Jahresfracht

Die Verschiebung der Gewichte bestätigt, dass das Szenario Kombination zu bevorzugen wäre. Für das Szenario AKP-Umsetzung werden fast immer schlechtere Werte berechnet als für das Szenario Drosselerhöhung. Das ist vor allem deswegen interessant, weil für beide Szenarien die gleichen Investitionskosten angenommen wurden. Auch die Variante Abkopplung weist höhere Werte als die AKP-Umsetzungsvariante aus. Lediglich bei einer sehr starken Gewichtung der Projektkostenbarwerte ändert sich das Verhältnis. Auch bei der Schadstoffreduktion (AFS) schneidet die AKP-Umsetzungsvariante schlechter ab. Dies hat seine Gründe auch darin, dass die anderen Szenarien auf dem AKP-Umsetzungsszenario aufbauen. Aber obwohl der Referenzzustand grundlegend für die AKP-Umsetzungsvariante ist, weist er oftmals bessere Nutzwerte auf. Dies bestätigt, dass die einseitige Fokussierung der AKP-Maßnahmen für die Glems und ihr Einzugsgebiet ungünstig ist.

Durch die vorgestellte Nutzwertanalyse werden nicht alle denkbaren Ziele für das Gesamteinzugsgebiet berücksichtigt. Ziele wie z.B. die hydraulische Auslastung des Kanalnetzes oder die Veränderung der lokalen und regionalen Wasserbilanz, der Niedrigwasserabfluss oder der Erholungswert des Gewässers bleiben noch unberücksichtigt. Auch andere weitere Ziele sind denkbar. Diese könnten aber mit Hilfe der Nutzwertanalyse problemlos mit in die Bewertung mit einbezogen werden.

11 Zusammenfassung

Beschäftigt sich die klassische generelle Entwässerungsplanung vor allem mit der hydraulischen Auslastung von Kanalnetzen und der CSB-Emission von Siedlungsgebieten, also nur mit der siedlungswasserwirtschaftlichen Komponente, sollte im Zentrum einer generellen Planung aber das Gewässer und sein Einzugsgebiet stehen. Am Beispiel der Glems zeigt diese Arbeit wie eine einzugsgebietsweite integrierte siedlungswasserwirtschaftliche Planung erarbeitet werden kann. Wie dabei unterschiedliche und auch nicht wasserwirtschaftliche Ziele verfolgt und auch erreicht werden können, wird durch den vorgestellten multikriteriellen Ansatz verdeutlicht.

Im ersten Teil der Arbeit wird ein Planungsschema vorgestellt, das den ehrgeizigen Ansatz der Einbeziehung gesellschaftlicher Interessengruppen in die wasserwirtschaftliche Planung erlaubt und wie deren von Ingenieurseite oftmals als „weich“ empfundenen Ziele mitberücksichtigt werden können. Diesem Planungsschema folgend werden aufbauend auf dem Zustand der Glems für das gesamte Einzugsgebiet Ziele, Leitbilder und Qualitätsparameter vorgestellt und siedlungswasserwirtschaftliche Planungsszenarien zu ihrer Erreichung formuliert.

Kernstück der Arbeit ist die im zweiten Teil beschriebene Simulation von Maßnahmenszenarien, welche abschließend auf die Erreichung unterschiedlicher Qualitätsziele hin bewertet werden. Die detaillierten Berechnungen beruhen auf einer Kombination dreier unterschiedlicher wasserwirtschaftlicher Simulationsmodelle: Ein Niederschlagsabfluss- und Schmutzfrachtmodell für die Siedlungsgebiete, ein Wasserhaushaltsmodell und ein Gewässergütemodell. Durch diese Kombination ist es möglich die stofflichen und hydrologischen Auswirkungen kleinräumiger Maßnahmen wie z.B. von Versickerungsmulden für ein großes Einzugsgebiet zu berechnen. Die Langzeitkontinuumssimulation über 30 Jahre für ein ungleichmäßig überregnetes Einzugsgebiet erlaubt es, aussagekräftige Bilanzen zu ziehen. Folgende Erkenntnisse können festgehalten werden:

Hochwasserabfluss:

Die gängige Formel je größer das Einzugsgebiet und je seltener das Hochwasserereignis ist, desto weniger können dezentrale Maßnahmen der Regenwasserbewirtschaftung den Hochwasserabfluss verringern ist für das Einzugsgebiet der Glems nicht gültig. Für die hochwasserreduzierende Wirkung konnte kein statistischer Zusammenhang zwischen Wiederkehrhäufigkeit und Hochwasserabflussreduktion gefunden werden. Vielmehr hängt die Wirkung der Maßnahmen an zwei Faktoren: Der ungleichmäßigen Überregnung des Einzugsgebietes, und der ungleichmäßigen Verteilung der Maßnahmen und damit der Siedlungsgebiete.

Unwahrscheinlich ist, dass durch die Bewirtschaftungsmaßnahmen Altwasser oder auch Vorereigniswasser unterhalb von Siedlungsgebieten mobilisiert wird und maßgeblich zum Hochwasserabfluss beiträgt. Stadtböden sind meist trockener und speichern weniger Wasser

als vergleichbare Böden außerhalb von Siedlungen.

Ergänzt wird diese Literaturstudie mit der Entwicklung von thematischen Karten zum vorbeugenden Hochwasserschutz: Es werden Karten des Einzugsgebietes vorgestellt, welche diejenigen Flächen ausweisen, die bodenbürtige Abflussprozesse induzieren könnten. Diese Flächen werden bei der flächendetaillierten Wasserhaushaltssimulation bewusst nicht mit Bewirtschaftungsanlagen versehen. Vor allem für Strategien des vorbeugenden Hochwasserschutzes außerhalb geschlossener Siedlungen sollten solche Karten planerische Basis werden.

Gewässergüte:

Die Schadstoffemission von Zehrstoffen (CSB, BSB, AFS) des vorherrschenden Mischsystems über Entlastungsbauwerke sind deutlich höher als durch Kläranlagenabläufe. Siedlungsbedingte Nährstoffemissionen werden hauptsächlich durch die Kläranlagen in die Glems eingetragen. Der bettbildende Abfluss (HQ1) wird durch Siedlungsabflüsse für das Gewässer kritisch überschritten.

Die Glems weist ein ungünstiges Verhältnis von Glemswasser und Kläranlagenablaufwasser auf. Dieses Verhältnis kann bei verstärkter Infiltration von Niederschlagswasser verbessert werden

Die Gewässergütesimulation der Glems unterlag zu starken modelltechnischen Vereinfachungen, als dass die Ergebnisse belastbar interpretiert werden könnten. Der immissionsorientierte Teil des kombinierten Ansatzes der Untersuchung der Gewässergüte in dieser Arbeit bleibt damit leider auf die Betrachtung des HQ1 beschränkt.

Maßnahmenwirkungen:

Diese Arbeit macht deutlich: Nur ein Bündel unterschiedlicher Maßnahmen ist in der Lage die gesteckten Ziele für ein Gewässer zu erreichen. Die abschließende Bewertung mittels einer Nutzwertanalyse zeigt dies deutlich.

Konventionelle Ableitungs- und Zwischenspeicherungsmaßnahmen zielen lediglich auf eine begrenzte Reduktion der Zehrstoffemissionen. Durch diese enge Fokussierung bleiben negative Effekte, wie Abflussverschärfung des HQ1 unberücksichtigt. Das Beispiel der Glems zeigt auch, dass der laufende Neuanschluss von weiteren Flächen an die bestehenden Netze trotz Mischwasserbeckenbau, punktuell zu Erhöhung der Emissionen führen kann. Bewirtschaftungsanlagen hingegen können eine Reduktion der Zehrstoffemissionen, eine erhöhte Grundwasserneubildung, eine Abflussverlangsamung und -vergleichmäßigung erreichen. Die Erhöhung der Kläranlagenbeschickung ist, entsprechende Kapazitäten der Kläranlagen vorausgesetzt, ein gut geeignetes Mittel die Zehrstofffrachten zu reduzieren. Aber es kann auch durch diese Maßnahme zu Abflussverschärfungen kommen. Den Retentionsbodenfilterbecken fehlen die breiten Umsetzungspotentiale, um vergleichbaren Einfluss auf die Gesamtemissionen nehmen zu können.

Multikriterielle Bewertung der Ergebnisse:

Die Anwendung eines Verfahren zur multikriteriellen Analyse erweist sich als notwendig um die Maßnahmenszenarien hinsichtlich ihrer unterschiedliche Ziele zu vergleichen. Das

Aufstellen einer Wirkungsmatrix, also die Bereitstellung der Eingangsparameter für die Bewertung, kann schon als ein wesentlicher Schritt einer integrierten Planung gesehen werden: Es zwingt zur Definition von Zielen und Qualitätsparametern, zu einem Maßnahmenvergleich mehrerer Maßnahmen und trägt somit entscheidend zu größerer Transparenz der Planung und der Entscheidung bei.

12 Ausblick

Nicht nur durch die Anforderungen der EU-WRRL, sondern auch durch die Einbeziehung weiterer Gewässergütekriterien werden umfassende siedlungswasserwirtschaftliche Planungen notwendig. Nachdem die erste Phase der EU-WRRL, die Bestandsaufnahme, bald abgeschlossen sein wird, stellt sich die Frage, wie die zweite Phase, die Maßnahmenplanung zu bewerkstelligen ist. Hierfür soll die vorliegende Arbeit ein Wegweiser sein. Eine Schwierigkeit wird sein, dass immer mehr Interessengruppen an den Planungen der Wasserwirtschaft teilnehmen wollen, da die Wasserrahmenrichtlinie den örtlichen Bezug aufweitet und die Untersuchung ganzer Einzugsgebiete verlangt, sowie dass die Maßnahmenplanung auf die gesellschaftlichen Anforderungen anzupassen ist. Der Beteiligungswille der Interessierten ist nicht zuletzt wegen der Maßnahmen der Regenwasserbewirtschaftung gestiegen, die eine Abkehr von der konventionellen Regenwasserableitung darstellen und das Regenwasser wieder in den gesellschaftlichen Kontext zurückholen. Die Regenwasserbewirtschaftung spricht breitere Bevölkerungsschichten an, so dass auch z.B. ästhetische Kriterien oder der Erholungswert für die Gewässer immer wichtig werden. So ist der kombinierte Ansatz zwischen Emissionsbegrenzung und Immissionsbetrachtung essentiell, sollen die Gewässer einen guten ökologischen Zustand erreichen. Daher müssen Methoden gefunden werden, die die berechnete Forderung nach stärkerer Partizipation an wasserwirtschaftlichen Planungen erfüllen und Wege aufzeigen wie die Bürger aktiv mitwirken können.

Das Ergebnis einer integrierten Planung wird immer die Lösung der „Maximalen Akzeptanz“ sein und nicht die technisch beste oder aufwendigste. Es ist an den planenden und ausführenden Ingenieuren dies zu verstehen, zu akzeptieren und eine neue Rolle einzunehmen: Die des Moderators eines Entscheidungsprozesses und nicht die des Maßnahmendiktators! Dazu gehört auch die Erkenntnis, dass Simulationsmodelle nicht Selbstzweck der Planung sein können. Ein noch so präzises Modell mag optimal aufgestellt sein und führt trotzdem nicht automatisch zu einer optimierten angepassten Planung. Die Arbeit macht auch deutlich, dass Potentialanalysen für Maßnahmen ebenso wichtig sind die Abbildung ihrer Wirkungen in wie Modellen.

Für eine gesamtwasserwirtschaftliche Planung eines Einzugsgebietes und seines Gewässers stellt diese Arbeit den ersten Schritt dar: Die Ausweitung der Potentialanalysen und der Modellierung auf Landwirtschaft und Forstwirtschaft, den Grundwasserhaushalt und die Einbindung dynamischer Kläranlagensimulationen ist unbedingt erforderlich und möglich. Die Maßnahmenplanung könnte dann den Wasserhaushalt eines Gesamteinzugsgebietes umfassen.

13 Literatur

- AG Bodenkunde (1994): Bodenkundliche Kartieranleitung, 4. Auflage, Schweizerbart, Stuttgart
- ATV-A 128 (1992): ATV-Arbeitsblatt A 128: Richtlinien für die Bemessung und Gestaltung von Regenwasserentlastungsanlagen in Mischwasserkanälen, GFA.
- ATV-DVWK (2001): "Arbeitsbericht: Optimierung des Mitteleinsatzes bei der Sanierung von Fließgewässern.", Hennef.
- Avery, K.R. & LaBombard, Y.O. (1998): Techniques Used in an Urban Watershed Planning Study, James, W., Advanced in Modelling the Management of Stormwater Impacts, chapter 25 (-vol.5).
- Becker, A. & Braun, P. (1999): "Disaggregation, aggregation and spatial scaling in hydrological modelling", Journal of Hydrology, 217, 239-252.
- Behrendt, H. & al., e. (1999): "Nährstoffbilanzierung der Flussgebiete Deutschlands.", Umweltbundesamt, Berlin
- Beichert, J.; Hahn, H.H. & Fuchs, S. (2001?): Stoffaustrag aus Kanalisationen; Hydrologie bebauter Gebiete, Forschungsbericht, Deutsche Forschungsgemeinschaft.
- Bliefert, C. (2002): Umweltchemie, Wiley VCH, Weinheim.
- Blume, H.-P. (1993): "Böden", Sukopp, H., Wittig, R., Stadtökologie; S. 154-170, Gustav-Fischer Verlag, Stuttgart.
- Böhm, E. & al., e. (1999): "Maßnahmenplan Nachhaltige Wasserwirtschaft - Handlungsschwerpunkte für einen zukunftsorientierten Umgang mit Wasser in Deutschland.", Umweltbundesamt, Berlin,
- Brombach, H., Fuchs, Stephan (2002): Datenpool gemessener Verschmutzungskonzentrationen von Trocken- und Regenwasserabflüssen in Misch- und Trennkantion, Abschlussbericht, 31.01.2002, ATV-DVWK-Forschungsfonds 2001.
- Brombach, H. & Weiß, G. (2004): 37. Essener Tagung für Wasser- und Abfallwirtschaft, Kritische Bewertung der Immissionsbelastung der Gewässer durch Regenwassereinleitungen.
- Bronstert, A.; Demuth, N. & Meuser, A. (1999): "Einfluss von Versiegelungen mit anschließender Versickerung des Niederschlagswassers auf den Wasserhaushalt von Hängen", Wasser & Boden, 51. Jahrgang (Heft 6), S. 9-14.
- Bronstert, A.; Vollmer, S. & Ihringer, J. (1995): "Die Bedeutung von Flurbereinigungsmaßnahmen für das Abflussverhalten von Starkniederschlägen in ländlichen Gebieten", Wasser & Boden, 47 (9), 29-45.
- Bullermann M & R., W. (2000): Gesplittete Abwassergebühr - ökologische Regenwasserbewirtschaftung, Steuerungsinstrumente, Kosten, und Erfahrungen, Fachhochschulverlag.
- Burghardt, W. (1991): Wasserhaushalt von Stadtböden, Schumacher, H., Thiesmeier, B., Urbane Gewässer, S. 395-412.
- Buttle, J.M. (1994): "Isotope hydrograph separations and rapid delivery of pre-event water from drainage basins", Progress in Physical Geography, 18 (1), 16-41.
- BWK-M 3 (2001): Ableitung von Anforderungen an Niederschlagswassereinleitungen unter Berücksichtigung örtlicher Verhältnisse, Merkblatt Nr.3, Bund der Ingenieure für Wasserwirtschaft, Abfallwirtschaft und Kulturbau.

- Darschnik, S. (1998): Erfahrungen bei der Erarbeitung und Umsetzung von wasserwirtschaftlich/ökologischen Gesamtkonzepten im städtischen und ländlichen Raum. in: Wasserwirtschaftliche Systeme Tagung an der RWTH Aachen
- DVWK (1999): "DVWK-Materialien 1/1999: Integrierte Bewertung wasserwirtschaftlicher Maßnahmen." , DVWK, Bonn.
- Endres, A. & Ohl, C. (2004): Der Handel mit Emissionsrechten aus wirtschaftswissenschaftlicher Sicht, Erich-Schmidt Verlag.
- EPA (2003): "Water Quality Trading Assessment Handbook: EPA Region 10's Guide to Analyzing Your Watershed." , Environmental Protection Agency, Cincinnati.
- EU (2000): "Richtlinie 2000/60/EG des Europäischen Parlamentes und des Rates vom 23. Oktober 2000 zur Schaffung eines Ordnungsrahmens für Maßnahmen der Gemeinschaft im Bereich Wasserpolitik, Wasserrahmenrichtlinie (WRRL); abl. EG Nr. L 327." .
- Eugenio, J. (2003): "Best practise in river basin planning, Guidance on the planning process." , Communication Information Resource Centre Administrator (EU), Brüssel.
- Fürst, D. (2001): Planungstheorie, in: Handbuch Theorien + Methoden der Raum- und Umweltplanung, Dortmund (Handbücher zur Umweltplanung - HzU 4)Dortmunder Vertrieb für Bau- und Planungsliteratur.
- Geldof, G. (2003): "Stormwater Management and Decision Making Process." , Fa. TAUW, Nijmegen, , www.daywater.org, 20.08.2004
- Geldof, G. (2004): "Inventory of urban dynamics." , Fa. TAUW, Nijmegen, www.daywater.org, 20.08.2004
- Göttle, A. (1978): Ursachen und Mechanismen der Regenwasserverschmutzung - Ein Beitrag zur Modellierung der Abflussbeschaffenheit in städtischen Gebieten, Institut für Bauingenieurwesen Technische Universität München, Berichte aus Wassergütewirtschaft und Gesundheitsingenieurwesen, Heft Nr. 23.
- Grottker, M. (1987): Regenwasserbehandlung in Trennsystemen, Mitteilungen des Institutes für Wasserwirtschaft, Hydrologie und landwirtschaftlichen Wasserbau, Universität Hannover, Heft 66.
- Grüning, H. (2002): "Ein Modell zur simultanen Bewirtschaftung von Kanalnetz und Kläranlage unter Berücksichtigung resultierender Gewässerbelastungen", Dissertation, Ruhr-Universität Bochum.
- Gujer, W. (1999): Siedlungswasserwirtschaft, Springer Verlag, Berlin.
- Hallbach, U. (2003): "Was ist unter dem chemischen Sauerstoffbedarf einer Wasserprobe zu verstehen?" , Institut Hallbach, Werdau.
- Hydrotec (2000): "NASIM Handbuch", Aachen.
- Ingenieurgesellschaft Prof. Dr. Sieker mbH (1998): "Programmbeschreibung Murisim", Version 3.1, Ingenieurgesellschaft Prof. Dr. Sieker mbH, Dahlwitz-Hoppegarten.
- Ingenieurgesellschaft Prof. Dr. Sieker mbH (2004): "Eco.RwB." , Hoppegarten.
- Kaiser, M. (2004): "Naturnahe Regenwasserbewirtschaftung als Baustein einer nachhaltigen Siedlungsentwicklung demonstriert mithilfe der Entwicklung und Umsetzung von Modellprojekten", Dissertation Universität Dortmund.
- Katzenmaier, D.; Fritsch, U. & Bronstert, A. (2001): Quantifizierung des Einflusses von Landnutzung und dezentraler Versickerung auf die Hochwasserentstehung, in: Hochwasserschutz heute, Nachhaltiges Wassermanagement, Hrsg. Prof. F. Sieker, Erich-Schmidt Verlag.

