

Lehrstuhl für Angewandte Geologie an der Universität Karlsruhe

**Beschreibung der Wasser- und Stoffflüsse
in einem urbanen Raum
unter besonderer Berücksichtigung
von Kanalleckagen**

Zur Erlangung des akademischen Grades eines
Doktor-Ingenieurs
an der Fakultät für
Bauingenieur-, Geo- und Umweltwissenschaften
der
Universität Karlsruhe
vorgelegte
DISSERTATION

von
Dipl.-Geol. Jochen Klinger
aus Offenburg
2007

Tag der mündlichen Prüfung: 20.06.2007
Referent: Prof. Dr. H. Hötzl
Korreferent: Prof. Dr. J. Winter

KURZFASSUNG

Die Zielsetzung der vorliegenden Arbeit war es, den Wasser- und Stoffeintrag in die ungesättigte Zone bzw. das Grundwasser innerhalb eines Stadtgebietes möglichst vollständig, räumlich differenziert abzuschätzen. Hierzu wurden ein gekoppeltes Modellsystem zur holistischen Beschreibung urbaner Wasserkreisläufe angewendet und Detailuntersuchungen zu defekten Abwasserkanälen durchgeführt. Als Fallbeispiel diente die große Kreisstadt Rastatt, mit 47 500 Einwohnern, ca. 20 km südlich von Karlsruhe.

Da schadhafte Abwasserkanäle als eine Haupteintragsquelle der stofflichen Belastung des Grundwassers angesehen werden (Eiswirth 1995), wurden Detailuntersuchungen anhand eines speziell errichteten Testfeldes an einem aktiven Schmutzwasserkanal vorgenommen. In die Kanalsohle wurden im Abstand von zwei Metern zwei Leckagen mit Flächen von 120 cm² (Leck 1) bzw. 70 cm² (Leck 2) quer zur Fließrichtung eingebracht. Unter Leck 1 wurde ein mit Mittelsand gefüllter Edelstahlbehälter (Volumen 53 l) installiert, an dessen Auslass mittels eines Tropfenzählers die Exfiltrationsrate zeitlich hoch aufgelöst registriert wurde. Unterhalb von Leck 2 wurde der Bodenkörper bis in eine Tiefe von 80 cm unterhalb des Lecks ausgehoben, gegen einen Mittelsand ausgetauscht und mit TDR-Sonden, Saugkerzen und Tensiometern ausgestattet. Die Langzeituntersuchungen zielten auf die Quantifizierung der Exfiltration und auf die Bewertung der räumlich und zeitlich variierenden Transportprozesse abwasserbürtiger Stoffe durch die ungesättigte Zone. In der Anfangsphase wurden Maximalwerte für die Exfiltration von 255 l/d beobachtet. Nach sechs Monaten Laufzeit wurde ein Gleichgewichtszustand erreicht, bei dem noch 1 - 5 l/d exfiltrierten. Die ersten sechs Monate waren maßgeblich vom Aufbau einer tragfähigen Kolmationsschicht geprägt. Es besteht eine grundsätzliche Korrelation von Füllstand und Exfiltration, jedoch mit signifikanten Ausnahmen. Die räumlich und zeitlich sehr stark variierende stoffliche Zusammensetzung des Abwassers, wechselnde hydrodynamische Bedingungen und die Eigendynamik der Kolmationsschicht führten dazu, dass sich unabhängig vom hydrostatischen Druck, spontan ansteigende Exfiltrationsraten trotz niedriger Füllstände und sich geringste Exfiltrationsraten bei hohen Füllständen einstellen. Der Vergleich der Exfiltrationsmenge und der Schmutzwassermenge ergab, dass bei Trockenwetter nur $2,6 \cdot 10^{-3} \%$ und während Niederschlagsereignissen $1,8 \cdot 10^{-2} \%$ des Kanaldurchflusses exfiltrieren. In-situ entnommene Stechzylinderproben, zeigten eine Mächtigkeit der Kolmationsschicht von 4 - 5 cm. Unter Verwendung des Darcy-Gesetzes wurden durchschnittliche hydraulische Durchlässigkeiten für die Kolmationsschicht von $k_f = 4,1 \cdot 10^{-7}$ m/s ermittelt. Hydrochemische Analysen von Ab- und Sickerwasser ergaben trotz Sickergeschwindigkeiten von 25 cm/h hohe Transformations- und Abbauraten für die Stoffe Ammonium und Phosphat. Für 15 von 48 untersuchten pharmazeutischen Substanzen wurden positive Befunde im Ab- und Sickerwasser festgestellt. Für die Betablocker Metoprolol und Sotalol wurden im Abwasser Höchstkonzentrationen von 0,5 – 1,2 µg/l erreicht. Für Carbamazepin lagen die Werte bei maximal 6,6 µg/l und für Ibuprofen bei 100 µg/l. Nach der Bodenpassage wurden im Sickerwasser für Metoprolol mit 1,2 µg/l höhere Konzentrationen als im Abwasser bestimmt. Carbamazepin wurde mit 2,76 µg/l und Ibuprofen trotz starken mikrobiellen Abbaus noch mit 5,27 µg/l nachgewiesen.

Die Untersuchungsergebnisse des Testfeldes können als repräsentativ für Kanaldefekte im Sohlbereich einer Haltung angenommen werden. Eine Übertragbarkeit besteht insbesondere für die Parameter flächenbezogene Exfiltration und k_f -Wert der Kolmationsschicht.

Die Ergebnisse des Testfeldes dienen in einem nächsten Schritt als Eingangs- und Kalibrierdatensätze für ein gekoppeltes Modellsystem, bestehend aus vier sequentiell ablaufenden Modellansätzen zur Abbildung des gesamten Wasser- und Stoffstromkreislaufs unter besonderer Berücksichtigung von Kanalleckagen. Das erste Modell in der Modellkette ist UVQ (Urban Volume & Quality), ein Bilanzmodell, zur Berechnung der Wasser und Stoffströme in bestehenden Trink- und Abwassernetzen. Die berechneten Wasser- und Stofffrachten in der Kanalisation werden dann an das deterministisch operierende Ex- und Infiltrationsmodell NEIMO (Network Infiltration & Exfiltration Model) weitergegeben, das die Ex- bzw. Infiltrationsmenge an Kanalisationsdefekten quantifiziert. Der Wasser- und Stofftransport in der ungesättigten Zone wird aufgrund der grundsätzlich unterschiedlichen Bedingungen bei Punkt- bzw. Flächeninfiltration von zwei Modellansätzen berechnet. Das SLeakI-Modell (Sewer Leak Index) schätzt Einträge von Punktquellen ab; die Sickerprozesse für flächigen Wasser- und Stoffeinträge werden vom POSI-Modell (Public Open Space Index) berechnet. Das AISUWRS-DSS (Decision Support System) dient als Ansteuerungsplattform, mit dessen Hilfe die

Modelle als Einzelapplikation oder als gesamte Modellkette bedient werden können. Die Einsatzmöglichkeiten der Modellkette wurden anhand von Szenarienrechnungen untersucht. Detailliert betrachtet werden dabei Annahmen zur Kanalsanierung sowie zur dezentralen Infiltration von Regenwasser. Die Auswirkungen wurden im Vergleich zum tatsächlichen Status (Baseline-Szenario), in Bezug auf die Wasser- und Stoffströme und die damit verbundenen Risiken bewertet.

Die Berechnung des Baseline-Szenarios ergab eine durchschnittliche Grundwasserneubildungsrate von 399 mm/a und liegt damit deutlich höher als die 36,5 mm/a, die bisher für das Stadtgebiet Rastatt angenommen wurden (Kühlers 2002). Die Exfiltrationsrate aus den defekten Abwasserkanälen, berechnet unter Verwendung von realen Schäden aus der Kanalschadensdatenbank Rastatt, wurde mit 1,5 mm/a bezogen auf das gesamte Stadtgebiet berechnet, was einem Verlust von 0,35 % des Mischwasserabflusses entspricht. Die Stoffeintragsfrachten belaufen sich für Bor auf maximal 20,6 g/m²/a. Für Chlorid werden Höchstfrachten von 31 g/m²/a und für Zink 168 mg/m²/a berechnet. Mit Erstellung des Rehabilitationsszenarios wurde aufgezeigt, wie sich eine sofortige Sanierung von Kanalschäden der Schadensklasse 1 und 2 (nach ATV-M 143) auswirkt. Die täglichen Austrittsmengen bei Trockenwetterabfluss reduzierten sich um 71 %. Die gesamte Exfiltrationsmenge reduzierte sich um 52 %, während die Infiltrationsmenge um 92 % zurückging. Die Grundwasserneubildungsrate blieb von dieser Maßnahme weitgehend unbeeinflusst. Im Rahmen des Versickerungs-Szenarios, wurden insgesamt 529 000 m² abflusswirksamer Fläche von der Kanalisation abgekoppelt. Der Regenabfluss reduzierte sich dabei um 22 % und der Mischwasserabfluss um 9 %. Gleichzeitig erhöhte sich die Grundwasserneubildung über das Gesamtgebiet um 18 % auf 474 mm/a. Kleinräumig wurden Spitzenwerte von 611 mm/a erreicht. Die durch die Versickerung eingebrachten Stofffrachten erreichten für Bor maximal 780 mg/m², für Chlorid 263 g/m² und für Zink 1 285 mg/m² bezogen auf die Infiltrationsfläche.