- Kloepfer, M. (2004): Der Handel mit Emissionsrechten im System des Umweltrechts, Erich-Schmidt Verlag.
- Kögel-Knabner (2000): Vorlesungsskript Anthropogen beeinflusste Böden Teil1, www.wzw.tu-muenchen.de/bk/Vorlesung/2belast.pdf, Lehrstuhl für Bodenkunde, TU-München, München
- Knoll Ökoplan (1998): "Voruntersuchung für das geplante Erprobungs- und Entwicklungsvorhaben: "Neue Biotopinseln und Strukturanreicherung in ausgebauten Abschnitten des Glems-Gewässersystems" , Stadt Leonberg, Knoll Ökoplan, Sindelfingen.
- Krebs, P. (2002): Hannoversche Softwaretage, Integrierte Betrachtung von Kanalnetz, Kläranlage und Gewässer. Tagungsband
- Krein, A. (2000): "Der Einfluss des Bodens auf die Wellenform und den Stofftransport bei Hochwasser in kleinen Einzugsgebieten", Hydrologie und Wasserbewirtschaftung, 44.Jahrgang (1), 19-27.
- Krejci, V.; Frankenhauser, R.; Gammeter, S.; Grottker, M.; Harmuth, B., et al. (1994): Integrierte Siedlungsentwässerung Fallstudie Fehraltorf, Schriftenreihe der EAWAG, Dübendorf-Zürich, Schweiz.
- Lammersen, R. (1997): Die Auswirkungen der Stadtentwässerung auf den Stoffhaushalt von Fließgewässern, Dissertation, Universität Hannover
- Landesanstalt für Umweltschutz (LfU) Baden-Württemberg (2000): Niederschlagsreihen für die Langzeitsimulation, Baden-Württemberg, L. f. U., Siedlungswasserwirtschaft, 14, Karlsruhe.
- Landesanstalt für Umweltschutz (LfU) Baden-Württemberg (2002): "Entwicklung der Fließgewässerbeschaffenheit in Baden-Württemberg.", Karlsruhe.
- Luft, G.; Morgenschweis, G. & Keller, R. (1981): "Auswirkungen von Grossterrassierungen auf hydrologische Prozesse im Ostkaiserstuhl", Wasser & Boden, 33 (9), 436-442.
- Maniak, U. (2001): Wasserwirtschaft, Springer Verlag, Berlin.
- Mendel, H.-G. (2000): Elemente des Wasserkreislaufs - Eine kommentierte Bibliographie zur Abfließbildung, Bundesanstalt für Gewässerkunde und Analytica Verlag.
- Mertsch, V.; Stölting, B. & Haußmann, R. (2001): Gewässeremissionen aus Mischwasserentlastungen, Lehrstuhl für Siedlungswasserwirtschaft und Umwelttechnik.
- Meulenberg M.; Krahe P.; Buiteveld H.; Schädler B. & Naef F. (2001): "Development of Methodologies for the Analysis of the Efficiency of Flood Reduction Measures in the Rhine Basin on the Basis of Reference Floods." , CHR, BfG, RIZA, BWG, ETH, www.irma-sponge.org, 23.08.2004.
- Ministerium für Umwelt und Forsten Rheinland-Pfalz (2001): "Hochwasserrückhalt - Schonende Bewirtschaftung von sensiblen Niederschlagsflächen und Bachauen." , Landesamt für Wasserwirtschaft Mainz, 38.
- Nordrhein-Westfalen, L. (1998): "Simulation kommunaler Kläranlagen.", Landesumweltamt Nordrhein-Westfalen, Essen.
- Oud, E. (1998): Multi-Criteria Planning with public participation for a large private sector funded hydroproject, in: Wasserwirtschaftliche Systeme Tagung an der RWTH Aachen
- Pecher, K.-H. (2001): "Vorschlag zur Betriebskostenaufteilung auf Schmutz- und Niederschlagswasser", 7. Workshop der Pecher Software GmbH 20. Juni in Ulm.

- Pierer, K. (2002): "Die flächenbezogene Regenwassergebühr als Instrument einer verursachergerechten Umlegung von Entwässerungskosten", Diplomarbeit TU-Dresden.
- Plümacher, J. (1999): Kalibrierung eines regionalen Grundwasserströmungsmodells mit Hilfe von Umwelteisotopeninformationen, Stuttgart, A. f. U. d. S., Schriftenreihe des Amtes für Umweltschutz der Landeshauptstadt Stuttgart, 1/1999, Stuttgart.
- Regierungspräsidium Stuttgart (1989): "Gewässersanierungsprogramm Glems", Stuttgart.
- Renger, R. (1993): "Bodenwasser- und Grundwasserhaushalt", Sukopp, H. & Wittig, R., Stadtökologie, Gustav-Fischer Verlag, Stuttgart.
- Rohde, F.G. (1998): Planungssystematik in: Wasserwirtschaftliche Systeme Tagung an der RWTH Aachen
- Sander, T. (2003): Ökonomie der Abwasserbeseitigung, Springer Verlag, Berlin.
- Scheffer & Schachtschabel (1989): Lehrbuch der Bodenkunde, 12. Auflage/ 491 S., Stuttgart
- Schmitt, T. (2003): Regenentlastungen in Mischwasserkanälen Arbeitsblatt ATV A 128 und Merkblatt ATV-DVWK M177 in: 2. Regenwassertage 15./16.10.2003, Hennef
- Scholles, D. (2001): Bewertungsmethoden, in: Handbuch Theorien + Methoden der Raum- und Umweltplanung, Dortmund (Handbücher zur Umweltplanung - HzU 4) Dortmunder Vertrieb für Bau- und Planungsliteratur.
- Scholles, F. (2001): Zielsysteme und Entscheidung, in: Handbuch Theorien + Methoden der Raum- und Umweltplanung, Dortmund (Handbücher zur Umweltplanung - HzU 4) Dortmunder Vertrieb für Bau- und Planungsliteratur.
- Schröder, J. (2000): "Auswirkungen verschiedener dezentraler Maßnahmen der Regenwasserbewirtschaftung in Siedlungsgebieten auf das Abflussregime eines Gewässers", Diplomarbeit, Universität Hannover.
- Schweres, M. (1999): Gesundheits- und Arbeitsschutz in der Investitionsplanung, DV-Unterstützung für erweiterte Wirtschaftlichkeitsrechnungen, Schriftenreihe der Bundesanstalt f. Arbeitsschutz und Arbeitsmedizin, Fb 849, Dortmund/Berlin.
- Seggelke, K. & Rosenwinkel K.-H. (2004): "Integrierte Bewirtschaftung von Kanalnetz und Kläranlage", KA-Abwasser-Abfall, 2004 (51).
- Seggelke, K. (2003): Integrierte Bewirtschaftung von Kanalnetz und Kläranlage zur Reduzierung der Gewässerbelastung, Schriftenreihe des Instituts für Siedlungswasserwirtschaft und Abfalltechnik der Universität Hannover, Heft 124
- Seidel, K.-H. (1998): "Macht die Abwasserabgabe heute noch Sinn?", wwt (8/1998 1/1999), 8/1998: S.19-22; 1/1999: S. 10-16.
- Sieker, F. (2003): "Regen(ab)wasser und Misch(ab)wasser, eine vernachlässigte Schmutzquelle?", gwf, Heft 9.
- Sieker, F. (2004): "Regen(ab)wasserbehandlung und -bewirtschaftung unter Berücksichtigung der Anforderungen nach §7a WHG und einer möglichst ortsnahe Versickerung." , Umweltbundesamt, Berlin, 253.
- Sieker, H. (2001): "Generelle Planung der Regenwasserbewirtschaftung in Siedlungsgebieten", Dissertation, Technische Universität Darmstadt.
- Sieker, F. & Zimmerman, U. (2002a): "Ermittlung der Regenwassergebühr für Leonberg." , Universität Hannover, Institut f. Wasserwirtschaft, Hydrologie u. landwirt. Wasserbau, Hannover.
- Stadt Leonberg Dezernat II (2000): "Beschlussvorschlag "Engelberg Nordhang" , Leonberg.
- Steinberg; Weigert; Möller & Jekel (2002): Nachhaltige Wasserwirtschaft, Umwelt, D. B., Initiativen zum Umweltschutz, 36, Erich Schmidt Verlag, Berlin.

- Thurston, H.; Goddard, H.; Szlag, D. & Lemberg, B. (2003): "Controlling Storm-Water Runoff with Tradeable Allowances for Impervious Surfaces", Journal of Water Resources Planning and Management (September/Oktober 2003).
- Uhlenbrook, S. & Leibundgut, C. (1997): "Abflußbildung bei Hochwasser in verschiedenen Raumskalen", Wasser & Boden, 49 (9), 13-22.
- Xanthopoulos, C. (1991) Stoffströme in der Urbanhydrologie -Oberfläche-, Institut für Siedlungswasserwirtschaft Universität Karlsruhe, Band 1.
- Xanthopoulos, C. (1992): "Niederschlagsbedingter Schmutzstoffeintrag in die Kanalisation. In: Hahn, H.H.; Xanthopoulos, C.: Schadstoffe im Regenabfluß, 2. Präsentation eines BMFT-Verbundprojektes", Schriftenreihe des Instituts für Siedlungswasserwirtschaft der Universität Karlsruhe, Heft 64, S. 147-166.
- Xanthopoulos, C. & Hahn, H.H. (1995): Schadstoffe im Regenabfluss III, 3. Präsentation eines BMFT-Verbundprojektes, Schriftenreihe des Instituts für Siedlungswasserwirtschaft der Universität Karlsruhe, Heft 73
- Zimmerman U. & Sieker F.. (2000): "Hochwasserdämpfende Maßnahmen in Siedlungsgebieten", Institut für Wasserwirtschaft, Hydrologie und landwirtschaftlichen Wasserbau, Universität Hannover.

14 Software

ArcView 3.2, Geographisches Informationssystem der Fa. ESRI

NASIM, Wasserhaushaltsmodell der Fa. Hydrotec

TimeView, Zeitreihenanalyseprogramm der Fa. Hydrotec

STORM, Schmutzfrachtmodell der Ingenieurgesellschaft Prof. Dr. Sieker mbH

ATV-FGSM, Gewässergütemodell der ATV

Eco.RwB, Excel Routine mit Datenbank zur Ermittlung von Kosten

Nutzwert, Excel Routine der TU-Berlin, Fachbereich Wasserreinigung zur Nutzwertanalyse

15 Abkürzungen

AKP: Allgemeiner Kanalisationsplan (= GEP)

BK: Betriebskosten

BSB: biologischer Sauerstoffbedarf

BMU: Bundesministerium für Umweltschutz

BÜK: Bodenübersichtskarte

CSB: chemischer Sauerstoffbedarf

DBU: Deutsche Bundesstiftung Umwelt

EU-WRRRL: Wasserrahmenrichtlinie der EU

GEP: Generelle Entwässerungsplanung

GIS: Geographisches Informationssystem

KA: Kläranlage

LfU: Landesanstalt für Umweltschutz (Baden-Württemberg)

MRE: Mulden-Rigolen-Element

MRS: Mulden-Rigolen-System

MTEG: Mischwasserteileinzugsgebiet

NH₄: Ammonium

NO₃: Nitrat

Norg: organischer Stickstoffanteil

Pges: Gesamt Phosphor

RBF: Retentionsfilterbecken

RIPS: Räumliches Informations- und Planungssystem des Landes Baden-Württemberg

RUE: Regenüberlauf

RUEB: Regenüberlaufbecken

RW: Regenwasser (Niederschlagswasserabfluss)

SW: Schmutzwasser

TG: Teileinzugsgebiet

16 Tabellenverzeichnis

Tabelle 1: Alter und Neuer Planungsansatz nach Oud (verändert).....	16
Tabelle 2: Aspekte der drei Formen der Wasserwirtschaft nach [Geldof, 2003]	23
Tabelle 3: Zeitreihen und Zeiträume zur NA-Simulation.....	38
Tabelle 4: Eingangsdaten Stadtentwässerung (Übersicht).....	39
Tabelle 5: Eingangsdaten Niederschlags-Abfluss-Modellierung	40
Tabelle 6: Flächenanteile der Landnutzungen; Grundlage: Daten aus dem räumlichen Informations- und Planungssystem (RIPS).....	41
Tabelle 7: Geologie, Petrograph und Hydrogeologie Grundlage: Daten aus dem räumlichen Informations- und Planungssystem (RIPS)	44
Tabelle 8: Regionalisierte Hochwasserabfluss-Kennwerte der Pegel; Quelle: RIPS	47
Tabelle 9: HQ(T) Werte des Pegels Talhausen nach Auswertung der Messreihe mittel der Gumbel-Verteilung.....	47
Tabelle 10: Aufteilung der Abflüsse	49
Tabelle 11: Chemische Gewässergüte nach Auswertung der Messkampagne (1999-2000) Quelle: LfU Baden-Württemberg	49
Tabelle 12: Kennzahlen und Reinigungsverfahren der Kläranlagen (Quelle: LfU).....	54
Tabelle 13: Jahresmittelwerte der Kläranlagenabläufe (Quelle. Landesbehörde)	54
Tabelle 14: Planungsziele, Zielgrößen, Zielgrößenparameter.....	59
Tabelle 15: Beispiel Flächenbilanz für das MTEG.....	64
Tabelle 16: Eingangparameter für die Abfluss- und Schmutzfrachtberechnung STORM1	65
Tabelle 17: Querbauwerke im Gewässerverlauf der Glems	71
Tabelle 18: Vegetationsarten im Gütemodell.....	72
Tabelle 19: Vergleich der gemessenen (Quelle: Landesbehörde) mit der simulierten Jahresabwassermenge.....	77
Tabelle 20: Vergleich der gemessenen und berechneten Abflussvolumen (Jahr 2000)	79
Tabelle 21: Modellgüteparameter	80
Tabelle 22: Abflüsse von Pegel- und Gesamteinzugsgebiet	82
Tabelle 23: Eingabedaten in das Gütemodell; (Werte für das Winterereignis in Klammern)	84
Tabelle 24: Flächenverteilung der siedlungswasserwirtschaftlichen Szenarien in [ha].....	88
Tabelle 25: Planungsinhalt der AKP	90
Tabelle 26: kf-Werte und Bewirtschaftungsanlagen	92
Tabelle 27: Abgekoppelte Flächenanteile in [ha] im Vergleich zum AKP-Zustand	95
Tabelle 28: Standorte der Retentionsbodenfilter	96
Tabelle 29: Maßnahmenzusammenstellung der Kombinationsvariante.....	97
Tabelle 30: Wasserbilanz einer natürlichen Fläche im Vergleich zu einer versiegelten Fläche, die über Versickerungsmulden bewirtschaftet wird. Für den 24 monatigen Simulationszeitraum [Bronstert et al., 1999]	99
Tabelle 31: Übersicht Abflussbildungsprozesse	101
Tabelle 32: Pre-event water (Vorereigniswasser) als Beitrag zum Hochwasser. Nach ([Buttle, 1994], aus [Becker, Braun, 1999]	107
Tabelle 33: Bodenphysikalische Kennwerte eines Ackerbodens und eines städtischen Auftragsbodens aus Lößlehm im Ruhrgebiet. Mittelwert 0-100 cm Tiefe [Burghardt, 1991].....	109
Tabelle 34: Zurückgehaltene Niederschlagsmenge der Bewirtschaftungssysteme in [%] für ausgesuchte Hochwasserereignisse und verschiedene Niederschlagsmessstationen; berechnet mit dem Programm STORM	114
Tabelle 35: Beurteilung der Retention für das Glemseinzugsgebiet	116
Tabelle 36: Vergleich zweier Abkopplungsszenarien auf den Hochwasserabfluss.....	122
Tabelle 37: Tabelle Verminderung von Hochwasservolumen und Abflussmaximum für sechs advective Ereignisse bei einer Anwendung von Versickerungsmaßnahmen auf 54% der versiegelten Fläche (optimierte Variante sortiert nach der Wirksamkeit) und deren Zusammenhang zu Basisabflussanteil, Dauer und Wiederkehrintervall; Quelle: [Katzenmaier et al., 2001]	129
Tabelle 38: Vergleich der niederschlagsbedingten CSB-Frachten [in kg/a] für das Glems-Einzugsgebiet	138
Tabelle 39: Verteilungsschlüssel und Betriebskosten (der Stadt Leonberg) zur Berechnung der Betriebskostenanteile für Schmutz- und Regenwasserbeseitigung; Quelle: [Sieker, Zimmerman, 2002a] [Pierer, 2002]	158
Tabelle 40: Betriebskosten in [€/a] der einzelnen Maßnahmenzenarien für das Kostenszenario „Gesamt“	159

Tabelle 41: Betriebskosten in [€/a] der einzelnen Maßnahmenzenarien für das Kostenszenario „Öffentliche Hand“	159
Tabelle 42: Investitionskosten (in Mio. €) der Kostenszenarien	161
Tabelle 43: Projektkostenbarwerte (in Mio. €) der Kostenszenarien	162
Tabelle 44: Ergebnismatrix der Szenarien für das Gesamtgebiet	166
Tabelle 45: Gewichtung der Qualitätsziele	166
Tabelle 46: Zielerreichungsgrade der Szenarien für die einzelnen Qualitätsziele	167
Tabelle 47: Charakteristiken der ausgewerteten Teilgebiete	189
Tabelle 48: Betriebskostenaufteilung auf die Kostenträger (Zusammenfassung)	205
Tabelle 49: Berechnungsbeispiel der Projektkostenbarwerte und Investitionskosten am Beispiel Abkopplung / Subvention	206
Tabelle 50. Nutzenfunktionen der Qualitätsziele	207

17 Abbildungsverzeichnis

Abbildung 1: Einflussfaktoren in Flussgebieten	13
Abbildung 2: Konsensmatrix (nach Geldof [Geldof, 2003]).....	21
Abbildung 3: Die drei Formen der Kontext-Beteiligung in der Wasserwirtschaft (Quelle: [Geldof, 2003])	22
Abbildung 4: Statischer Planungsprozess	24
Abbildung 5: Dynamischer Planungsprozess (Quelle: [Geldof, 2003]).....	24
Abbildung 6: Ablauf einer integrierten wasserwirtschaftlichen Planung	28
Abbildung 7: Funktion eines Decision Support Systems	29
Abbildung 8: Funktionsweise des Emissionshandels (Quelle www.dehst.de/1.7.2004)	31
Abbildung 9: Pegel und Niederschlagsstationen (rot umrandet: die für die Kalibrierung verwendeten Niederschlagsstationen) Quelle: Landesanstalt für Umweltschutz, Baden-Württemberg.....	37
Abbildung 10: Landnutzung, Grundlage: Daten aus dem räumlichen Informations- und Planungssystem (RIPS).....	42
Abbildung 11: Leitbodentypen, Grundlage: Daten aus dem räumlichen Informations- und Planungssystem (RIPS).....	43
Abbildung 12: Geologische Formationen und Petrograph, Grundlage: Daten aus dem räumlichen Informations- und Planungssystem (RIPS)	45
Abbildung 13: Niederschlagsverteilung im Einzugsgebiet	46
Abbildung 14: Auswertung der Messreihe des Pegels Talhausen mittels der Gumbel-Verteilung und der log-Gumbel Verteilung.....	48
Abbildung 15: Chemische Gewässergüte: BSB (1999-2000).....	50
Abbildung 16: Strukturgüte der Glems im Histogramm (Quelle: [Knoll-Ökoplan-GmbH, 1998]	50
Abbildung 17: Strukturgüte der Fließgewässer im Einzugsgebiet; Quelle: [Knoll-Ökoplan-GmbH, 1998]	51
Abbildung 18: Chemische Gewässergüte für ausgesuchte Parameter, Quelle: LfU.....	52
Abbildung 19: Entlastungsbauwerke, Kläranlagen und Mischwasserteileinzugsgebiete; Grundlage: Daten aus dem räumlichen Informations- und Planungssystem (RIPS)	55
Abbildung 20: Beispiel Zielsystem; Quelle: [Scholles, 2001] (verändert)	56
Abbildung 21: Teilgebietsaufteilung	66
Abbildung 22: Zeitflächenfunktion des Einzugsgebietes, Zeit in Stunden bezogen auf den Pegel Talhausen	67
Abbildung 23: Ersatzsystem des Gewässergütemodells.....	68
Abbildung 24: Zusammenspiel der Simulationsmodelle	75
Abbildung 25: Weg der Kalibrierung und Verifizierung des Modells.....	76
Abbildung 26: Station Talhausen: Vergleich der gemessenen (rot) und berechneten (blau) Trockenwetter-Ganglinien in [m ³ /s].....	78
Abbildung 27: Station Talhausen: Vergleich von berechneter (blau) und gemessener (rot) Abflussganglinie in [m ³ /s] im Regenfall.....	78
Abbildung 28: Einzugsgebiet der Kläranlage Talhausen; rot markiert ist das Teilgebiet „Uriex“ das unterhalb des Pegels Talhausen liegt	81
Abbildung 29: Station Talhausen: Vergleich von Ganglinien des Pegelinzugsgebietes (berechnet: rot; gemessen: schwarz) und des Gesamtgebietes (blau):	82
Abbildung 30: Ergebnis der Kalibrierung des Gütemodells (Sommer) ¹	86
Abbildung 31: Ergebnis der Kalibrierung des Gütemodells (Winter) ¹	87
Abbildung 32: Simulationsweg	89
Abbildung 33: mögliche Regenwasser-Bewirtschaftungssysteme (Auswertung der Bodendaten), Grundlage: Daten aus dem räumlichen Informations- und Planungssystem (RIPS)	93
Abbildung 34: Abkopplungspotentiale im Einzugsgebiet, Grundlage: Daten aus dem räumlichen Informations- und Planungssystem (RIPS)	94
Abbildung 35: Funktion der variablen Sättigungsflächen bei Starkregen; aus [Mendel, 2000] nach Hewlett & Troendle (1975).....	102
Abbildung 36: Schematische Darstellung variabler Sättigungsflächen mit Überlandfließen bei Starkregen; aus [Mendel, 2000] nach Hewlett & Nutter (1970).....	103
Abbildung 37: Vergleich der Bodenwassercharakteristik eines städtischen Auftragsbodens (Depo- Pararendzina) mit Böden unterschiedlicher Körnung (nach [Renger, 1993] & [Scheffer, 1989]).	108
Abbildung 38: Wasserspeicherung eines "natürlichen" und eines anthropogen veränderten Bodens; aus [Kögel-Knabner, 2000].....	110

Abbildung 39: Grundwasserneubildungen bei unterschiedlichen Flächennutzungen und Versiegelungsanteilen [Kögel-Knabner, 2000] nach Renger	110
Abbildung 40: Dauer der Versickerung eines Hochwasserereignisses bei verschiedenen hydraulischen Durchlässigkeiten	113
Abbildung 41: Bodenwasserhaushalt nach Interpretation der BÜK; Grundlage: Daten aus dem räumlichen Informations- und Planungssystem (RIPS).....	118
Abbildung 42: Abflussbereitschaft und Rückhaltepotential des dezentralen Hochwasserschutzes; Grundlage: Daten aus dem räumlichen Informations- und Planungssystem (RIPS)	119
Abbildung 43: Ereignisvergleich Abkopplung und AKP-Umsetzung bezogen auf das Gesamteinzugsgebiet	121
Abbildung 44: Ereignisvergleich Abkopplung und AKP-Umsetzung bezogen auf 90% des Gesamteinzugsgebiets	123
Abbildung 45: Vergleich der HQ100-Abflüsse für zwei Szenarien	124
Abbildung 46: Vergleich der zwei größten Ereignisse für das Gesamtgebiet und das Teilgebiet "Schw"	125
Abbildung 47:Extremwertstatistische Auswertung der NA-Simulation für das Gesamtgebiet: Szenarien Vergleich	126
Abbildung 48:Extremwertstatistische Auswertung der NA-Simulation für das Teilgebiet „Schw“: Szenarien Vergleich.....	127
Abbildung 49: Simulation zweier etwa 3-jährlicher Hochwasserereignisse im Einzugsgebiet der Lein für den Ist-Zustand und zwei Szenarien zur Niederschlagsversickerung in Siedlungsgebieten bei Anschluss von 1,3 % der Einzugsgebietsfläche Quelle: [Katzenmaier et al., 2001]	129
Abbildung 50: Abflussverteilung der Szenarien	133
Abbildung 51: CSB Fracht in [t/a] der Siedlungsabflüsse pro Jahr.....	134
Abbildung 52: AFS Fracht in [t/a] der Siedlungsabflüsse pro Jahr	135
Abbildung 53: Jahresfrachten in [t/a] und Wirkungen bezogen auf die Überläufe im Einzugsgebiet (ohne Lotterberg 2)	136
Abbildung 54: Pges Frachten in [kg/a] der Siedlungsabflüsse für das Gesamteinzugsgebiet	136
Abbildung 55: NO ₃ Frachten in [kg/a] der Siedlungsabflüsse für das Gesamteinzugsgebiet.....	137
Abbildung 56: Schmutzfrachtquellen für Trenn- und Mischsysteme (Quelle [Brombach, Weiß, 2004])	138
Abbildung 57: Simulierte Wirkung der Drosselabflusserhöhung auf die Frachtemission für den Parameter CSB, Quelle: [Grüning, 2002]	139
Abbildung 58: NH ₄ Frachten nach Erhöhung des Drosselabflusses; Quelle: [Seggelke & Rosenwinkel, 2004]	140
Abbildung 59: NH ₄ -Fracht in [kg] der Siedlungsabflüsse pro Jahr für das Gesamteinzugsgebiet	141
Abbildung 60: Szenario: Referenzzustand: CSB Fracht in [kg/ha*a].....	142
Abbildung 61: Szenario: AKP-Umsetzung: CSB Fracht in [kg/ha*a]	142
Abbildung 62: Szenario: AKP-Umsetzung: AFS-Fracht pro Jahr und Teilgebiet (in grau Teilgebiete ohne Siedlungsanteil)	143
Abbildung 63: Szenario: Abkopplung: AFS-Fracht pro Jahr und Teilgebiet (in grau Teilgebiete ohne Siedlungsanteil)	143
Abbildung 64: Szenario: AKP-Umsetzung: Anzahl Überläufe pro Jahr	146
Abbildung 65: Szenario: Kombination: Anzahl Überläufe pro Jahr.....	146
Abbildung 66: Szenario: Referenzzustand: Abweichung von Emissions-HQ1.....	147
Abbildung 67: Szenario: Abkopplung: Abweichung von Emissions-HQ1	147
Abbildung 68: Szenario: AKP-Umsetzung: Abweichung von Immissions-HQ1.....	148
Abbildung 69: Szenario: Abkopplung: Abweichung von Immissions-HQ1	148
Abbildung 70: Serie von Gewässerzuständen – Variante: AKP Umsetzung - Niederschlagereignis im August 2000.....	153
Abbildung 71: Serie von Gewässerzuständen – Variante: Abkopplung - Niederschlagereignis im August 2000.....	154
Abbildung 72: Variantenvergleich für das Niederschlagsereignis im August 2000 bezogen auf die BSB5-Konzentration an der Gewässergütemessstelle Ditzingen	155
Abbildung 73: Variantenvergleich für das Niederschlagsereignis im August 2000 bezogen auf die AFS-Konzentration an der Gewässergütemessstelle Ditzingen.....	156
Abbildung 74: Gesamtnutzwerte der Szenarien für das Gesamtgebiet (Variante Gesamtkosten)	167
Abbildung 75: Gesamtnutzwerte der Szenarien für das Gesamtgebiet (Variante „Öffentliche Hand“).....	168
Abbildung 76: Gesamtnutzwerte der Szenarien für das Gesamtgebiet (Variante „Subvention“)	169
Abbildung 77: Sensitivitätsanalyse Projektkostenbarwerte	170
Abbildung 78: Sensitivitätsanalyse Hochwasserabfluss.....	170
Abbildung 79: Sensitivitätsanalyse AFS-Jahresfracht	171

Abbildung 80: Sensitivitätsanalyse Nitrat-Jahresfracht.....	171
Abbildung 81: Teilgebiet Ruth Abflussganglinie Ereignis 11.Dezember 1973	187
Abbildung 82: Teilgebiet Ruth Abflussganglinie Ereignis 20. Mai 1970	187
Abbildung 83: Teilgebiet Leo Abflussganglinie Ereignis 11.Dezember 1973	188
Abbildung 84: Teilgebiet Leo Abflussganglinie Ereignis 20. Mai 1970	188
Abbildung 85: Norg Frachten der Siedlungsabflüsse für das Gesamteinzugsgebiet	190
Abbildung 86: BSB-Fracht in [t/a] der Siedlungsabflüsse pro Jahr.....	190
Abbildung 87: Drosselerhöhung: CSB Fracht in [kg/ha*a].....	191
Abbildung 88: Abkopplung: CSB Fracht in [kg/ha*a]	191
Abbildung 89: Bodenfilter: CSB Fracht in [kg/ha*a].....	192
Abbildung 90: Kombination: CSB Fracht in [kg/ha*a]	192
Abbildung 91: Referenzzustand: AFS-Emissionen pro Jahr und Teilgebiet.....	193
Abbildung 92: Drosselerhöhung: AFS-Fracht pro Jahr und Teilgebiet	193
Abbildung 93: Bodenfilter: AFS-Fracht pro Jahr und Teilgebiet	194
Abbildung 94: Kombination: AFS-Fracht pro Jahr und Teilgebiet	194
Abbildung 95: Referenzzustand: Anzahl Überläufe pro Jahr.....	195
Abbildung 96: Abkopplung: Anzahl Überläufe pro Jahr	195
Abbildung 97: Drosselerhöhung: Anzahl Überläufe pro Jahr	196
Abbildung 98: Bodenfilter: Anzahl Überläufe pro Jahr.....	196
Abbildung 99: Drosselerhöhung: Abweichung von Emissions-HQ1.....	197
Abbildung 100: Bodenfilter: Abweichung von Emissions-HQ1	197
Abbildung 101: Kombination: Abweichung von Emissions-HQ1	198
Abbildung 102: Referenzzustand: Abweichung Immissions-HQ1	198
Abbildung 103: Drosselerhöhung: Abweichung von Immissions-HQ1	199
Abbildung 104: Bodenfilter: Abweichung von Immissions-HQ1	199
Abbildung 105: Kombination: Abweichung von Immissions-HQ1.....	200
Abbildung 106: Serie von Gewässerzuständen – Variante: Drosselerhöhung - Niederschlagereignis im August 2000	201
Abbildung 107: Serie von Gewässerzuständen – Variante: Bodenfilter - Niederschlagereignis im August 2000.....	202
Abbildung 108: Serie von Gewässerzuständen – Variante: Kombination - Niederschlagereignis im August 2000.....	203
Abbildung 109: Serie von Gewässerzuständen – Variante: Referenzzustand - Niederschlagereignis im August 2000.....	204