Mit der Anwendung der gekoppelten Modellkette steht für den Kanalnetzbetreiber ein Werkzeug zur Verfügung, bestehende urbane Systeme auf Nachhaltigkeit zu prüfen. Bei der Erschließung von Neubaugebieten können derartige Berechnungsansätze als Entscheidungshilfe herangezogen werden, um effiziente Wassermanagementstrategien unter Berücksichtigung der lokalen Randbedingungen zu definieren.

ABSTRACT

The main objective of the PhD thesis at hand was to describe the total water and substance fluxes and to assess the contaminant input into the unsaturated zone and the groundwater. As defect sewer systems can be considered to be the main input source of contaminants into the groundwater (Eiswirth 1995) a test site was constructed. Two cracks have been milled into the base of an active sewer pipe (DN 500) with an area of 120 m² (leak 1) respectively 70 cm² (leak 2). Below leak 1 a collecting tank filled with middle grained sand has been installed. At the outlet of the tank the exfiltration rate was recorded with high temporal resolution by a drop counter. Below leak 2 the soil was excavated up to a depth of 80 cm, refilled by middle sand and equipped with TDR-probes, suction cups, and tensiometers. The main objective of the long-term investigation aimed at the quantification of the exfiltration through a sewer leak. Furthermore it was of great value to provide a description of the transport processes of typical sewage constituents during their passage through the unsaturated zone and the groundwater in consideration of the constituents' spatial and temporal variations.

In a next step the results of the test site served as input and calibration data sets for a coupled model system, consisting of four sequentially running models for the illustration of the total water and substance fluxes. A particular focus was laid on sewer leaks. The first model was UVQ (Urban Volume & Quality) which calculates the water and substance fluxes in existing supply and sewer networks. The results were passed to succeeding NEIMO (Network Infiltration & Exfiltration Model) which calculates the sewage exfiltration and the groundwater infiltration at a sewer leak. The unsaturated zone was represented by two model approaches: POSI (Public Open Space Index) accounts for the seepage processes below open space areas, and SLeakI (Sewer Leak Index) which models the processes below point sources. A surrounding program environment, the Decision Support System (DSS), organized the coupling of the models. By setting up a sewer rehabilitation and an infiltration scenario, two scenarios have been compared to the status quo (baseline scenario). Rastatt, a middle sized city of 47.500 inhabitants, served as a case study city for both, the investigations of the sewer exfiltration and the application of the mentioned models.

The time series of the exfiltration rate at the test site reached a maximum at the beginning of measurements with 255 l/d. The exfiltration showed an exponential decrease and after six months stable conditions have been reached with a daily leakage of 1 - 5 l. The correlation between fill level of the sewage and the exfiltration could be observed over most of the time. Due to variations in the sewage composition and hydrodynamic boundary condition as well as the dynamic of the colmation layer two phenomena could be observed: high fill levels in the sewer pipe and a decrease of the exfiltration rate as well as a strong increase of the exfiltration even though the fill level was in a normal range. The comparison of exfiltration volume and sewage discharge showed that only $2,6 \cdot 10^{-3}$ % of the dry flow and $1,8 \cdot 10^{-2}$ % of the storm weather discharge was leaking through the sewer defect. In situ samples of the colmation layer showed a thickness of 4 - 5 cm. The application of the Darcy-law allowed the assessment of the hydraulic conductivity of $k_f = 4,1 \cdot 10^{-7}$ m/s of the sealing colmation layer. By the means of TDR measurements the velocity of the seepage front was determined by 25 cm/h during dry weather flow. Consequently, the time period for transformation and decay processes for reactive compounds (i.e. ammonia and phosphate) was reduced. Further hydro chemical analysis of pharmaceutical residues showed positive detections for 15 of 48 substances. Highest concentrations of 1,1 - 2,9 µg/l could be registered in the sewage and the seepage water for the beta-blocker metoprolol and sotalol as well for carbamacepine and ibuprofen.

The calculation of the baseline scenario produced a groundwater recharge of 399 mm/a for the urban area of Rastatt. These results are more than ten times higher compared to so far assessed recharge rates of 36,5 mm (Kühlers 2002). Using real sewer defects from the sewer database of Rastatt an exfiltration of 1,5 mm/a has been determined. This amounts to app. 0,36 % of the total wastewater flow. The total contaminant fluxes into the unsaturated zone and groundwater reached 206 mg/m²/a for boron. The chloride loads ranged at 31 g/m²/a, for zinc 168 mg/m²/a have been calculated.

The set up of the rehabilitation scenario identified the effect of an immediate rehabilitation of sewer defect with a rehabilitation priority 1 and 2 (according to the ATV-M 143). While the groundwater recharge wasn't significantly influenced, the daily exfiltration quantities could be reduced up to 71 %.

Within the infiltration-scenario surface run off of 529 000 m² was led into infiltration basins. The storm water discharge could be reduced up to 22 % while the combined sewage discharge was reduced

up to 9 %. Parallel the groundwater recharge increased up to 18 % to 474 mm/a. The contaminants related to the infiltration measured reached maximum loads of 780 mg/m² for boron, 263 g/m² for chloride and 285 mg/m² for zinc.

As the results of the test site can be considered to be representative for a sewer defect in the base of a pipe, a transfer of the determined values for parameters can be undertaken, in particular for the area related exfiltration rate and the hydraulic conductivity of the colmation layer.

By application of the coupled model system operating companies have an available instrument, which proofs the sustainability of existing urban areas. Regarding development areas, the presented approach can be used for the definition of an efficient water management strategy under consideration of the local boundary conditions.

VORWORT UND DANK

Mein besonderer Dank gilt Herrn Prof. Dr. Heinz Hötzl, Lehrstuhl für Angewandte Geologie, für die wissenschaftliche Begleitung und das mir entgegengebrachte Vertrauen bei der Durchführung der Arbeit.

Herrn Prof. Dr. J. Winter danke ich sehr herzlich für die Übernahme des Korreferats.

Die vorliegende Arbeit wurde im Rahmen des von der DFG geförderten Projekts „Gefährdungspotential von Abwasser aus undichten Kanälen für Boden und Grundwasser“ und im Rahmen des von der EU geförderten Projekts AISUWRS (EVK1-CT-2002-00100) statt. Ein großer Dank gilt beiden Förderinstitutionen, die durch den interdisziplinären Ansatz und die internationalen Projektpartnern maßgeblich zum Gelingen dieser Arbeit beigetragen haben.

Großer Dank gilt der Forschergruppe „Kanalleckage“, unter der Federführung von Herrn Prof. Dr. J. Winter. Für sehr vielseitige Diskussionen und unkomplizierte Zusammenarbeit danke ich besonders Robertino Turkovic, Jochen Roddewig und Stefan Fuchs vom Institut für Wasser und Gewässerentwicklung, Bereich Siedlungswasserwirtschaft und Wassergüterwirtschaft (IWG), Thomas Glauner vom Engler Bunte Institut, Bereich Wasserchemie (EBI) und Jianmin Hua und Claudia Gallert vom Institut für Ingenieurbiologie und Biotechnologie des Abwassers (IBA).

Die Modellanwendungen wurden im Rahmen des AISUWRS Projektes durchgeführt. Für die Einführung in die Modelle UVQ, NEIMO, SLeakI, POSI und DSS danke ich allen Kollegen des australischen Projektpartners des CSIRO und insbesondere bei Grace Mitchell und Clare Diaper, Dhammika DeSilva, Mike Rahili, Stephen Meddings und Tara Schiller. Besonders bedanken möchte ich mich bei Jörg Rueedi (University of Surrey) und Petra Souvent (IRGO) für das lange Durchhaltevermögen und stetigen Optimismus in Sachen UVQ Modellierung. Weiterer Dank geht an die Kollegen des AISUWRS Teams vom British Geological Survey (BGS), Brian Morris, Ilka Neumann, sowie Aidan Cronin Robens (University of Surrey), Ulrike Voett und Uwe Arras von der GWK Mannheim.