18 Anhang:

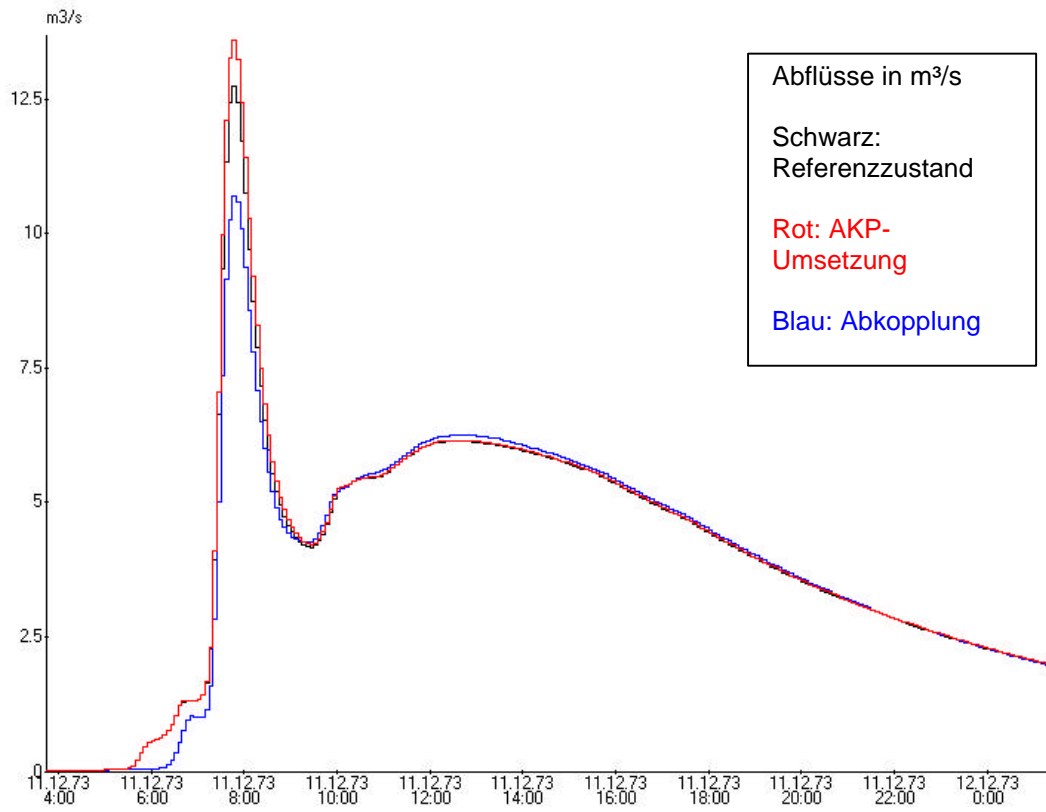


Abbildung 81: Teilgebiet Ruth Abflussganglinie Ereignis 11.Dezember 1973

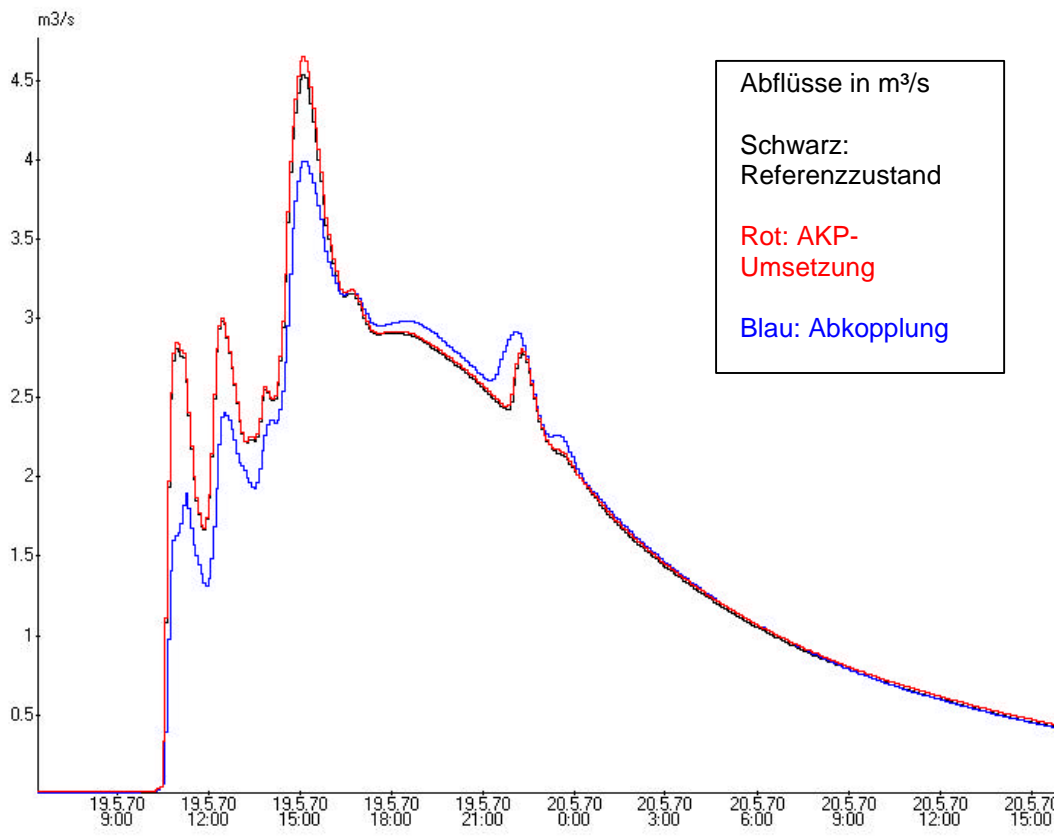


Abbildung 82: Teilgebiet Ruth Abflussganglinie Ereignis 20. Mai 1970

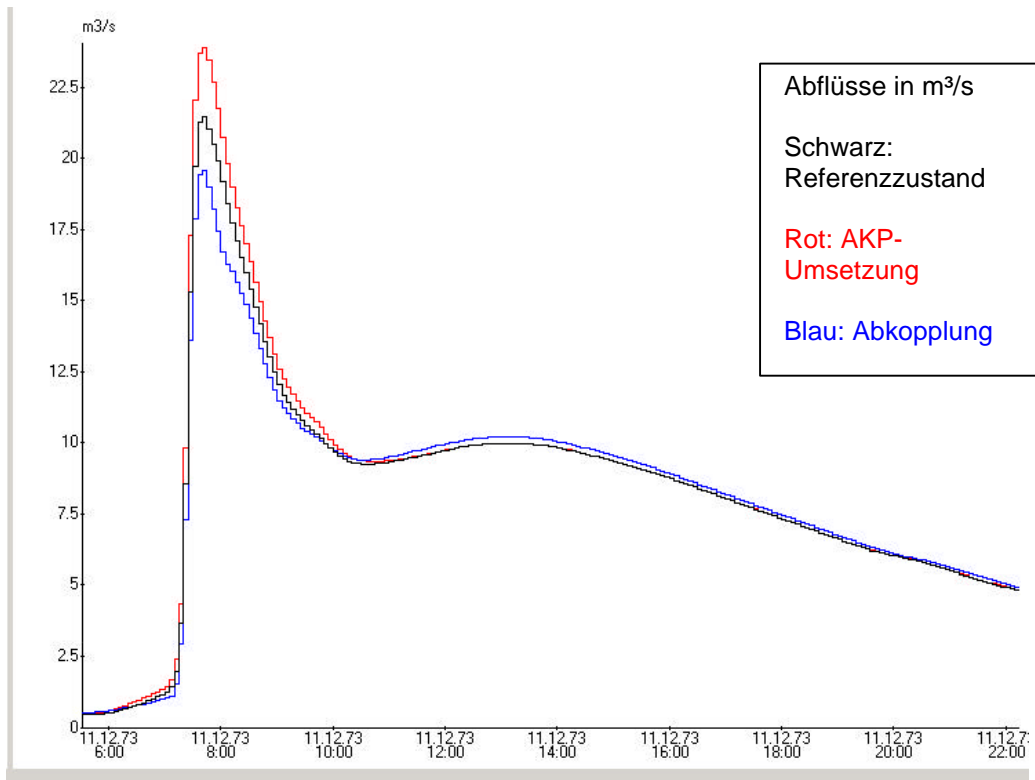


Abbildung 83: Teilgebiet Leo Abflussganglinie Ereignis 11. Dezember 1973

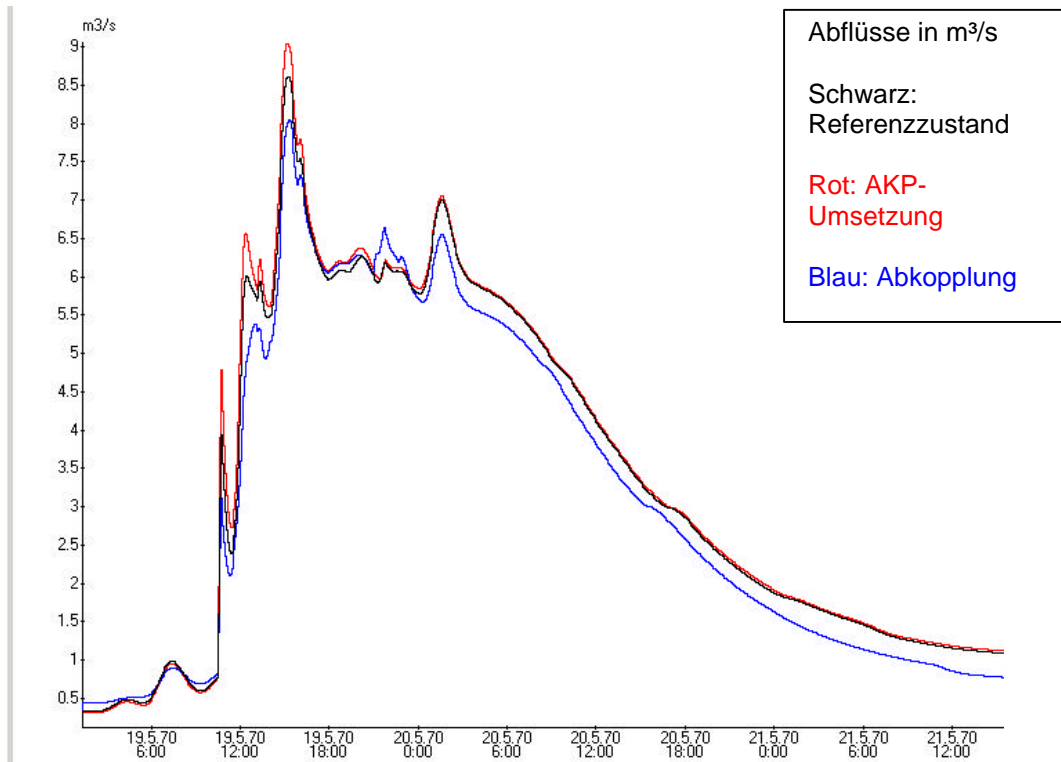


Abbildung 84: Teilgebiet Leo Abflussganglinie Ereignis 20. Mai 1970

Tabelle 47: Charakteristiken der ausgewerteten Teilgebiete

Landnutzung	Bükl		Glwie		Leo		Ditzn		Schw		Gesamtgebiet	
	[ha]		[ha]		[ha]		[ha]		[ha]		[ha]	
Ackerflächen	0		15	0%	1178	16%	3488	28%	7185	41%	8603	44%
Dauerkulturen	0		0		223	3%	489	4%	529	3%	557	3%
Grünflächen	0		21	1%	95	1%	203	2%	203	1%	203	1%
Grünland	88	7%	188	5%	428	6%	521	4%	521	3%	527	3%
Heterogene landwirtschaftliche Flächen	34	3%	48	1%	509	7%	694	6%	780	4%	1027	5%
industrie-, Gewerbe- und Verkehrsflächen	34	3%	34	1%	69	1%	289	2%	457	3%	472	2%
städtisch geprägte Flächen	153	13%	200	6%	1069	14%	2036	16%	2530	14%	2721	14%
Wälder	886	74%	3053	86%	4007	53%	4691	38%	5349	30%	5439	28%
Fläche gesamt (Anteil des Einzugsgebiets)	1196	6%	3564	18%	7581	39%	12414	63%	17557	90%	19551	100%
Niederschlags-Stationen	2		4		5		7		11		12	
Kläranlagen	1		1		2		3		4		5	
Anzahl Bodenfilter	2		2		3		6		7		7	
Landnutzung	Hodrf		Schws		Schöc		Hemig		Ruth			
	[ha]		[ha]		[ha]		[ha]		[ha]			
Ackerflächen	767	92%	1186	75%	1098	66%	454	69%	309	34%		
Dauerkulturen	0		39	2%	0		0		53	6%		
Grünflächen	0		0		0		0		0			
Grünland	0		0		0		0		33	4%		
Heterogene landwirtschaftliche Flächen	0		0		49	3%	0		89	10%		
Industrie-, Gewerbe- und Verkehrsflächen	0		106	7%	0		0		0			
Städtisch geprägte Flächen	26	3%	128	8%	108	6%	128	20%	170	19%		
Wälder	38	5%	129	8%	412	25%	74	11%	260	28%		
Fläche gesamt (Anteil des Einzugsgebiets)	832	4%	1589	8%	1669	9%	658	3%	916	5%		
Niederschlags-Stationen	1		1		3		1		1			
Kläranlagen	0		0		0		0		1			
Anzahl Bodenfilter	0		0		0		1		1			

Norg-Fracht pro Jahr

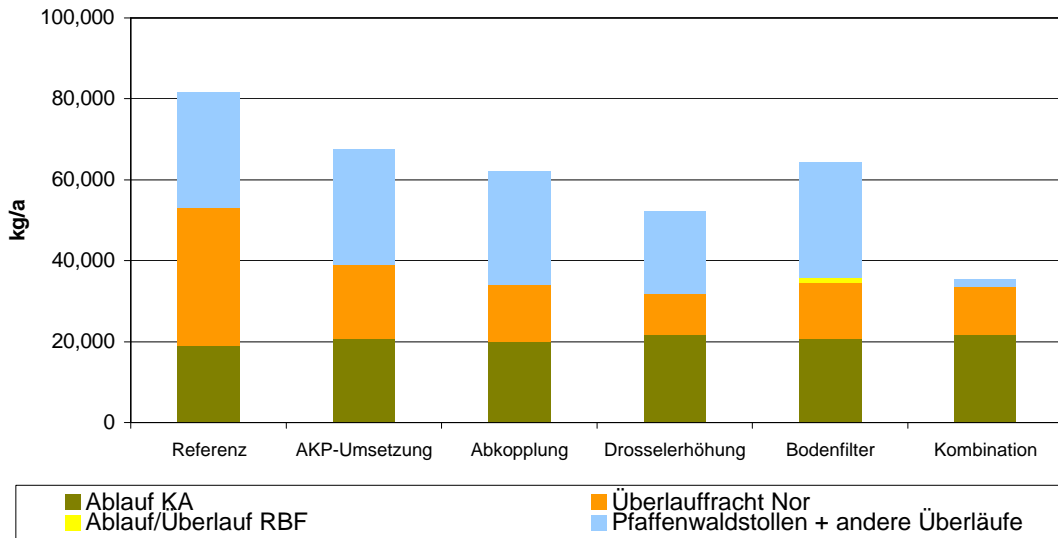


Abbildung 85: Norg Frachten der Siedlungsabflüsse für das Gesamteinzugsgebiet

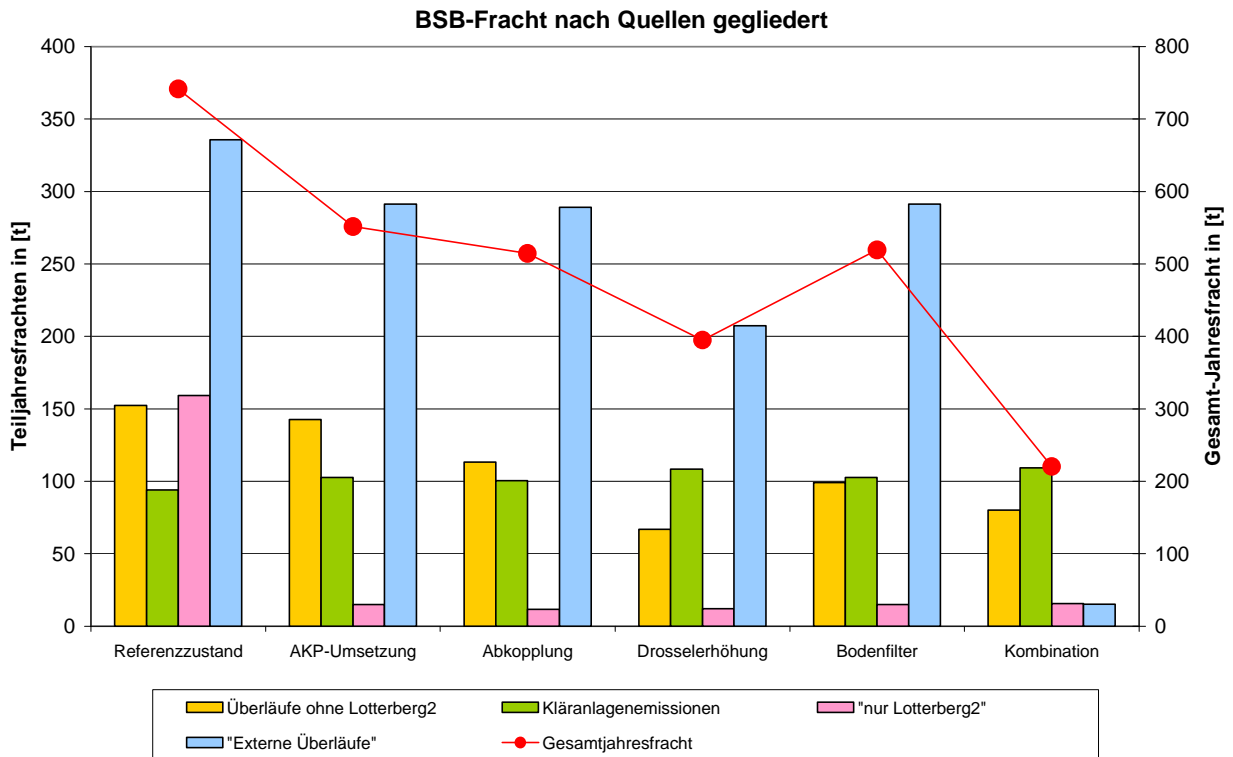


Abbildung 86: BSB-Fracht in [t/a] der Siedlungsabflüsse pro Jahr

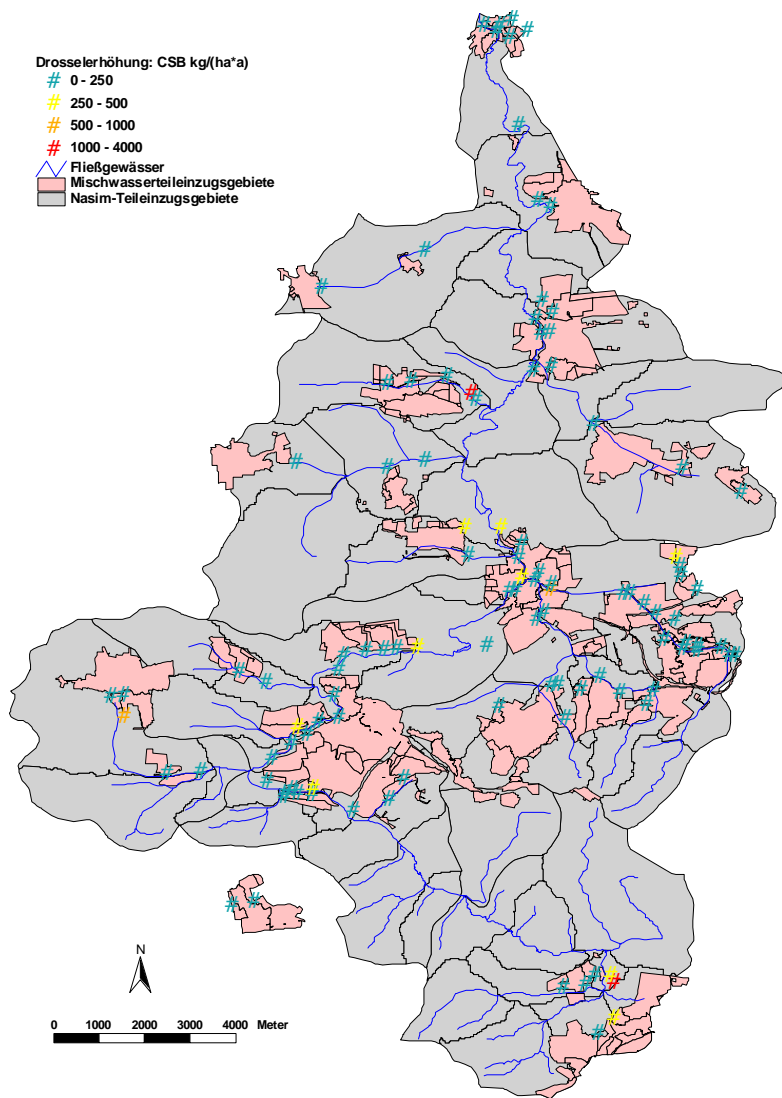


Abbildung 87: Drosselerhöhung: CSB Fracht in [kg/ha*a]