Im Rahmen der vorliegenden Arbeit wurden Felduntersuchungen am Kanalnetz Rastatt durchgeführt und das Stadtgebiet mit Computerprogrammen abgebildet. Neben Baugenehmigungen waren umfangreiche Datensätze zur Erfassung der Rastatter Urbanstruktur notwendig. Deshalb bedanke mich bei der Belegschaft der Stadt Rastatt und der star.Energiewerke Rastatt für die unkomplizierte Zusammenarbeit bei der Datenakquise und insbesondere bei Herrn Pollak für die digitalen Datensätze, bei Herrn Gerbert und dem Spülwagen-Team für die Unterstützung während der Errichtung des Testfeldes, Herrn Sutor von der Verbandskläranlage, Volker Tropf vom Umweltamt Rastatt und Herrn STAR.energiewerke.

Ein Dankeschön geht an Herrn M.D. Lambert für die technische Unterstützung beim Testfeldbau in Rastatt. Die Feldarbeiten liefen durch die Mitarbeit von Henning Ulmer und Burnd Chaplgin auch bei kaltem Wetter problemlos. Vielen Dank dafür! Für die hydrochemischen Analysen und das große Interesse an der Thematik Kanalleckage, danke ich besonders Christine Roske-Stegemann und Chris Buschhaus, die die Ergebnisse auch nach Niederschrift immer kritisch hinterfragten.

Andrea Kägi danke ich für die länderübergreifende Zusammenarbeit. An Jenni Stiebel geht ein Dankeschön für die Korrektur der englischen Kurzfassung.

Neben der wissenschaftlichen Arbeit ist das kollegiale Umfeld für das persönliche Befinden ganz wichtig. Am Lehrstuhl für Angewandte Geologie war die Atmosphäre immer sehr positiv, auch wenn's Mal nicht so lief. Vielen Dank an alle Kollegen dafür!

Ein Dankesgruß geht an dieser Stelle an Inka Kiefert für tolle Zusammenarbeit in den ersten ein- und einhalb Jahren meiner Promotion.

Herrn Leif Wolf gilt mein besonderer Dank für viele Diskussionen und anregende Gespräche auch außerhalb der Uni.

Viel Dank für die Unterstützung und die immerwährende Geduld gilt meinen Eltern Maria und Günter, meinem Bruder Uwe und meiner Freundin Nathalie.

In stillem Gedenken danke ich Matthias Eiswirth, der die Thematik Wasserkreisläufe in urbanen Räumen an der AGK geprägt und die AISUWRS Initiative ins Leben gerufen hat.

INHALTSVERZEICHNIS

KURZFASSUNG	II
ABSTRACT	IV
VORWORT UND DANK	VI
INHALTSVERZEICHNIS	VII
ABBILDUNGSVERZEICHNIS	XI
TABELLENVERZEICHNIS	XV
1 EINLEITUNG	1
1.1 Problembeschreibung: Grundwasser in urbanisierten Räumen	1
1.1.1 Grundwasser im urbanen Raum	1
1.1.2 Integratives Gewässermanagement nach EU-WRRL	3
1.2 Zielsetzung der Arbeit.....	4
1.3 Rahmen und Förderung des Forschungsprojektes	5
2 DER WASSERKREISLAUF	6
2.1 Hydrologische Grundgleichung	6
2.2 Wasserhaushaltsgleichung für urbanisierte Räume	7
2.3 Modellansätze zur Abbildung des Wasserkreislaufs.....	10
2.3.1 Computergestützte Berechnungsmethoden	10
2.3.2 Modelle zur Bilanzierung der Wasser und Stoffströme in urbanisierten Räumen ..	10
2.3.3 Berechnung des Oberflächenabfluss	10
2.3.4 Ansätze zur Modellierung der ungesättigten Zone	11
2.3.5 Modelle für die gesättigte Zone	11
2.3.6 Integrative Modellansätze	11
3 STOFFEINTRAG DEN URBANEN RAUM	13
3.1 Definition der Eintragspfade	13
3.2 Häusliches Abwasser: Inhaltsstoffe und Eintragsquellen	15
3.2.1 Definition und Herkunft.....	15
3.2.2 Allgemeine Inhaltsstoffe im kommunalen Abwasser	15
3.2.3 Pharmazeutische Substanzen im kommunalen Abwasser.....	21
3.3 Atmosphärische Stoffdeposition - Eintrag durch Niederschlag	23
3.4 Eintrag durch abflusswirksame Oberflächen	24

4	DEFEKTE ABWASSERSYSTEME	28
4.1	Gesetzlicher Hintergrund	28
4.1.1	Rechtliche Aspekte defekter Abwassersysteme	28
4.1.2	Grundsätzliche Dichtheit von Kanalisationssystemen	29
4.1.3	Prüfverfahren für neu verlegte Kanäle	29
4.1.4	Inspektion der bestehenden Kanalisationen	29
4.1.5	Nachhaltiger Umgang mit der Ressource Grundwasser	29
4.2	Kanalschäden: Entstehung und Konsequenzen	31
4.2.1	Zustand der öffentlichen Kanalisation in Deutschland	31
4.2.2	Infiltration von Grundwasser in die öffentliche Kanalisation	32
4.2.3	Exfiltration von Abwasser	33
4.3	Selbstversiegelung von Kanaldefekten durch Kolmation	36
4.3.1	Grundbedingungen zur Bildung der einer Kolmationsschicht	36
4.3.2	Zeitlicher Verlauf der Kolmation (aus Schwarz 2003)	37
4.3.3	Praxisrelevanz von Kolmationserscheinungen	38
5	FALLSTUDIE RASTATT	39
5.1	Beschreibung des Modellgebiets	39
5.1.1	Lage des Modellgebiets	39
5.1.2	Naturräumliche Gliederung des Raum Rastatts	40
5.1.3	Geologischer Überblick	41
5.1.4	Übersicht der hydrogeologischen Einheiten: Verbreitung und Eigenschaften	45
5.1.5	Hydrogeologische Beschreibung des Untersuchungsgebiets	46
5.1.6	Industrielle Entwicklung des Raums Rastatt	48
5.1.7	Wasserversorgung in Rastatt	50
5.1.8	Wasserentsorgung in Rastatt	55
5.2	Langzeituntersuchungen der Exfiltration an einem realen Kanaldefekt: Teststrecke Kehler Straße	58
5.2.1	Zielsetzung und Bauvorhaben	58
5.2.2	Ausweisung der Teststrecke Kehler Straße in Rastatt	59
5.3	Methoden und durchgeführte Untersuchungen	60
5.3.1	Bau der Teststrecke	60
5.3.2	Messumfang und Analysemethoden	63
5.3.3	Charakterisierung des Einzugsgebiets	65
5.4	Ergebnisse: quantitative Beschreibung der Exfiltrationsprozesse am Einzelschaden	67
5.4.1	Durchflussmessungen im Schmutzwasserkanal	67
5.4.2	Physikalischen Parameter des häuslichen Abwassers	67
5.4.3	Quantitative Untersuchungen der Exfiltrationsprozesse am Einzelschaden	69
5.4.4	Korrelation von Füllstand im Kanal und Exfiltration	71
5.4.5	Häufigkeitsverteilung der Exfiltrationsmengen	73
5.4.6	Ermittlung der flächenbezogene Exfiltration	74
5.4.7	Biomassenbestimmung zur Abschätzung der mikrobiellen Kolmation	76
5.4.8	Abschätzung der hydraulischen Leitfähigkeit der Kolmationsschicht	79
5.4.9	Beschreibung der Sickerprozesse unter Leck 2	81

5.5	Ergebnisse: hydrochemische Bewertung	85
5.5.1	Schwermetallanreicherung unterhalb der Kanalleckage	85
5.5.2	Stoffkonzentrationen im Sickerwasser unterhalb des Leck 2	87
5.5.3	Pharmazeutische Stoffe im kommunalen Abwasser und im Sickerwasser	92
5.6	Interpretation und Diskussion der Ergebnisse	98
5.6.1	Charakterisierung des Einzugsgebiets – physikalische Parameter des Schmutzwassers	98
5.6.2	Entwicklung der Kolmationsschicht und Exfiltration	99
5.6.3	Flächenbezogene Exfiltration	103
5.6.4	Mikrobielle Kolmationsschicht	103
5.6.5	Sickerwassermengen unter Leck 2 – technische Betrachtung	106
5.6.6	Hydrochemische Bewertung der Stofftransportprozesse unter der Leckage	106
5.6.7	Pharmazeutische Rückstände im Sickerwasser	108
6	MODELLANSÄTZE	111
6.1	Die Modellkette - Übersicht -	111
6.2	Urban Volume and Quality (UVQ)	113
6.2.1	UVQ Modellkonzept	113
6.2.2	Eingangsparameter der Wasserbilanz	114
6.2.3	Grundlagen der Stofffrachtberechnung	117
6.2.4	Ablaufplan des Programmcodes	119
6.2.5	Zeitliche Diskretisierung	120
6.2.6	Annahmen im UVQ Modell	120
6.2.7	Eingangsdaten für den Aufbau eines UVQ Modells	121
6.2.8	Kalibrierung des Modells	124
6.2.9	Rechenergebnisse des Modells	125
6.2.10	Anbindung der Folgemodelle in der Modellkette	125
6.3	NEIMO (Network Exfiltration & Infiltration Model)	126
6.3.1	NEIMO Modellkonzept	126
6.3.2	Berechnung der Infiltration	126
6.3.3	Berechnung der Exfiltration	128
6.3.4	Umsetzung im Modell	130
6.3.5	Eingangsdateien	133
6.3.6	Unsicherheiten des NEIMO Modells	136
6.3.7	Model Output	137
6.4	Modellansätze zur Berechnung des Strömungs- und des Stofftransports durch die ungesättigte Zone: SLeakI und POSI	138
6.4.1	Grundlagen: Strömung in der ungesättigten Zone	138
6.4.2	Abbildung der Strömungs- und Transportprozessen mit den Modellansätzen POSI und SLeakI	139
6.4.3	Stofftransport in der ungesättigten Zone	141
6.4.4	Datenbedarf für die Modellerstellung mit POSI und SLeakI	142
6.5	Integration der Modelle in einen gemeinsamen Ansatz: Decision Support System (DSS)	143
6.5.1	Einführung und Definition von Entscheidungshilfesystemen	143
6.5.2	Programmablauf des DSS	144

7	MODELLIERUNG DER WASSER- UND STOFF-TRANSPORTPROZESSE IM URBANEN RAUM RASTATT	147
7.1	UVQ (Urban Volume & Quality)	147
7.1.1	Datenquellen für den Modellaufbau.....	147
7.1.2	Räumliche Skala, Definition der Einzugsgebiete.....	148
7.1.3	Einwohnerdichte in Rastatt, Ermittlung: Einwohnerzahl pro Haushalt	150
7.1.4	Klimadaten	150
7.1.5	Wasserversorgung in Rastatt.....	151
7.1.6	Parametrisierung der Kalibriergrößen.....	152
7.1.7	Abbildung der Stoffströme in UVQ.....	155
7.1.8	Kleinskaliges UVQ Modell Kehler Straße.....	156
7.2	NEIMO Modell.....	159
7.3	POSI und SLeakI	164
7.4	Plausibilitätsprüfung der Eingangsparameter	165
7.5	Wasser- und Stoffflüsse im urbanen Raum Rastatt.....	168
7.5.1	Baseline-Szenario.....	168
7.5.2	Rehabilitations-Szenario	175
7.5.3	Infiltrations-Szenario	179
7.6	Diskussion.....	191
8	ZUSAMMENFASSUNG UND AUSBLICK.....	198
8.1	Zusammenfassung der Ergebnisse am Einzelschaden	198
8.2	Zusammenfassung der Wasser- und Stoffstrom-Bilanzierung	201
8.3	Ausblick	204
9	LITERATUR.....	206

ABBILDUNGSVERZEICHNIS

Abbildung 1.1: Einflüsse auf die Grundwasserbeschaffenheit im urbanen Raum (Eiswirth 2002).....	1
Abbildung 2.1: Schematische Darstellung der Haushaltsgrößen des natürlichen Wasserkreislaufs.....	6
Abbildung 2.2: Wasserhaushaltsgrößen in urbanisierten Gebieten (nach Dyck & Peschke 1995, verändert und ergänzt).....	9
Abbildung 3.1: Korrelationen von Stoffkonzentrationen und Randbedingungen.....	25
Abbildung 4.1: Schadensverteilung an Kanälen des öffentlichen Kanalnetzes (aus Berger & Lohaus 2004).....	31
Abbildung 4.2: Idealtypischer Verlauf der hydraulischen Leitfähigkeit im zeitlichen Kolmationsverlauf in der oberen Bodenschicht von 0-4 cm (nach Okubo & Matsumoto 1979; Okubo & Matsumoto 1983; Baveye et al. 1998; Schwarz 2003, verändert).....	38
Abbildung 5.1: Geographische Lage der Modellstadt Rastatt, mit dem kleinskaligen Einzugsgebiet Kehler Straße im südwestlichen Teil des Stadtgebiets.....	39
Abbildung 5.2: Geologische Übersichtskarte von Südwestdeutschland (Geyer & Gwinner 1991).....	41
Abbildung 5.3: Karte der holozänen Fazieszonen im Arbeitsgebiet (nach Miall 1996; Osswald 2002).....	43
Abbildung 5.4: Bau des Grundwasserleiters (HGK Rastatt 1978; Eiswirth 2002).....	44
Abbildung 5.5: Hydrogeologisches Modell für den Raum Rastatt (Eiswirth 2002).....	45
Abbildung 5.6: Lithostratigraphische Gliederung des Normalprofils der Lockergesteine im Raum Rastatt-Karlsruhe (Watzel & Ohnemus 1997, verändert).....	46
Abbildung 5.7: Mittlere monatliche Niederschlagshöhen und mittlere monatliche Temperaturen im Arbeitsgebiet (2001) (Datenquelle: Abwasserverband Murg).....	47
Abbildung 5.8: Niederschlags-, Evapotranspirations- und Sickerwassermengen im für den Zeitraum – 1992 – 2002, Lysimeter Rauental (Datenquelle: LFU).....	48
Abbildung 5.9: Siedlungsgeschichte von Rastatt mit den jeweiligen Entwicklungsphasen (aus Klinger et al. 2006, verändert nach Schweinfurth et al. 2002).....	49
Abbildung 5.10: Übersicht der Wasserschutzgebiete der Wasserwerke Ottersdorf, Rauental und Niederbühl.....	50
Abbildung 5.11: Trinkwasserversorgungsnetz in Rastatt (Quelle: Star.Energiewerke Rastatt).....	53
Abbildung 5.12: Kanalnetz des kommunalen Entwässerungssystems im Stadtgebiet Rastatt.....	56
Abbildung 5.13: Aufgenommene Schadensbilder der Rastatter Kanalisation (nach Wolf et al. 2004).....	57
Abbildung 5.14: Aufsicht auf die geplante Versuchseinrichtung für die Langzeituntersuchungen der Exfiltrationsprozesse (Klinger et al. 2006).Klinger et al. 2006.....	58
Abbildung 5.15: Einzugsgebiet Kehler Straße im südwestlichen Teil der Stadt Rastatt.....	59
Abbildung 5.16: Leck 1 mit ca. 120 cm ² Fläche, Auffangbehälter aus Edelstahl und Tropfenzähler. .	60
Abbildung 5.17: Links: Leck 2 mit einer Fläche von ca. 70 cm ² . Rechts: Skizze des Gesamtsystems am Leck 2.....	61
Abbildung 5.18: Abgewickelte Aufnahme des untersuchten Kanalabschnitts (aufgenommen mit Panoramio, 3D-Kugelbildscanner, Aufnahmedatum: 28.08.2005).....	62
Abbildung 5.19: Aufnahmen der Lecks aufgenommen im Kanal mit Panoramio Kamera (Panoramio, 3D-Kugelbildscanner, Aufnahmedatum: 28.08.2005). Aufnahme zeigt gegen die Fließrichtung.....	63
Abbildung 5.20: Stadtteil Rastatt-Münchfeld (nach Filby 2006, verändert).....	65
Abbildung 5.21: Zustandsbewertung des Kanalnetzes im Stadtteil Münchfeld auf Basis von Kamerabefahrung und Schadenbildklassifizierung nach ATV-M 143.....	66
Abbildung 5.22: Durchflussmessungen im Schmutzwasserkanal Kehler Strasse.....	67
Abbildung 5.23: Elektrische Leitfähigkeit gemessen im Schmutzwasser Kehler Strasse.....	68
Abbildung 5.24: pH-Wert gemessen im Schmutzwasser Kehler Straße.....	68