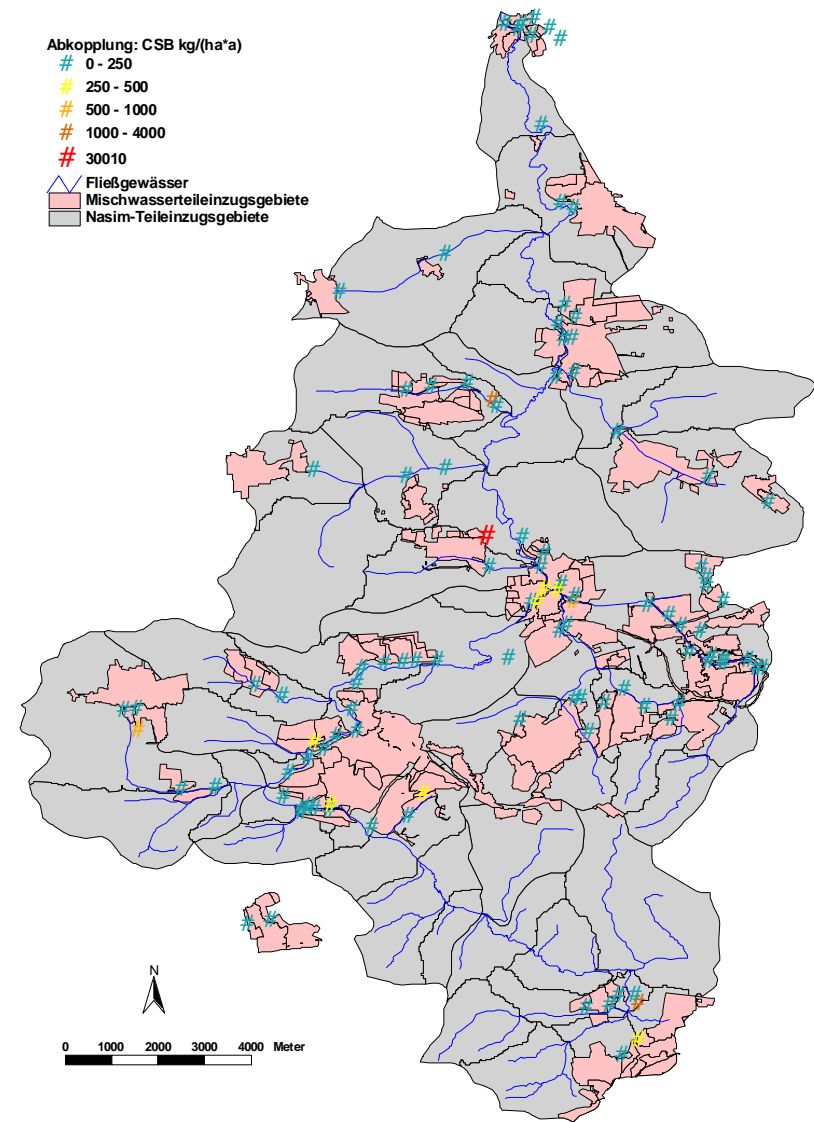


Abbildung 88: Abkopplung: CSB Fracht in [kg/ha*a]

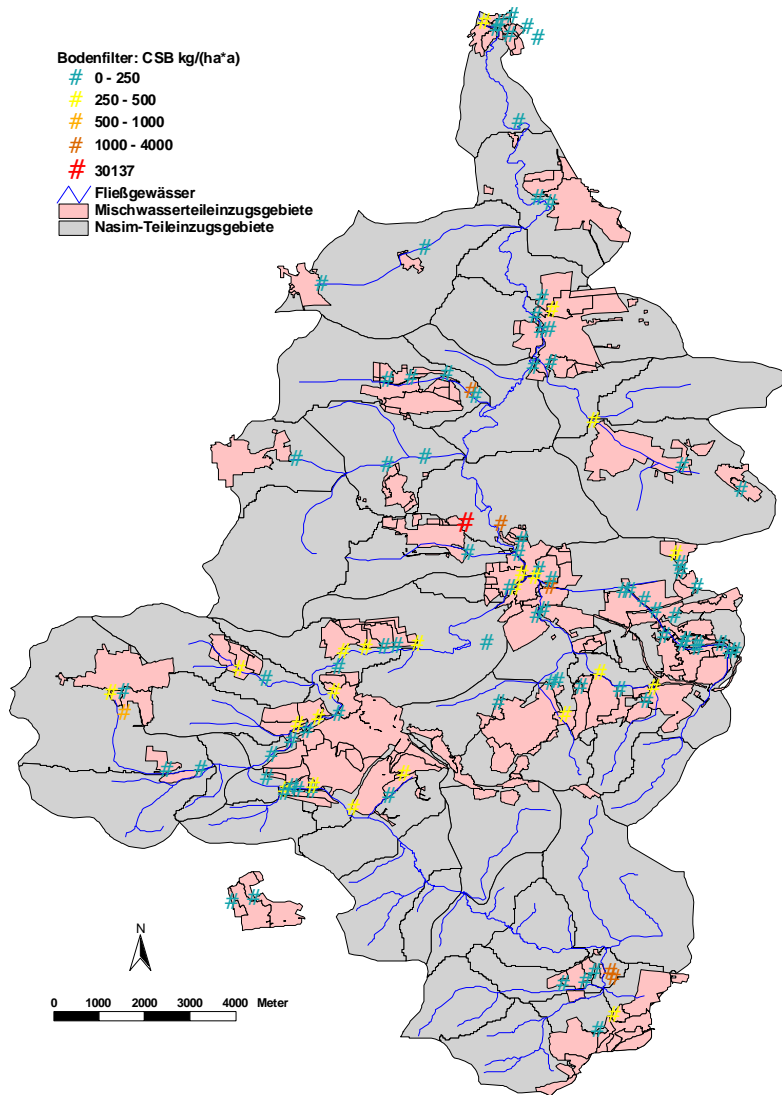


Abbildung 89: Bodenfilter: CSB Fracht in [kg/ha*a]

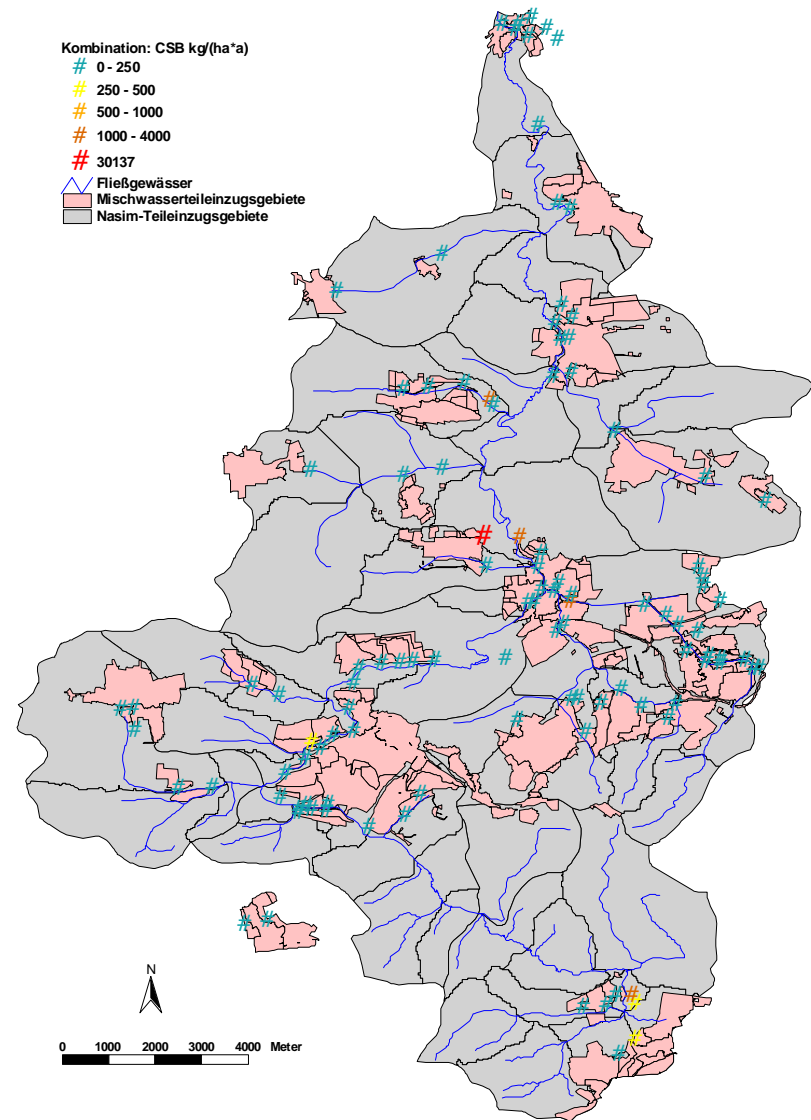


Abbildung 90: Kombination: CSB Fracht in [kg/ha*a]

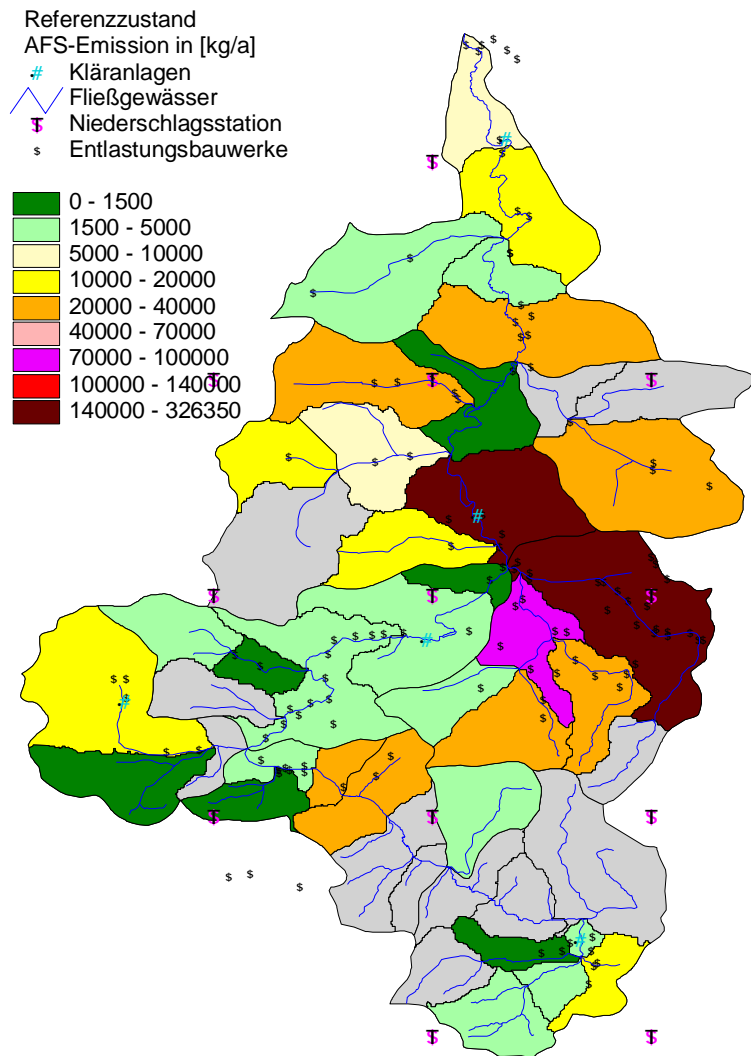


Abbildung 91: Referenzzustand: AFS-Emissionen pro Jahr und Teilgebiet

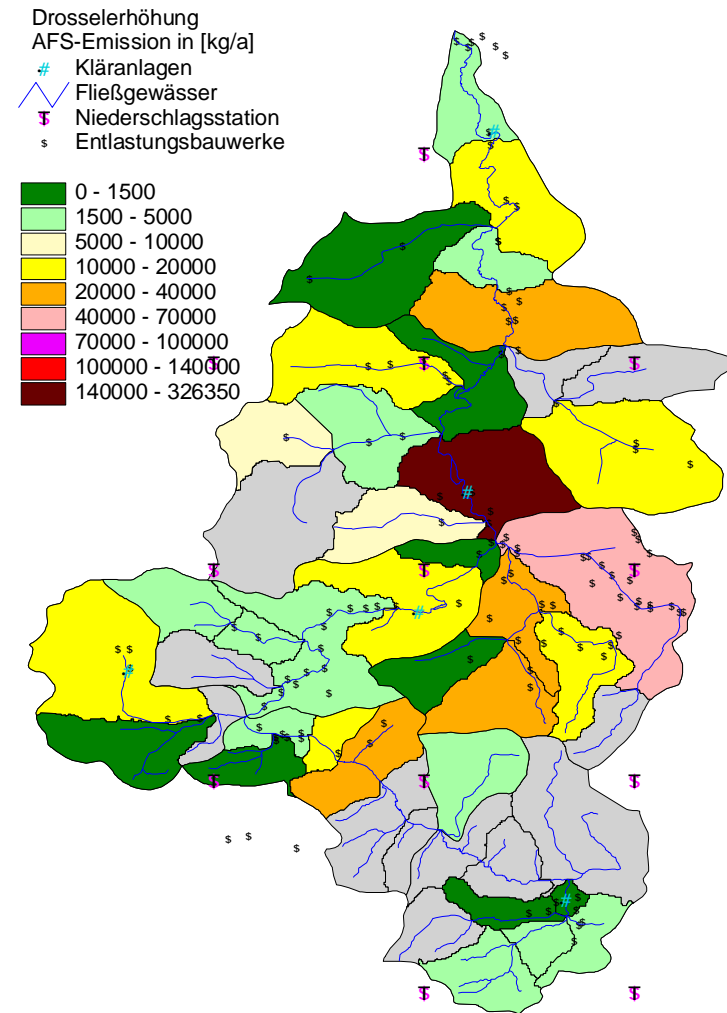


Abbildung 92: Drosselerhöhung: AFS-Fracht pro Jahr und Teilgebiet

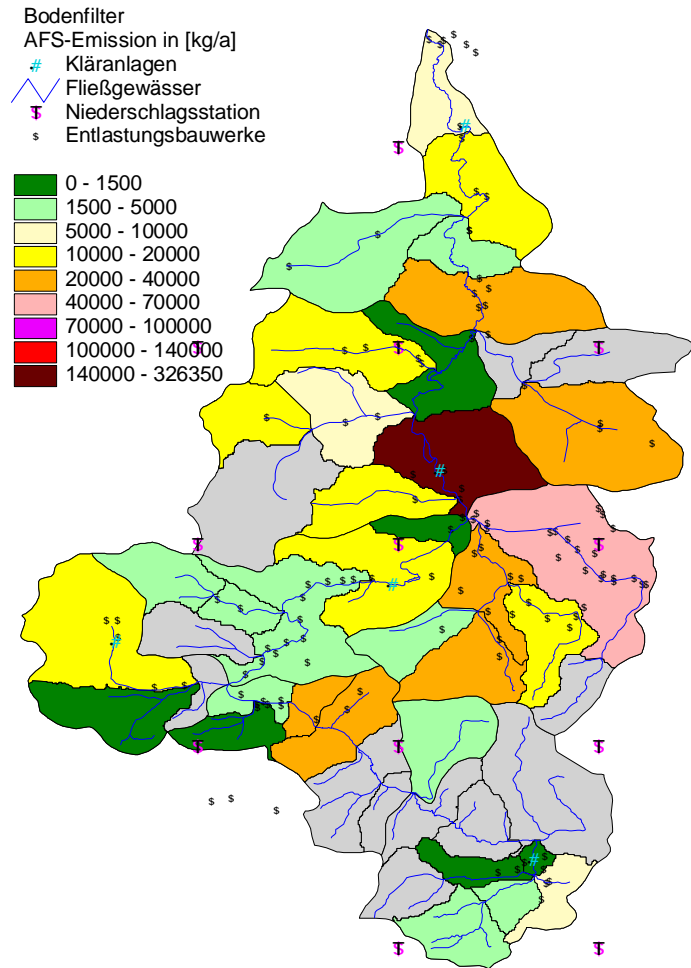


Abbildung 93: Bodenfilter: AFS-Fracht pro Jahr und Teilgebiet

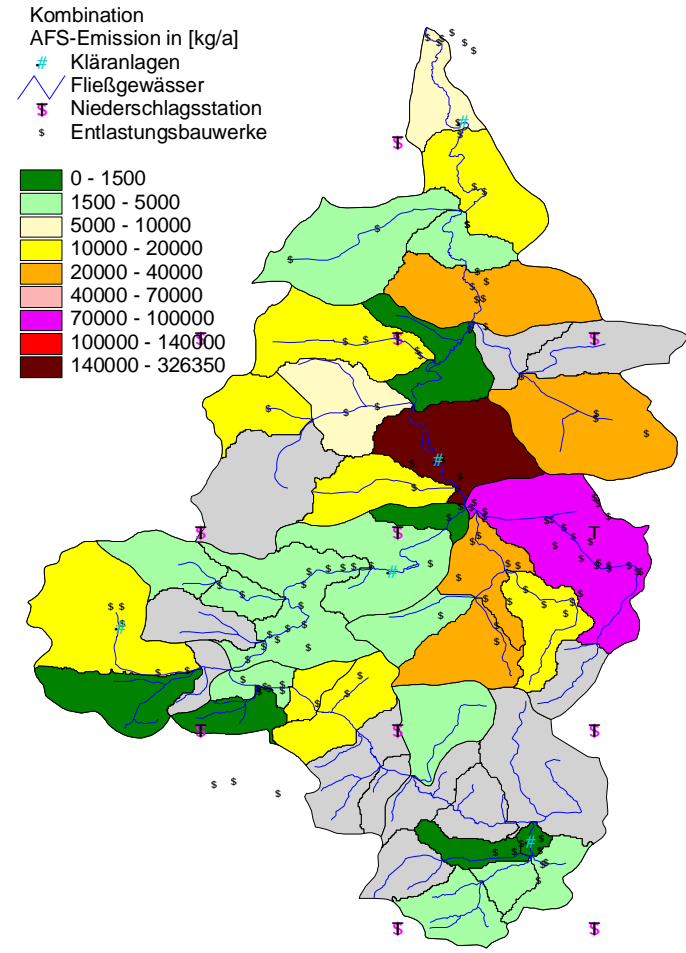


Abbildung 94: Kombination: AFS-Fracht pro Jahr und Teilgebiet

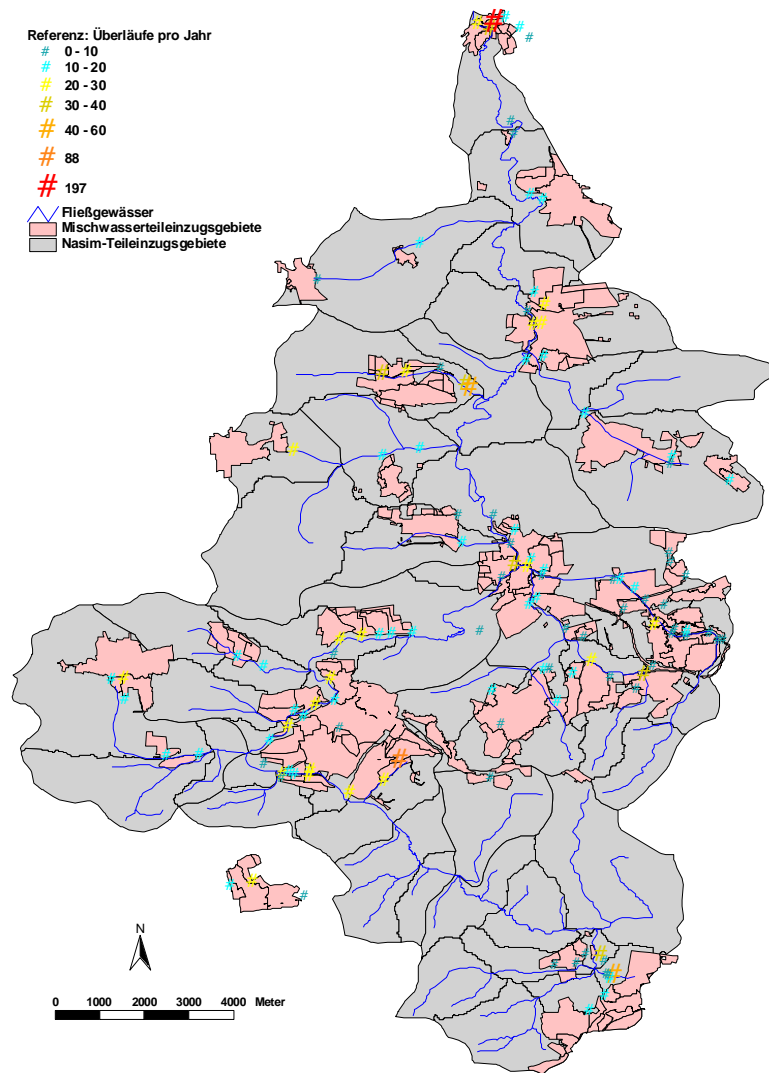


Abbildung 95: Referenzzustand: Anzahl Überläufe pro Jahr

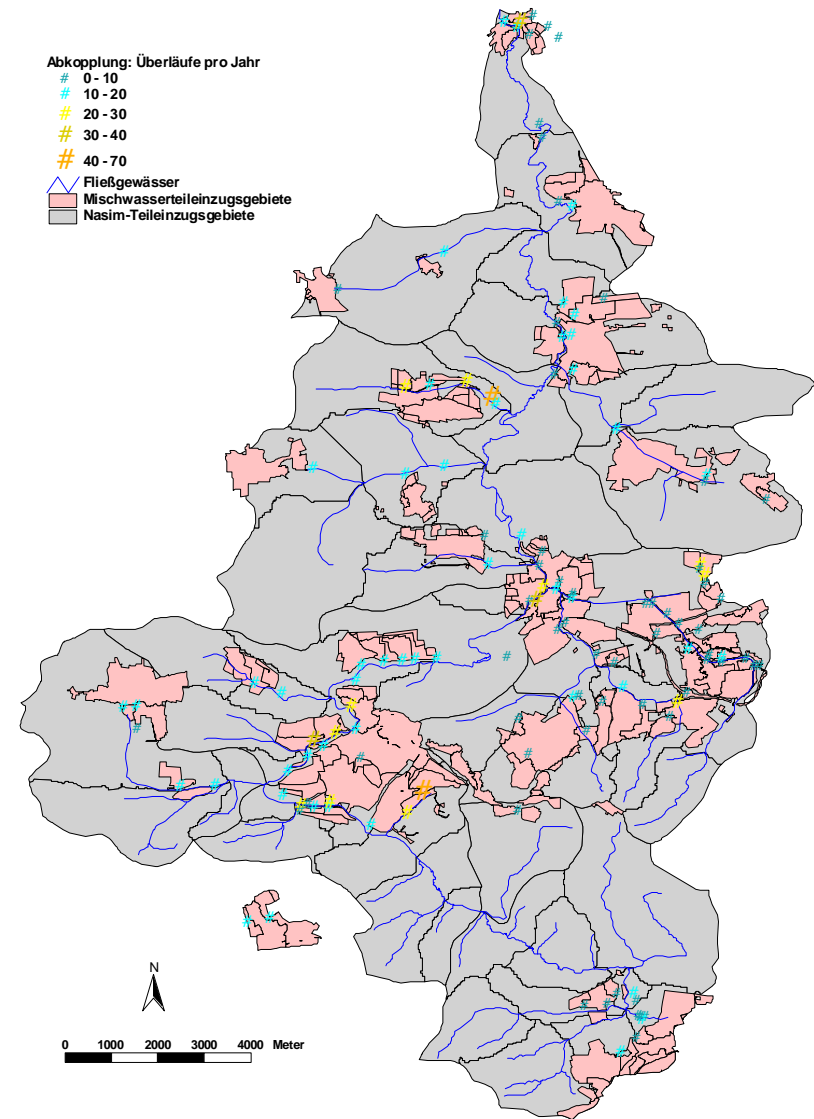


Abbildung 96: Abkopplung: Anzahl Überläufe pro Jahr

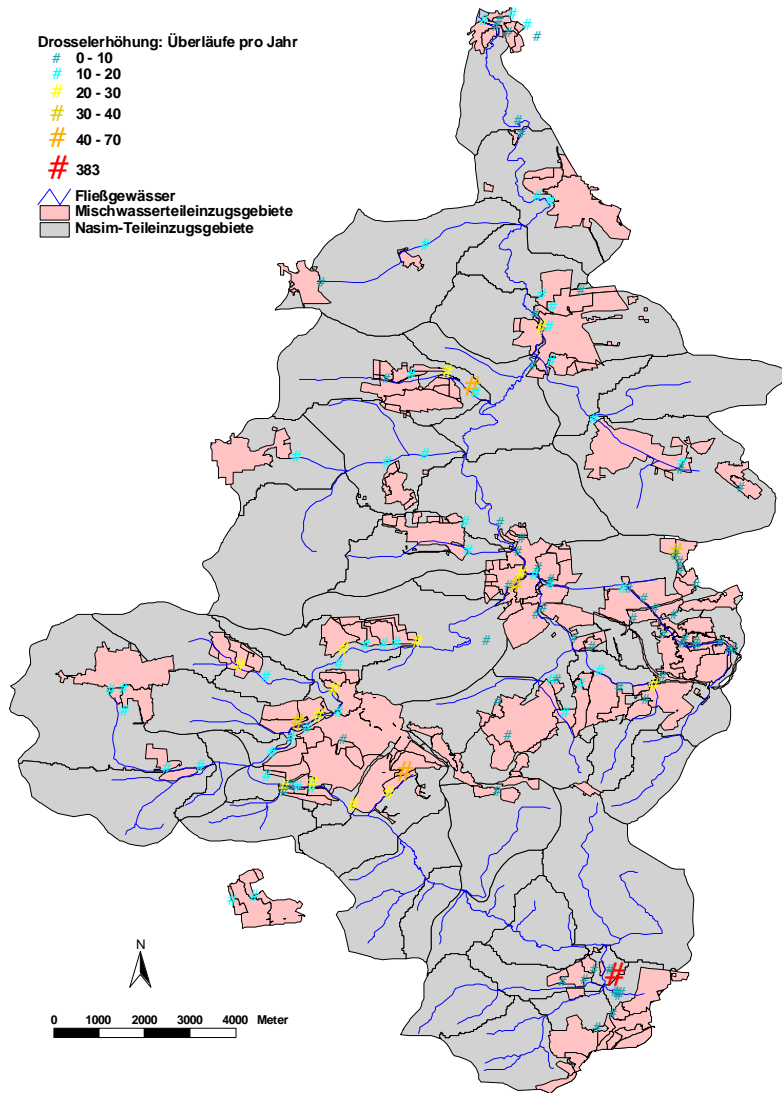


Abbildung 97: Drosselerhöhung: Anzahl Überläufe pro Jahr

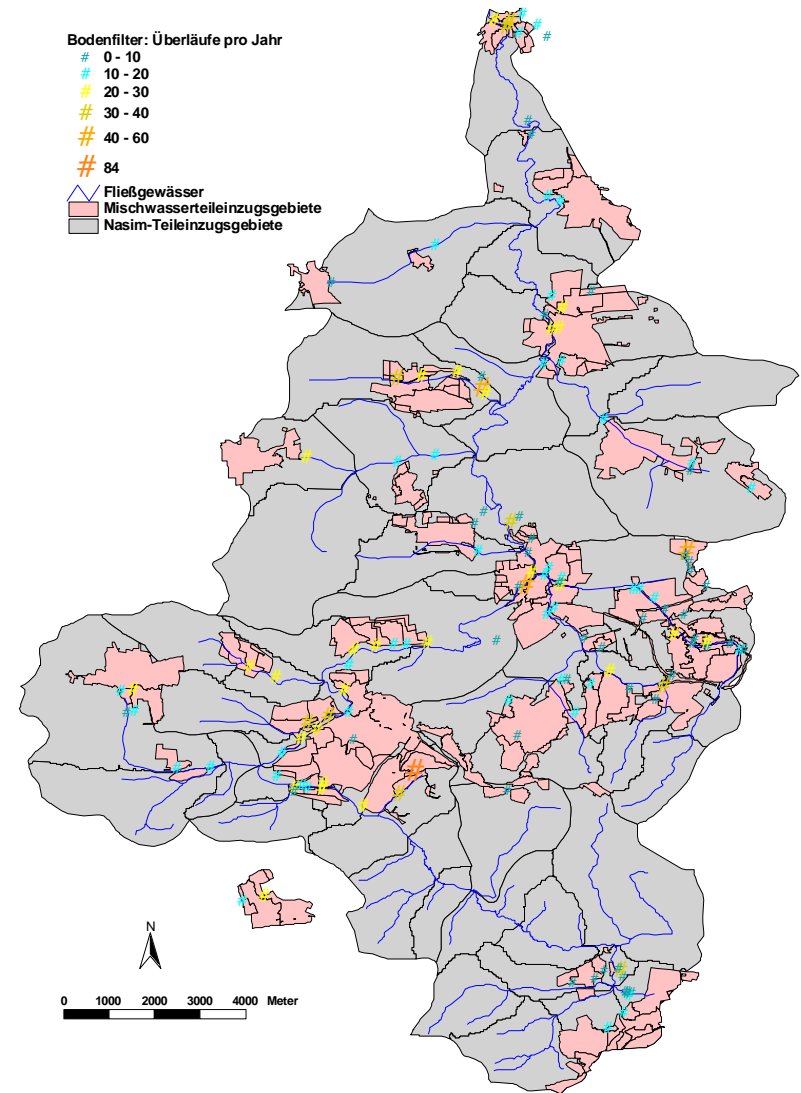
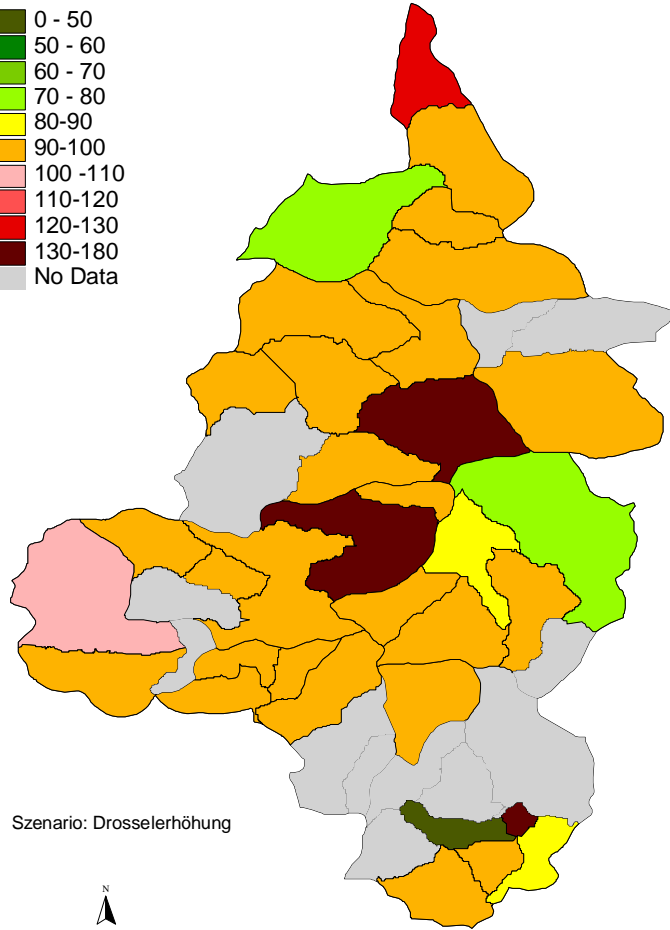
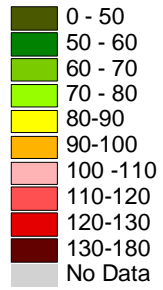


Abbildung 98: Bodenfilter: Anzahl Überläufe pro Jahr

Abweichung in %
vom HQ1 der AKP-Umsetzungsvariante
(< 100% Verbesserung; > 100% Verschlechterung)



Abweichung in %
vom HQ1 der AKP-Umsetzungsvariante
(< 100% Verbesserung; > 100% Verschlechterung)

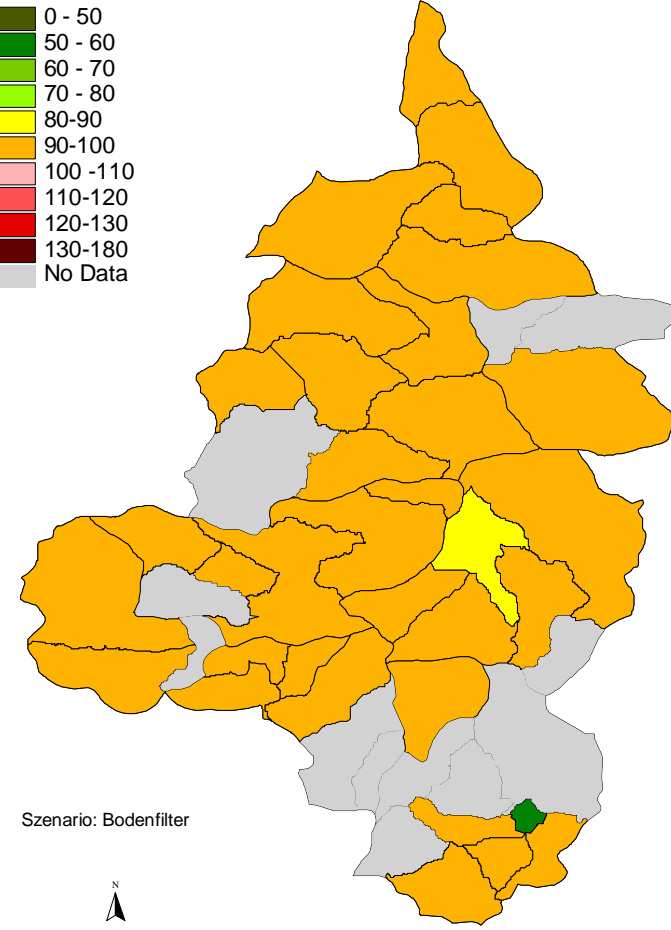
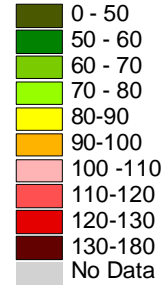
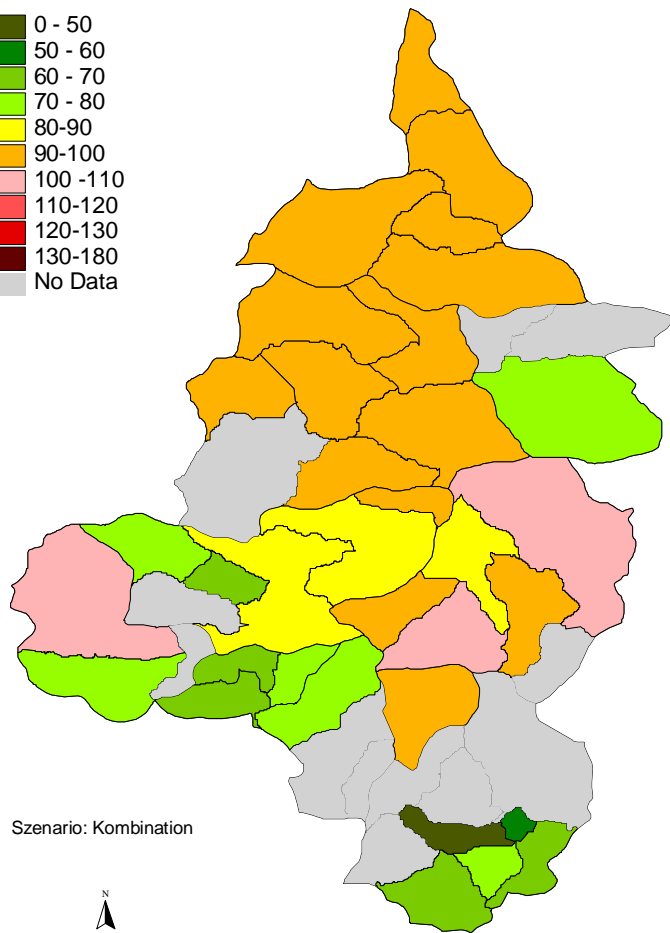
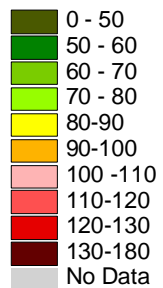