Abbildung 5.25: Exfiltrationsrate gemessen am Auslass des Auffangbehälters an Leck 1.	69
Abbildung 5.26: Exfiltration und Füllstand im Kanal über eine Zeitperiode von Monaten.....	71
Abbildung 5.27: Übereinstimmender Trend von Exfiltration und Füllstand im Kanal mit variablen Versatz von 1- 3 Stunden.....	72
Abbildung 5.28: Zustände im System die eine Korrelation von Füllstand und Exfiltration nicht zulassen.....	72
Abbildung 5.29: Häufigkeitsverteilung der Exfiltrationsmengen pro Tag seit Untersuchungsbeginn..	73
Abbildung 5.30: Darstellung der Abhängigkeit Füllstand und benetzter Schadensfläche.....	74
Abbildung 5.31: Skizze des Systems Kanaldefekt zur Veranschaulichung der in-situ Probenahme. ...	77
Abbildung 5.32: Tiefenprofil der Biomassenkonzentration direkt aus der Schadensfläche.	77
Abbildung 5.33: DNA/RNA-Konzentrationsverhältnis in den Stechzylinderproben in unterschiedlichen Horizonten.....	78
Abbildung 5.34: Blockbilddarstellung eines Kanaldefekts mit relevanten Parametern zur Abschätzung der hydraulischen Leitfähigkeit (in Anlehnung an Wolf 2006).....	79
Abbildung 5.35: Streubreite der k_f -Werte für minimale, mittlere und maximale Exfiltrationsraten....	80
Abbildung 5.36: Häufigkeitsverteilung der berechneten Werte für die hydraulische Leitfähigkeit	81
Abbildung 5.37: Bodenfeuchteprofile aufgenommen in 20, 40 und 60 cm Tiefe unterhalb des Lecks.	82
Abbildung 5.38: Hochaufgelöste Zeitreihe des volumetrischen Wassergehalts in 20, 40 und 60 cm Tiefe unterhalb von Leck 2.....	82
Abbildung 5.39: Verteilung der volumetrischen Bodenfeuchte; links: Zustand während Trockenwetterabfluss. Mitte: Durchbruch einer Sickerfront infolge eines Regenabflussereignisses; rechts: Ausgangszustand ist annähernd wieder erreicht (C20, C40, C60, L20 geben die Position der TDR Sonden an.	83
Abbildung 5.40: Zusammenhang zwischen Saugspannung und volumetrischer Bodenfeuchte unterhalb des Lecks. Parallel aufgetragen: Füllstand im Schmutzwasserkanal.....	84
Abbildung 5.41: Links: Stechzylinder mit Tiefenprofil der Kolmationsschicht, entnommen aus Leck 2; rechts: Stechzylinder, die in das Leck 2 eingebracht wurden.....	85
Abbildung 5.42: Zeitlicher Verlauf gewonnen Saugkerzenmengen. Mit: SK = Saugkerze, Z = zentrale Lage, R = rechts des Lecks, L =links des Lecks, A = abstromig.....	87
Abbildung 5.43: Zeitlicher Verlauf der Nitratkonzentrationen im Sickerwasser in 10, 30,50 und 60 cm unter dem Leck.....	88
Abbildung 5.44: Zeitlicher Verlauf der Chloridkonzentrationen im Sickerwasser in 10, 30,50 und 60 cm unter dem Leck.....	89
Abbildung 5.45: Horizontale Konzentrationsverteilung von Chlorid in 30 cm Tiefe unterhalb des Lecks.....	90
Abbildung 5.46: Zeitlicher Verlauf der Bor Konzentrationen im Sickerwasser in 10, 30, 50 und 60 cm unter dem Leck.....	90
Abbildung 5.47: Horizontale Konzentrationsverteilung von Bor in 30 cm Tiefe unterhalb des Lecks.	91
Abbildung 5.48: Zeitliche Verläufe der el. Leitfähigkeit (ELF) und des ph-Werts im Abwasser (AW) und Sickerwasser (SW).....	94
Abbildung 5.49: $\text{NH}_4\text{-N}$ Bilanz aus Abwasserproben und Sickerwasserproben.....	95
Abbildung 5.50: Zeitlicher Verlauf der Ibuprofenkonzentrationen (links) und Carbamazepinkonzentrationen (rechts) im Ab- und Sickerwasser.....	97
Abbildung 5.51: Kolmatiertes Leck 1 nach einer Laufzeit von 403 Tagen (28.08.2004) aufgenommen.	99
Abbildung 5.52: Häufigkeitsverteilung der Exfiltrationsmengen am stabilisierten System.....	101
Abbildung 6.1: Konzeptionelle Darstellung der Modellkette.....	111
Abbildung 6.2: Schema des UVQ Konzepts zur Beschreibung der Wasser- und Stoffflüsse in einem Untersuchungsgebiet (Diaper & Mitchell 2006, verändert).....	113

Abbildung 6.3: Räumliche Skalen im UVQ Modell zur Repräsentierung eines urbanen Raums (Mitchell & Diaper 2005, verändert).....	114
Abbildung 6.4: Prozesse in der ungesättigten Zone unter unbefestigten Flächen (Mitchell & Diaper 2005).....	115
Abbildung 6.5: Berechnung der aktuelle Evapotranspiration im Zwei-Schicht Modell (nach Mitchell et al. 2001).....	116
Abbildung 6.6: UVQ Programmstruktur und Interaktionsschema zwischen Wasser- und Stoffbilanz (Diaper & Mitchell 2006, verändert).....	119
Abbildung 6.7: Ablauf der UVQ Wasser und Stoffflussberechnungen (nach Diaper & Mitchell 2006).....	119
Abbildung 6.8: Schematische Darstellung eines Kanalsrohrs unterhalb des Grundwasserspiegels. Links: Schaden befindet sich in der Krone, rechts in der Sohle des Rohres (nach Burn et al. 2005; DeSilva et al. 2006, verändert).....	127
Abbildung 6.9: Schematische Darstellung eine Kanalsrohrs oberhalb des Grundwassers. Durch den Schaden exfiltriert Schmutzwasser direkt in das umgebende Bettungsmaterial (nach DeSilva et al. 2006, verändert).....	129
Abbildung 6.10: Schematische Darstellung der Abflussmengengenerierung und des Abflussmengentransports im Modellgebiet (nach DeSilva et al. 2006, verändert).....	130
Abbildung 6.11: Typische Tagesganglinie des Abflusses in einem Abwasserkanal (Rastatt, Kehler Straße DN 500).....	130
Abbildung 6.12: Grundlegende Einstellungen im NEIMO Programmcode: Links: Aufteilung des Rohrquerschnitts in Sektoren, Mitte: Grundlagen zur Berechnung des Füllstandes. Rechts: schematische Darstellung der Baumstruktur des Kanalnetzes.....	131
Abbildung 6.13: Schematische Darstellung des Wasser- und Stoffeintrags unter Freiflächen unter Versendung eines Zwei-Schicht-Modells (nach Correll et al. 2006, verändert).....	139
Abbildung 6.14: Ausbreitungsbahnen von Abwasser aus einem defekten Kanal stellvertretend für Punktquellen. Links: Vertikalschnitt, rechts: Horizontalschnitt (nach Correll et al. 2006, verändert).....	141
Abbildung 6.15: Funktionsschema des DSS.....	143
Abbildung 6.16: Eingabemaske des DSS.....	144
Abbildung 6.17: Schematische Darstellung des Datenaustausch der Einzelmodelle UVQ, POSI, NEIMO und SLeakI über die Plattform des DSS (nach Burn et al. 2006, verändert).....	146
Abbildung 7.1: Digitale Datensätze für die Definition der Nachbarschaften.....	149
Abbildung 7.2: Einwohnerzahlen in der Stadtvierteln in Rastatt im Jahr 2003 (Quelle: Amt für Stadtmarketing Rastatt).....	150
Abbildung 7.3: Zeitreihen der Grundwasserneubildungsraten aufgenommen am Lysimeter Rauental (rot) und modelliert mit UVQ Modell (andere).....	153
Abbildung 7.4: Einzugsgebiet der Kehler Straße mit Entwässerungssystem und Gebäudebestand. ...	156
Abbildung 7.5: Modellierter und gemessener Abfluss als Ergebnis des UVQ-Modells für das Einzugsgebiet Kehler Straße.....	157
Abbildung 7.6: Schadensbilder in NEIMO und ATV-M 143 im Vergleich:.....	161
Abbildung 7.7: Struktur des NEIMO Modells zur Kalibrierung der relevanten Parameter.....	162
Abbildung 7.8: Definition charakteristischer Abflusstage zur Implementierung der NEIMO Berechnungen in das DSS.....	164
Abbildung 7.9: Gemessene und modellierte Abwassermengen für das Stadtgebiet Rastatt.....	165
Abbildung 7.10: Differenzierte Wasserbilanz für das Jahr 2003.....	166
Abbildung 7.11: Differenzierte Wasserbilanz für ein charakteristisches Jahr in Rastatt (Baseline-Szenario).....	168
Abbildung 7.12: Berechnete Grundwasserneubildungsrate für den urbanen Raum Rastatt (Baseline-Szenario).....	169

Abbildung 7.13: Haltungsbezogene Ex- und Infiltrationsmengen für das Kanalisationsnetz in Rastatt. Berechnungen auf Basis der Kamerazustandsbefahrungen.	170
Abbildung 7.14: Borfrachten, die in die ungesättigte Zone und das Grundwasser gelangen.....	171
Abbildung 7.15: Chloridfrachten, die in die ungesättigte Zone und das Grundwasser gelangen.....	172
Abbildung 7.16: Zinkfrachten, die in die ungesättigte Zone und das Grundwasser gelangen	172
Abbildung 7.17: Links: Abwassermenge, die pro Nachbarschaft durch Kanaldefekte austritt. Rechts: Borfracht, die durch Kanaldefekte in die ungesättigte Zone bzw. das Grundwasser gelangt.	173
Abbildung 7.18: Links: Chloridfracht, die durch Kanaldefekte in die ungesättigte Zone bzw. das Grundwasser gelangt. Rechts: Borfracht, die durch Kanaldefekte in die ungesättigte Zone bzw. das Grundwasser gelangt.....	174
Abbildung 7.19: Differenzierte Wasserbilanz für Rastatt nach Sanierung der Schadensklassen SK1 und SK2.	175
Abbildung 7.20: Ex- und Infiltrationsmenge in die Kanalisation von Rastatt nach der Sanierung der Schadensklassen 1 und 2.....	176
Abbildung 7.21: Links: Exfiltrationsmenge pro Nachbarschaft. Rechts: Borfracht pro Nachbarschaft.	177
Abbildung 7.22: Links: Chloridfracht pro Nachbarschaft. Rechts: Zinkfracht pro Nachbarschaft.....	178
Abbildung 7.23: Nachbarschaften in denen Niederschlagswasser über eine Flächenversickerung, bzw. über Mulden versickert wurden.	184
Abbildung 7.24: Differenzierte Wasserbilanz des Infiltrations-Szenarios. Anmerkung: Durch Rundung der Summen, können Abweichungen von 1 mm entstehen.	185
Abbildung 7.25: Rechts: Berechnete Grundwasserneubildungsrate für den urbanen Raum Rastatt (Infiltrations-Szenario). Links: Prozentualer Anstieg der Neubildungsrate im Vergleich zum Baseline-Szenario.	186
Abbildung 7.26: Grundwasserneubildung durch Infiltrationsmaßnahmen. Links: bezogen auf die gesamte Nachbarschaftsfläche. Rechts: bezogen auf die Infiltrationsfläche.	187
Abbildung 7.27: Berechnete Jahresfracht von Bor. Links: bezogen auf die Nachbarschaftsfläche. Rechts: bezogen auf die Infiltrationsfläche.....	188
Abbildung 7.28: Berechnete Jahresfracht von Chlorid. Links: bezogen auf die Nachbarschaftsfläche. Rechts: bezogen auf die Infiltrationsfläche.....	189
Abbildung 7.29: Berechnete Jahresfracht von Zink. Links: bezogen auf die Nachbarschaftsfläche. Rechts: bezogen auf die Infiltrationsfläche.....	189
Abbildung 7.30: Vergleich eigener Berechnungen mit früheren Arbeiten zu Austrittsmengen aus defekten Abwasserkanälen.	191
Abbildung 7.31: Prozentuale Anteil des Stoffeintrags von Bor, Chlorid und Zink in die ungesättigte Zone und das Grundwasser (Baseline-Szenario).	195
Abbildung 7.32: Prozentuale Anteil des Stoffeintrags von Bor, Chlorid und Zink in die ungesättigte Zone und das Grundwasser (Infiltrations-Szenario).	195
Abbildung 7.33: Abschätzung des Gefährdungsrisikos durch defekte Abwassersysteme (Grundlage: Exfiltrationsmengen pro Nachbarschaft).	196
Abbildung 7.34: Zeitlicher Aufwand (ca. 30 Wochen) für die Bewertung der Wasser- und Stoffflüsse für ein Stadtgebiet von 10 km ² Fläche und ca. 50 000 Einwohner mittels der gekoppelten Modellkette. Zeitangaben in Wochen.	197

TABELLENVERZEICHNIS

Tabelle 1.1: Erstellte Wassermanagementszenarien für das Untersuchungsgebiet.....	4
Tabelle 2.1: Abhängigkeit zwischen Versiegelungsgrad und Landnutzung in Stadtgebieten.....	7
Tabelle 3.1: Potentielle Stoffeintragsquellen, Eintragsart und assoziierte Stoffgruppen in urbanisierten Räumen (auszugsweise zusammengestellt aus Kinner et al. 1988; Ministerium für Umwelt Baden-Württemberg 1988.....	14
Tabelle 3.2: Haupteintragspfade der für die Untersuchung relevanten Parameter im häuslichen Bereich.....	15
Tabelle 3.3: Eintragsfrachten von Phosphor im Haushalt und daraus resultierenden Abwasserkonzentrationen.....	16
Tabelle 3.4: Tabelle Eintragsfrachten von Chlorid im Haushalt und die resultierenden Abwasserkonzentrationen.....	18
Tabelle 3.5: Substanzspezifische Quellkonzentrationen im häuslichen Abwasser (Werte aus Koppe & Stotzek 1999; Naudascher 2001; Gray & Becker 2002).....	20
Tabelle 3.6: Übersicht der Arzneimittelwirkstoffe mit höchsten Verordnungsmengen (Schwabe & Paffrath 2001; Schwabe & Paffrath 2005) sowie die jeweils definierte Tagesdosis (DDD) (Rote Liste 2005) und die daraus resultierende Jahresgesamtmenge.....	22
Tabelle 3.7: Stoffkonzentrationen im Niederschlag (Goettle 1978; Evers & Krebs 1990; Xanthapoulos & Hahn 1993; Appel 1997; Lohmeyer 1997; Koppe & Stotzek 1999; Gray & Becker 2002).....	23
Tabelle 3.8: Stoffkonzentrationen im Oberflächenabfluss: Straßenabflüsse (in Klammern die Anzahl der analysierten Proben).	26
Tabelle 3.9: Stoffkonzentrationen im Oberflächenabfluss: Dachablauf (in Klammern die Anzahl der analysierten Proben).	27
Tabelle 3.10: Stoffkonzentrationen im Oberflächenabfluss: Zufahrtswege.....	27
Tabelle 4.1: Studien zur Quantifizierung des exfiltrierende Abwasser (Klinger et al. 2005, ergänzt)..	34
Tabelle 4.2: Humanpharmazeutische Wirkstoffe, die nach den genannten Studien am häufigsten Grund- und Oberflächenwasser nachgewiesen wurden.....	35
Tabelle 4.3: Einflussgrößen auf die Kolmation (verändert nach Schälchli 1993, aus Schwarz 2003)..	36
Tabelle 4.4: Räumliche Differenzierung der Kolmation und Zusammenfassung der steuernden Mechanismen der Kolmationsprozesse (nach Schwarz 2003).....	37
Tabelle 5.1: Eigenschaften der Grundwasserleiter im Raum Rastatt (Zusammengestellt aus HGK Rastatt 1978, Watzel & Ohnemus 1997, HGK Karlsruhe-Speyer 1988).....	46
Tabelle 5.2: Wasserwerke im Stadtgebiet Rastatt (Quelle: star.Energiewerke 2002).....	51
Tabelle 5.3: Konzentrationen im geförderten Grundwasser der einzelnen Wasserwerke (Daten: star.energiewerke).....	52
Tabelle 5.4: Entwicklung des Wasserversorgungsnetzes in Rastatt.....	53
Tabelle 5.5: Länge des Versorgungsnetzes des Kernstadtgebiets, Ottersdorf, Wintersdorf und Plittersdorf.....	54
Tabelle 5.6: Entwicklung der Trinkwasserversorgung in Rastatt von 1985-2004 (Quelle: star.Energiewerke, Amt für Stadtmarketing der Stadt Rastatt).....	54
Tabelle 5.7: Trinkwassernetzverluste und assoziierte Grundwasserneubildung bezogen auf das gesamte Versorgungsgebiet (Datenquelle: star.Energiewerke Rastatt).....	55
Tabelle 5.8: Kanalisation die an in die Verbandkläranlage Rastatt angeschlossen ist (nach Auswertung der Datensätze des Tiefbauamts Rastatt).....	56
Tabelle 5.9: Fragestellungen und angewendete Methoden.....	59
Tabelle 5.10: Abmessungen der künstlichen Leckagen aufgenommen im Rahmen einer Kamerabefahrung nach Vorgaben des ATV Merkblatts M 143.....	62
Tabelle 5.11: Aufzeichnung der physikalische Parameter an der Teststrecke Kehler Straße.....	63

Tabelle 5.12: Aufzeichnung der hydrochemischen Parameter an der Teststrecke Kehler Straße	64
Tabelle 5.13: Siedlungswasserwirtschaftliche Aspekte des Stadtteils „Münchfeld“ (Quelle: Amt für Stadtmarketing Rastatt, Tiefbauamt Rastatt)	66
Tabelle 5.14: Beschreibung der Exfiltrationsphasen auf Basis der aufgenommenen Exfiltrationsraten.	70
Tabelle 5.15: Exfiltrationsraten während Niederschlagsabflüssen und mittleren Abflussverhältnissen.	70
Tabelle 5.16: Statistische Angaben zur Häufigkeitsverteilung der Exfiltrationsmengen über den gesamten Untersuchungszeitraum.	73
Tabelle 5.17: Flächenbezogenen Exfiltration für die charakteristischen Füllstände während Trockenwetterabfluss.	75
Tabelle 5.18: Mittlere Exfiltrationsraten pro Flächeneinheit und Gesamtschadensfläche.	76
Tabelle 5.19: Durchschnittliche Werte der Füllstände, assoziierter benetzter Fläche und Mächtigkeit der Kolmationsschicht im Schmutzwasserkanal während Trockenwetterabfluss.	80
Tabelle 5.20: Berechnete k_f -Werte der Kolmationsschicht für die jeweiligen Exfiltrationszustände. ..	80
Tabelle 5.21: Volumetrischer Wassergehalt unterhalb des Lecks (Leck 2.	81
Tabelle 5.22: Saugspannung unterhalb des Lecks (Leck 2) und außerhalb des Einflussbereichs.	84
Tabelle 5.23: Stoffliche Anreicherung in der Kolmationsschicht (bezogen auf die Trockensubstanz).	86
Tabelle 5.24: Nitrat und Nitritkonzentrationen im Bodenwasser, 30 cm unterhalb der Leckage.	89
Tabelle 5.25: Nachweis pharmazeutischer Stoffe im Kläranlagenzulauf, im Abwasser der Kehler Straße und im Sickerwasser nach einer Bodenpassage von 50 cm (Messkampagne 11.06.2005).	92
Tabelle 5.26: Nachweis pharmazeutischer Stoffe im Kläranlagenzulauf, im Abwasser der Kehler Straße und im Sickerwasser nach einer Bodenpassage von 50 cm.	93
Tabelle 5.27: Analysenergebnisse der 24-h Beprobung (vom 28. und 29.11.2005).	95
Tabelle 5.28: Zusammenfassung Analysenergebnisse der 24 Stunden Beprobung (vom 28. und 29.11.2005).	96
Tabelle 5.29: Statistische Angaben zur Häufigkeitsverteilung der Exfiltrationsmengen nach der Einlaufphase (von 1.2.2005.20.12.2006)	102
Tabelle 5.30: Abschätzung des quantitativen Abflussanteils als Exfiltration.	102
Tabelle 5.31: Vergleichswerte für eine flächenbezogene Exfiltration (berechnet aus Rott & Zacher 1999; Turkovic et al. 2006).	103
Tabelle 6.1: Definierte Stofffrachten und Stoffkonzentrationen.	118
Tabelle 6.2: Eingabeparameter (physikalische Parameter) zur Beschreibung des Modellgebiets mit Angabe möglicher Datenquellen.	123
Tabelle 6.3: Eingabeparameter zur Berechnung der Stoffbilanz.	123
Tabelle 6.4: Kalibrierparameter zur Beschreibung der Bodenzone und der versiegelten Flächen im Untersuchungsgebiet.	124
Tabelle 6.5: Austauschdateien zwischen UVQ und den Folgemodellen der AISUWRS Modellkette.	125
Tabelle 6.6: Eingangsdateien für NEIMO Modell. Grau hinterlegt, die Dateien, die vom Anwender erstellt werden müssen.	133
Tabelle 6.7: pipes.csv, Beispieldatei.	133
Tabelle 6.8: links: connections.csv, Beispieldatei, rechts: successor.csv, Beispieldatei.	134
Tabelle 6.9: cctv.csv, Beispieldatei.	134
Tabelle 6.10: dbg.csv, Beispieldatei.	135
Tabelle 6.11: grw_contaminants.csv, Beispieldatei.	135
Tabelle 6.12: uvq_nbhoods.csv, Beispieldatei.	135

Tabelle 6.13: generic_curves.csv, Beispieldatei.....	136
Tabelle 6.14: generic_defects.csv, Beispieldatei.....	136
Tabelle 6.15: flow_fractions.csv, Beispieldatei.....	136
Tabelle 6.16: NEIMO Ergebnisdatei für ein Entwässerungsnetz.....	137
Tabelle 6.17: Eigenschaften der in den Modellen der ungesättigten Zone repräsentierten Stoffe.....	141
Tabelle 6.18: Parameter zur Beschreibung der relevanten Bodenschichten.....	142
Tabelle 6.19: Eingangsdaten für das POSI und SLeakI Modell.....	142
Tabelle 7.1: Datensätze die für den Aufbau des UVQ Modells akquiriert wurden, Teil 1.....	147
Tabelle 7.2: Datensätze die für den Aufbau des UVQ Modells akquiriert wurden, Teil 2.....	148
Tabelle 7.3: Täglicher Wasserverbrauch pro Einwohner in Rastatt (Quelle: star.Energiewerke Rastatt).....	151
Tabelle 7.4: Gesamtmenge der Trinkwasserversorgung in Rastatt.....	152
Tabelle 7.5: Ergebnisse der Sensitivanalyse.....	153
Tabelle 7.6: Parameter zur Beschreibung der Oberflächeneigenschaften (aus Rueedi & Cronin 2005).....	154
Tabelle 7.7: Flächenaufteilung des Einzugsgebiets Kehler Straße/Münchfeld.....	156
Tabelle 7.8: Häuslicher Wasserverbrauch und Stofffrachten im UVQ Modell. Grau hinterlegt, Werte aus der Literatur (Böhm et al. 1999; Eiwirth 2002; Gray & Becker 2002; Rueedi & Cronin 2005; Klinger et al. 2006), darunter jeweils die kalibrierten Stofffrachten für das Einzugsgebiet Kehler Straße.....	158
Tabelle 7.9: Liste der in UVQ verwendeten Stoffkonzentrationen für Niederschlag und Oberflächenabfluss. Literaturwerte (Xanthopoulos & Hahn 1993; Böhm et al. 1999; Eiwirth 2002; Gray & Becker 2002; Rueedi & Cronin 2005).....	158
Tabelle 7.10: Datenquellen der Eingangsdateien für den Aufbau des NEIMO Modells.....	159
Tabelle 7.11: Parameter zur Berechnung der Exfiltration.....	162
Tabelle 7.12: Standardeinstellungen und abgeschätzte Parameter zu Berechnung der Infiltration.....	163
Tabelle 7.13: Datensätze zur Beschreibung der ungesättigten Zone: SLeakI und POSI.....	164
Tabelle 7.14: Exfiltrationsmengen für charakteristische Abflusstage (Baseline-Szenario).....	170
Tabelle 7.15: Stoffkonzentrationen des Sickerwassers nach Austritt aus einem Kanaldefekt.....	173
Tabelle 7.16: Exfiltrationsmengen für charakteristische Abflusstage (Rehabilitations-Szenario).....	177
Tabelle 7.17: Verschiedene Maßnahmen und Anlagen zur Versickerung von Regenwasser (Geiger & Dreiseitl 2001; ATV-DVWK 2002; Geiger & Mietzel 2004).....	180
Tabelle 7.18: Anschluss abflusswirksamer Flächen an Infiltrationsmaßnahmen.....	181
Tabelle 7.19: Abflusswirksame Flächen, die vom Drainagesystem abgekoppelt wurden.....	184
Tabelle 7.20: Einstellung im UVQ Programm zur Modellierung des Infiltrations-Szenarios.....	184
Tabelle 7.21: Stoffkonzentrationen und des Oberflächenablaufs und eingebrachte Stofffrachten.....	190
Tabelle 7.22: Wasserbilanzgrößen aus Rastatt, Doncaster (Rueedi & Cronin 2005; Morris et al. 2006), Ljubljana (Souvent et al. 2006) und Mt.Gambier (Cook et al. 2006) im Vergleich.....	194
Tabelle 8.1: Zusammenfassung der umweltrelevanten physikalischen Größen am Einzelschaden.....	199
Tabelle 8.2: Zusammenfassende Darstellung der stofflichen Austrittsmengen am Einzelschaden.....	201

1 EINLEITUNG

1.1 Problembeschreibung: Grundwasser in urbanisierten Räumen

1.1.1 Grundwasser im urbanen Raum

Der Schwerpunkt der EU-WRRL liegt auf der Bewertung der Oberflächengewässer bzw. auf den Flussgebietseinheiten, obwohl gerade in der Bundesrepublik Deutschland die Wasserversorgung maßgeblich auf der Förderung von Grundwasser beruht. Über 65 % Gesamtversorgungsmenge stammt aus den bundesweiten Grundwasservorkommen, in Bayern werden 73 % des Wasserbedarfs durch die Förderung von Grundwasser gedeckt (Statistisches Bundesamt 2004). Die Bedeutung der Grundwasserleiter in städtischen Ballungsräumen hat in den letzten Jahren immer stärker zugenommen, da sich die Einzugsgebiete der Wasserwerke häufig bis in besiedelte Gebiete erstrecken, bzw. sich die Siedlungsräume immer weiter ausdehnen. Als bekanntestes Beispiel ist Berlin zu nennen, dessen Grundwasserneubildungsgebiet zu 100 % im unmittelbaren Einflussbereich des urbanen Akkumulationsraums liegt (Limberg 2006). Die fortschreitende Urbanisierung stellt einen massiven Eingriff auf den Wasserhaushalt dar und bewirkt eine quantitative und qualitative Veränderung der Bilanzgrößen im Einzugsgebiet. Als wichtigste anthropogene Aktivitäten die eine potentiell negative Auswirkung auf den Wasserhaushalt darstellen sind Oberflächenversiegelung, Wasserentnahmen und bautechnische Gründungsmaßnahmen, flächenhafte Stoffeinträge durch Baumaßnahmen, Altlasten, Straßen- und Dachabläufe und Abwasserexfiltration zu nennen. Diese sind in Abbildung 1.1 schematisch dargestellt.

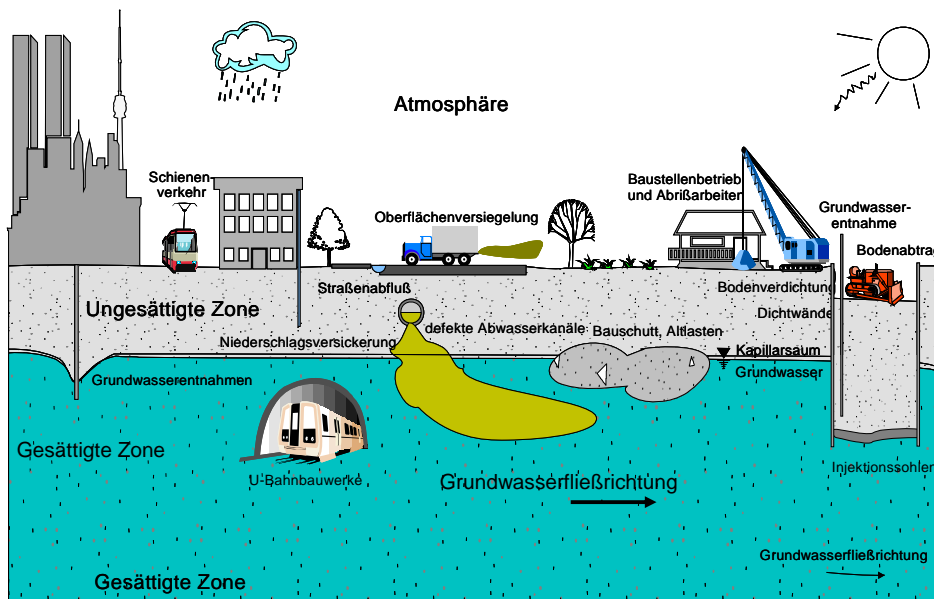


Abbildung 1.1: Einflüsse auf die Grundwasserbeschaffenheit im urbanen Raum (Eiswirth 2002).

Einen signifikanten Einfluss hinsichtlich der Quantität ergibt sich bei der traditionellen Erschließung von Neubaugebieten durch eine kontinuierliche Versiegelung von Freiflächen. Dies führt zu einer deutlich reduzierten Grundwasserneubildung und parallel zu erhöhtem direktem Abfluss aus einem Einzugsgebiet und damit zu zeitlich komprimierten Belastungen der Kläranlage bzw. bei Direkteinleitung des Vorfluters.

Hinsichtlich der qualitativen Betrachtung ist das Grundwasser verschiedener Beeinträchtigungen durch diffusen und punktuellen Eintrag ausgesetzt. Oberflächenabflüsse von befestigten Flächen in Bereichen hoher urbaner Aktivität, wie z.B. Straßen oder Parkplätze enthalten hohe Schwermetallkonzentrationen, die die gesetzlichen Grenzwerte überschreiten können. Ein 100-%iger Anschlussgrad der abflusswirksamen Flächen an ein Drainagesystem wird i.d.R. nicht erreicht, so dass es zu einem unkontrollierten diffusen Stoffeintrag in Boden und Grundwasser kommt. Als weitere Eintragsquelle sind defekte Abwasserkanäle als Teil eines urbanisierten Raums zu nennen, die maßgeblich die Grundwasserqualität beeinträchtigen können. Härig & Mull (1992) und Eiswirth (1995) nennen defekte Abwasserkanäle als eine Haupteintragsquelle von Schadstoffen in die ungesättigte Zone und das Grundwasser. Die Diskussion wird jedoch kontrovers geführt und nach Barrett (1997) und Blackwood (2005) geht von der Abwasserkanalisation keine gravierende Gefahr auf das Grundwasser aus (Barrett et al. 1997; Blackwood et al. 2005). Eine Beeinträchtigung der Grundwasserqualität durch exfiltrierendes Abwasser wurde jedoch bereits in mehreren nationalen und internationalen Studien unter Verwendung von typischen abwasserbürtigen Markersubstanzen wie den mikrobiologischen Parametern E-coli und Clostridien, Bor und Ammonium (Paul et al. 2004; Wolf et al. 2004; Rueedi et al. 2005) untersucht und nachgewiesen. Immer häufiger wird auch von positiven Befunden pharmazeutischer Rückstände berichtet, die nur über den Abwasserpfad in das Grundwasser gelangen können. Erwartungsgemäß finden sich Wirkstoffe mit höchsten Verabreichungsdosen wie z.B. die in Schmerzmitteln enthaltenen Wirkstoffe Ibuprofen, Diclofenac am häufigsten (Scheytt et al. 1998; Ternes 1998; Sacher 2002). Bedenklicher einzustufen sind Antibiotika und endokrin wirkende Stoffe, da bereits Mehrfachresistenzen von Bakterien nachgewiesen werden konnten (Gallert et al. 2006) und eine Veränderung von Organismen als Reaktion auf endokrin wirksame Substanzen beobachtet wurde (Helmreich 2001).

Dass diese Zustände zukünftig noch intensiver diskutiert werden müssen, ergibt sich durch erste positive Befunde pharmazeutischer Rückstände im Trinkwasser (Heberer 2002), die zeigen, dass der Kreislauf zwischen städtischem Neubaugebiet und Trinkwasserförderung bereits geschlossen ist. Der Nachweis abwasserbürtiger Stoffe im Grundwasser kann mit der heutigen Technik erbracht werden. Die Prozesse des Stofftransports in der Kanalisation, im ungesättigten und gesättigten Medium sind bisher noch nicht vollständig verstanden.

Die Quantifizierung der Wasser- und Stoffströme, die durch defekte Abwasserkanäle in den Untergrund und das Grundwasser einsickern, stellt sich immer noch schwierig dar. Direkte Untersuchungen ergaben Exfiltrationsmengen innerhalb einer engen Bandbreite von 0,3 bis 1 l/d pro Einzelschaden. Hochrechnungen auf Stadtgebietsmaßstab schwanken jedoch zwischen 0,1 mm und 1000 mm pro Jahr (Wolf 2006). Die Schwierigkeit liegt in der Übertragbarkeit der Messergebnisse von Einzelschäden auf ein Kanalnetz aufgrund lokalspezifischer Randbedingungen (Zustand der Kanalisation, Art des Abwassers, hydrogeologische Bedingungen), die die Prozesse der Exfiltration beeinflussen. Maßgeblich steuert zudem die Existenz der Kolmationsschicht, einer mikro-biologischen Schleimschicht im Kanal und im Bettungsmaterial die Exfiltrationsmengen (Rauch & Stegner 1994).

Alle bisher durchgeführten Untersuchungen an Einzelschäden fanden im Labor oder auf eigens zu diesem Zweck eingerichteten Versuchsständen statt oder zielten auf die Abschätzung der Exfiltrationsmengen in einem Teileinzugsgebiet bzw. einem ganzen Stadtgebiet. Ergebnisse von direkten Untersuchungen an einem realen Kanaldefekt unter laufendem Betrieb und unter Bewertung der Funktion der Kolmationsschicht fehlen bisweilen. Diese würden neue Einsichten für das Prozessverständnis der Exfiltration sowie einen Beitrag zu Lösung des Skalenproblems erbringen.

1.1.2 Integratives Gewässermanagement nach EU-WRRL

Die Europäische Wasserrahmenrichtlinie (EU-WRRL) fordert, dass bis zum Jahr 2015, alle Gewässer in einen guten ökologischen Zustand versetzt und das Grundwasser vor schädlichen Einflüssen geschützt werden (EU-WRRL 2000). Die Bewertung wird auf Flussgebietsebene, auf regionaler Skala vorgenommen und schließt jede Form von Land- und Wassernutzung ein. Zur Erreichung der vorgegebenen Ziele verlangt die Richtlinie ein integriertes Maßnahmenprogramm, das die Abbildung aller Wasser- und Stoffströme innerhalb der Flussgebietseinheit berücksichtigt. Um diesem integrativen Ansatz Rechnung zu tragen, werden computergestützte Berechnungsmethoden eingesetzt, die Klimamodelle, Niederschlags-Abflussmodelle, hydrodynamische Modelle, Grundwasserströmungsmodelle, etc. miteinander koppeln. Dies erlaubt die