Abbildung 99: Drosselerhöhung: Abweichung von Emissions-HQ1

Abbildung 100: Bodenfilter: Abweichung von Emissions-HQ1

Abweichung in %
vom HQ1 der AKP-Umsetzungsvariante
(< 100% Verbesserung; > 100% Verschlechterung)

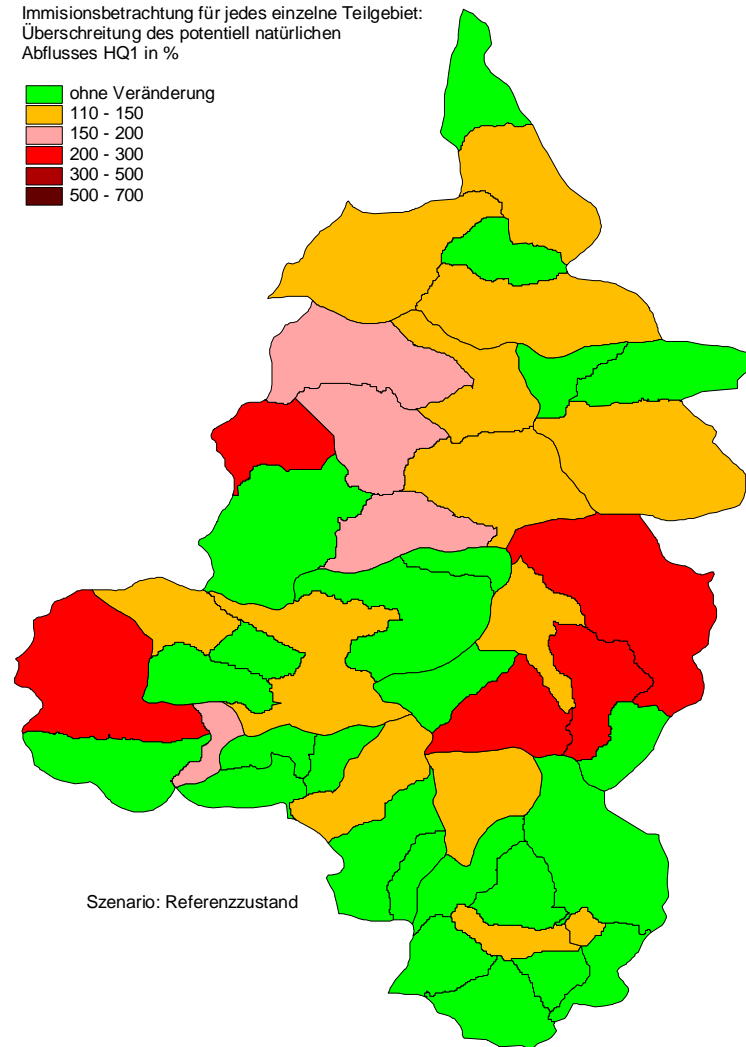
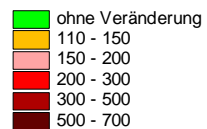


Szenario: Kombination



Abbildung 101: Kombination: Abweichung von Emissions-HQ1

Immissionsbetrachtung für jedes einzelne Teilgebiet:
Überschreitung des potentiell natürlichen
Abflusses HQ1 in %



Szenario: Referenzzustand

Abbildung 102: Referenzzustand: Abweichung Immissions-HQ1

Immissionsbetrachtung für jedes einzelne Teilgebiet:
Überschreitung des potentiell natürlichen
Abflusses HQ1 in %

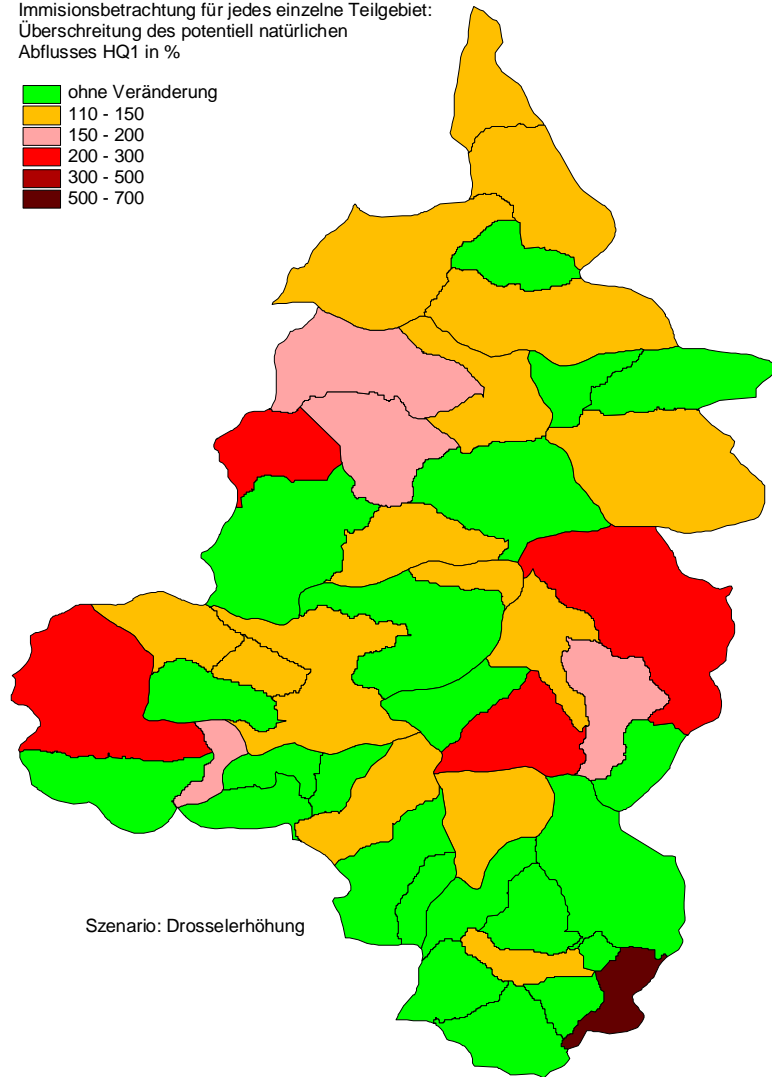
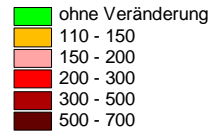


Abbildung 103: Drosslererhöhung: Abweichung von Immissions-HQ1

Immissionsbetrachtung für jedes einzelne Teilgebiet:
Überschreitung des potentiell natürlichen
Abflusses HQ1 in %

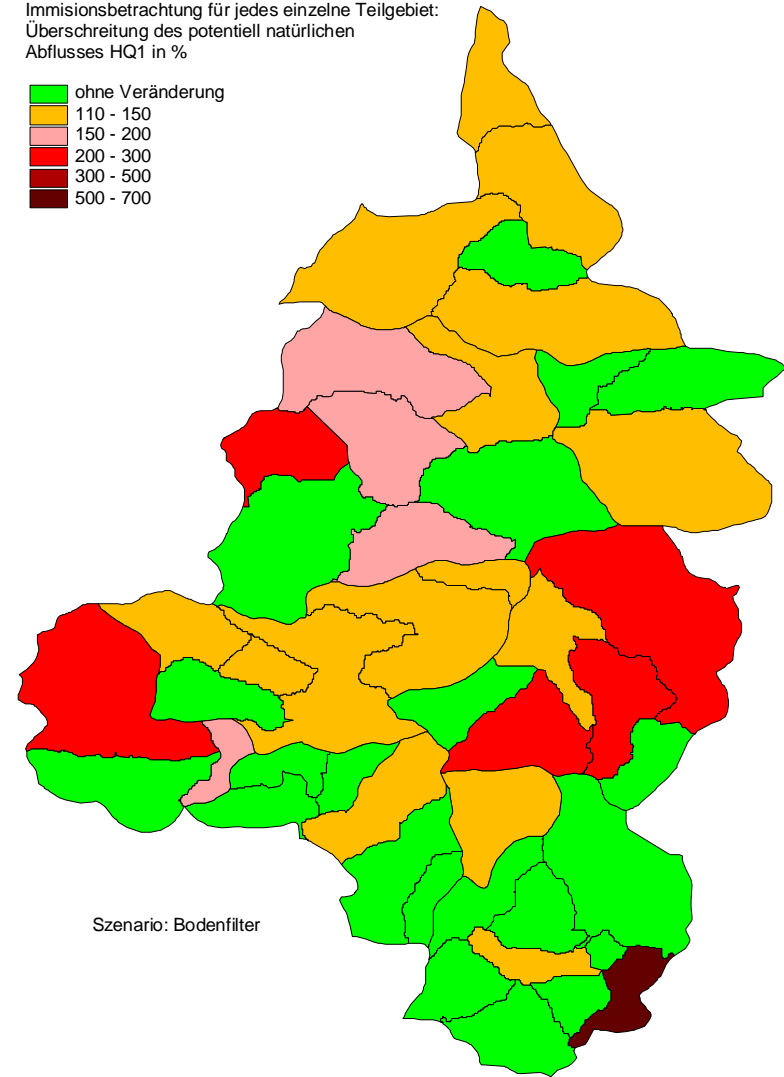
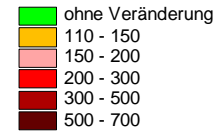
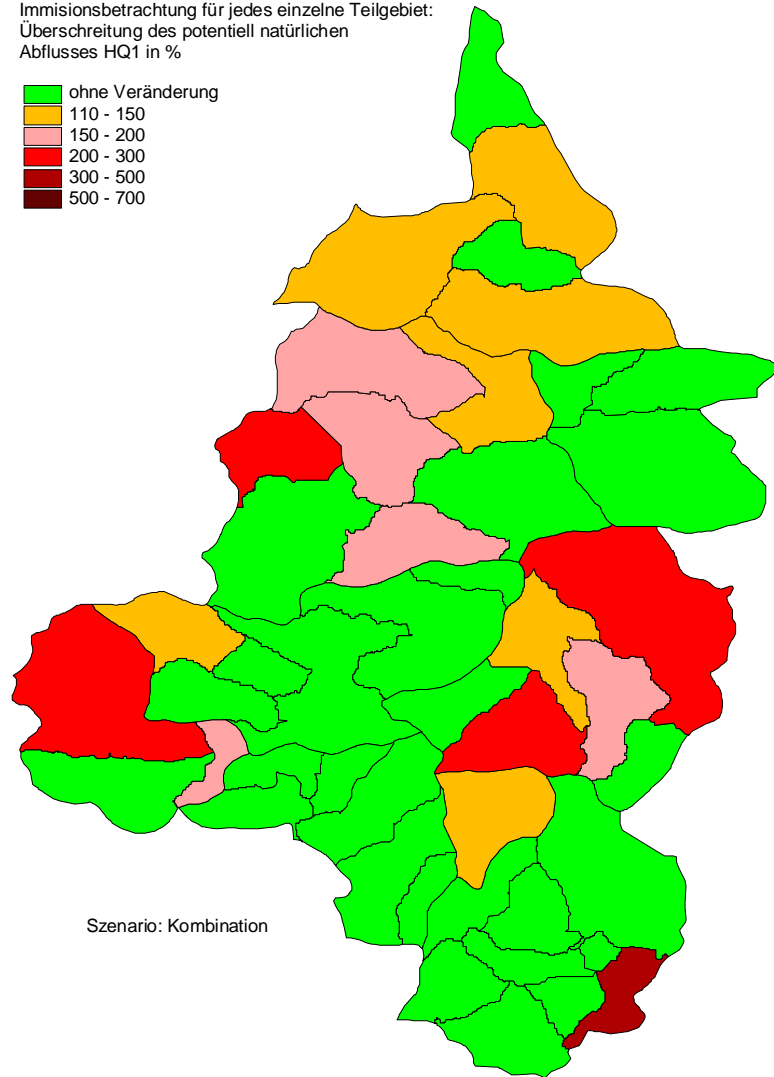


Abbildung 104: Bodenfilter: Abweichung von Immissions-HQ1

Immissionsbetrachtung für jedes einzelne Teilgebiet:
Überschreitung des potentiell natürlichen
Abflusses HQ1 in %

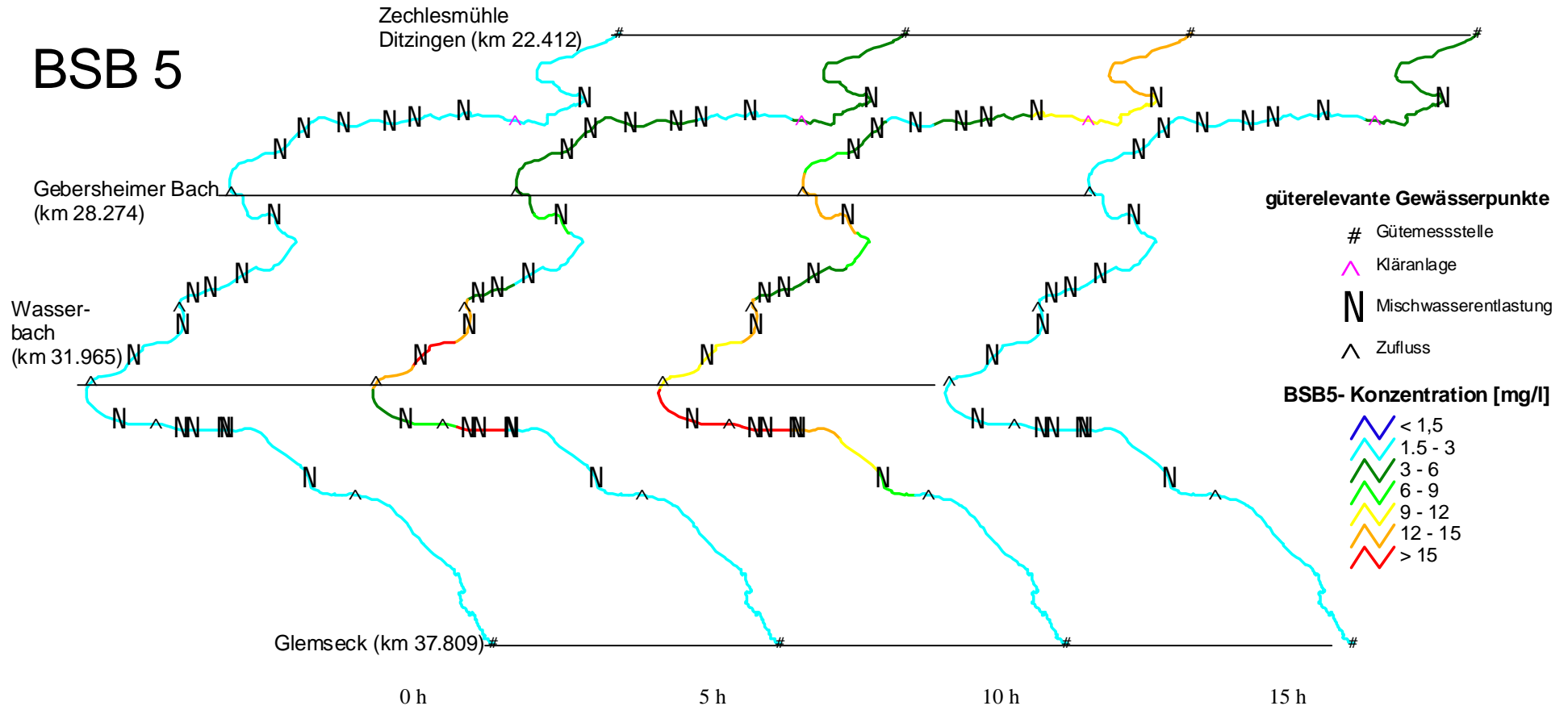
- ohne Veränderung
- 110 - 150
- 150 - 200
- 200 - 300
- 300 - 500
- 500 - 700



Szenario: Kombination

Abbildung 105: Kombination: Abweichung von Immissions-HQ1

BSB 5



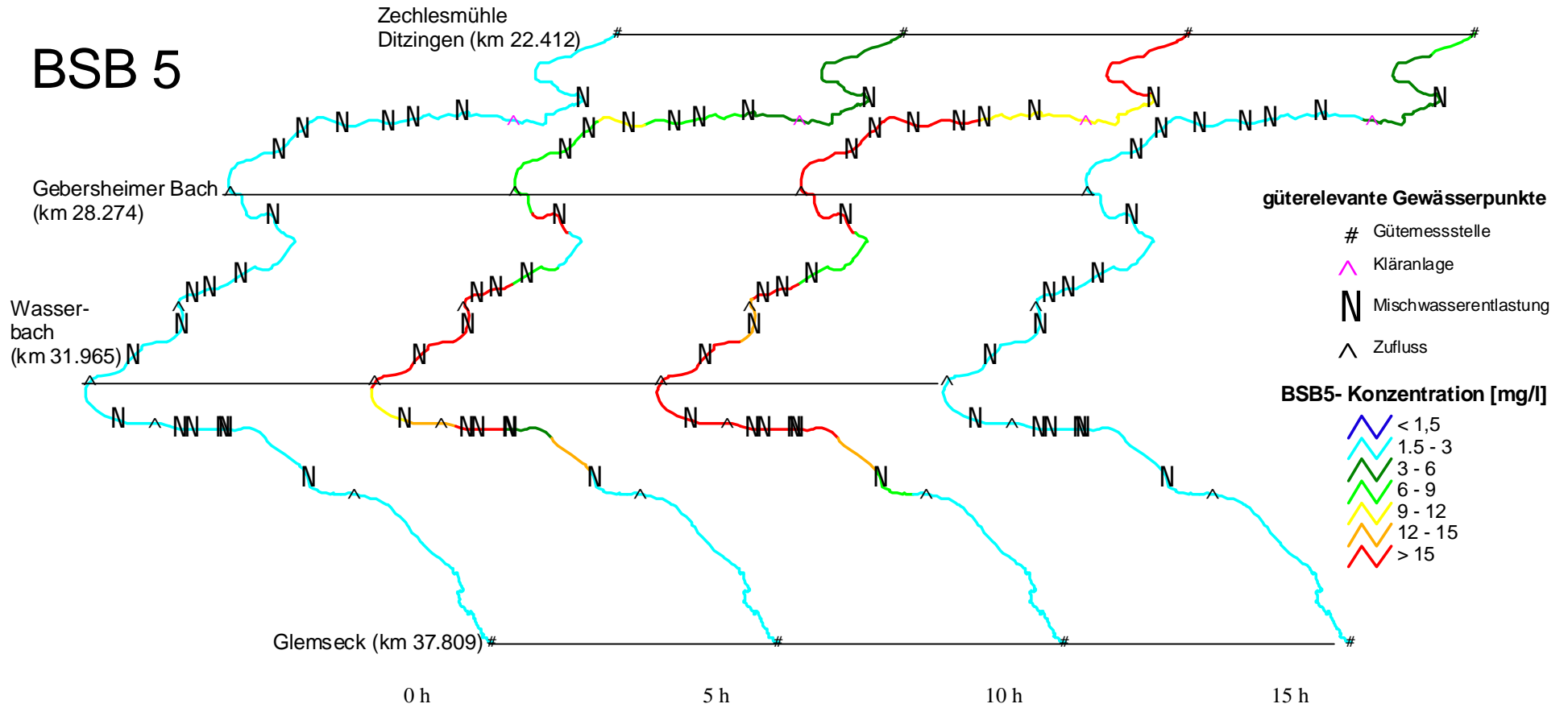


Abbildung 107: Serie von Gewässerzuständen – Variante: Bodenfilter - Niederschlagsereignis im August 2000

BSB 5

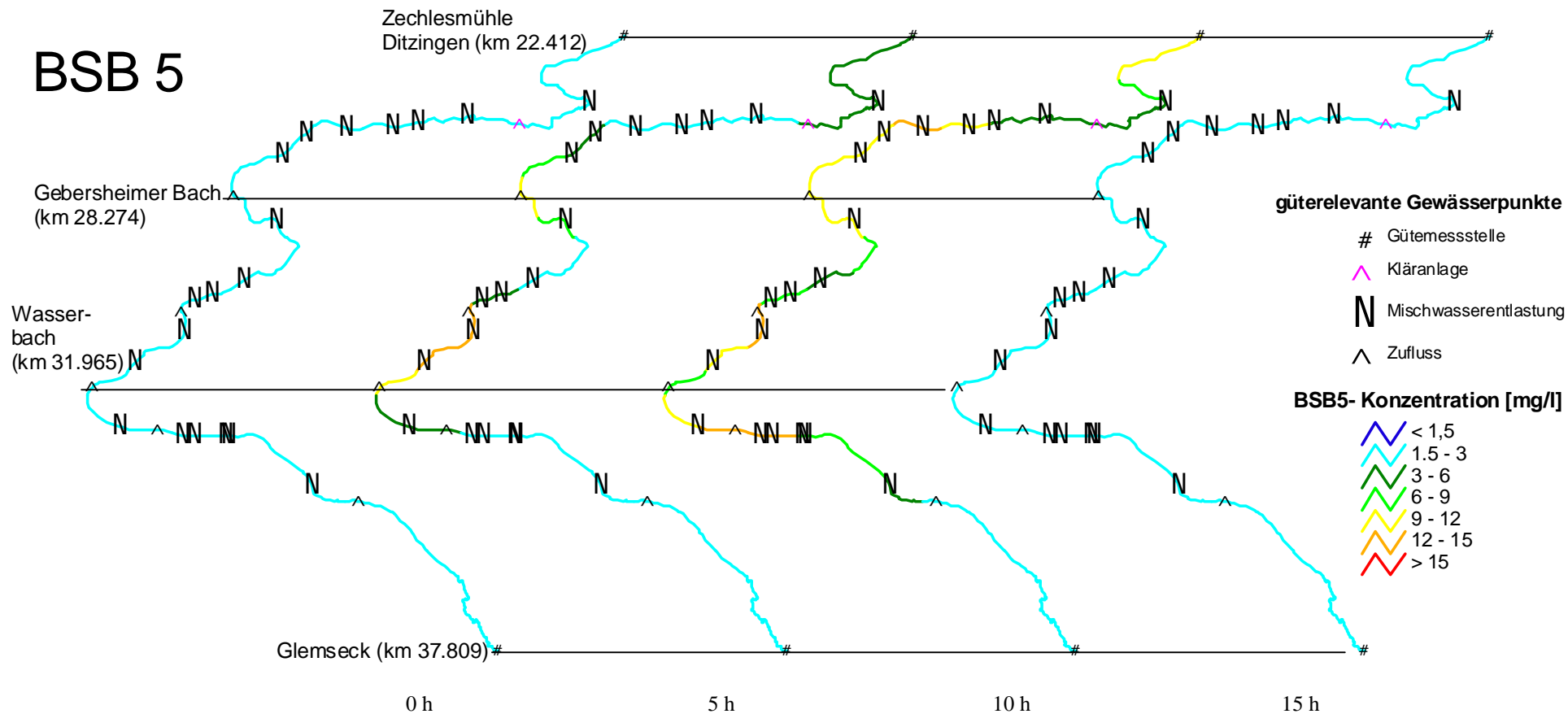


Abbildung 108: Serie von Gewässerzuständen – Variante: Kombination - Niederschlagsereignis im August 2000

BSB 5

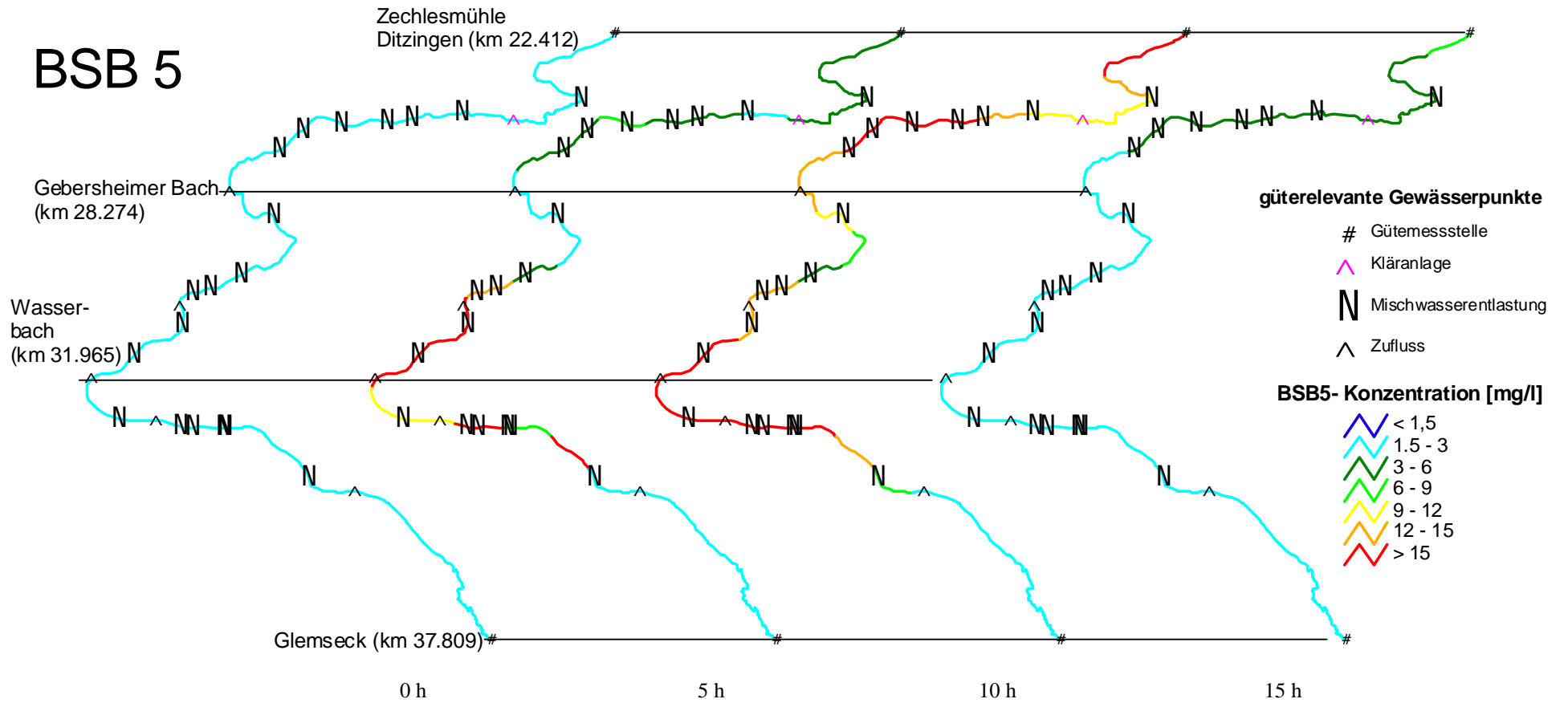


Abbildung 109: Serie von Gewässerzustand8t97 Variante: Referenzzustand - Niederschlagsereignis im August 2000

Tabelle 48: Betriebskostenaufteilung auf die Kostenträger (Zusammenfassung)

Kostestelle	Aufteilung auf die Kostenträger		
Kanalnetz [Pecher, 2001]	RW [%]	SW [%]	
Betriebskosten Kanalnetz	60 – 40	40 – 60	
Personalkosten Kanalnetz	60 – 40	40 – 60	
Personalkosten Verwaltung	55 – 45	45 – 55	
Kostenstelle	Aufteilung auf die Kostenträger		Maßstab
Kläranlage nach [Pecher, 2001]	RW [%]	SW [%]	
Pumpwerke			
Mechanische Stufe	19,0	81,0	jährliche Abwassermenge
weitergehende Reinigung			
Biologische Stufe	8,5	91,5	Schmutzfrachtanteil
Schlammbehandlung	8,5	91,5	Schlammmenge
Betriebsgebäude	12,0	88,0	Summenschlüssel
Kostenstelle	Aufteilung auf die Kostenträger		Maßstab
Sonderbauwerke nach [Bullermann M, R., 2000]	RW [%]	SW [%]	
Speicherbauwerke	17	83	Volumenbelastung

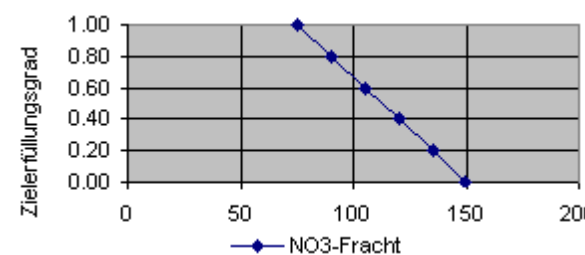
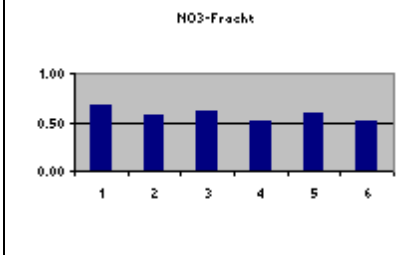
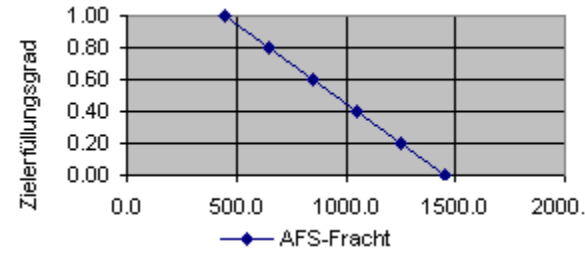
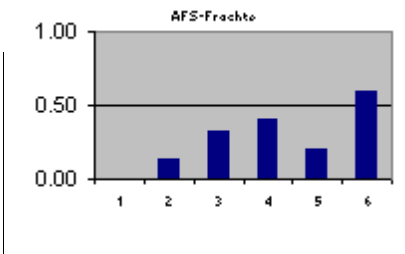
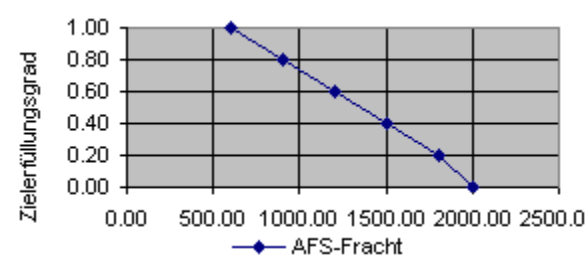
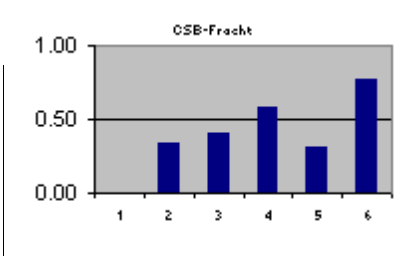
Tabelle 49: Berechnungsbeispiel der Projektkostenbarwerte und Investitionskosten am Beispiel Abkopplung / Subvention

Kategorie	Typ	Subtyp	Maßnahme	Massen	Einheitspreis [€/Einh.]	Einheit [Einh.]	Kosten [€]
Dezentrale Regenwasserbewirtschaftungsmaßnahmen							
	Versickerung	oberirdisch	Mulden-Rigolen-Element	508500	18.75	€/m²Ared	9 534 375.00
	Versickerung	oberirdisch	Mulden-Rigolen-System	452000	22.5	€/m²Ared	10 170 000.00
	Versickerung	oberirdisch	Versickerungsmulde	169500	9	€/m²Ared	1 525 500.00
	Versickerung	oberirdisch	Versickerungsmulde	4870000	5	€/m²Ared	24 350 000.00
Ableitung							
	Freispiegel	5 m Verlegetiefe	Kanal DN 800	1800	836	€/m	1 504 800.00
	Freispiegel	5 m Verlegetiefe	Kanal DN 1200	1200	1226	€/m	1 471 200.00
Mischwasserbehandlung							
	Becken		Regenüberlaufbecken	636	1500	€/m³	954 000.00
Kläranlage							
Grundwasserschutz							
Fördermittel							
Gebühren							
Rückhaltung/Hochwasserschutz							
	Retention	unterirdisch	Regenrückhaltebecken, geschlossen	4038	1000	€/m³	4 038 000.00
Regenwasserbehandlung							
Summe							53 547 875

Tabelle 50. Nutzenfunktionen der Qualitätsziele

Nutzenfunktionen

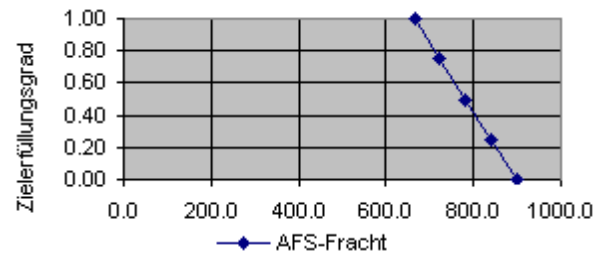
HQ 100 in m³/s		Nutzenfunktion	Nutzwerte der Szenarien
Wert der Zielgröße	Zielerfüllungsgrad		
25.8	1.00		
27.2	0.75		
28.6	0.50		
30	0.25		
31.4	0.00		
HQ 1 in m³/s		Nutzenfunktion	Nutzwerte der Szenarien
Wert der Zielgröße	Zielerfüllungsgrad		
0.0	1.00		
9.0	1.00		
10	0.80		
11.0	0.50		
100.0	0.00		
Pges Fracht in t/a		Nutzenfunktion	Nutzwerte der Szenarien
Wert der Zielgröße	Zielerfüllungsgrad		
24	1.00		
29	0.80		
34	0.60		
39	0.40		
44	0.20		
49	0.00		

NO3-Frachtin t/a		Nutzenfunktion 	Nutzwerte der Szenarien 
Wert der Zielgröße	Zielerfüllungsgrad		
75	1.00		
90	0.80		
105	0.60		
120	0.40		
135	0.20		
150	0.00		
AFS-Fracht in t/a		Nutzenfunktion 	Nutzwerte der Szenarien 
Wert der Zielgröße	Zielerfüllungsgrad		
450.0	1.00		
650	0.80		
850	0.60		
1050	0.40		
1250	0.20		
1450	0.00		
CSB-Fracht in t/a		Nutzenfunktion 	Nutzwerte der Szenarien 
Wert der Zielgröße	Zielerfüllungsgrad		
600.00	1.00		
900.00	0.80		
1200.00	0.60		
1500.00	0.40		
1800.00	0.20		
2000	0.00		

Projektkostenbarwerte in €

Wert der Zielgröße	Zielerfüllungsgrad
667.0	1.00
720.0	0.75
780.0	0.50
840.0	0.25
900	0.00

Nutzenfunktion



Nutzwerte der Szenarien

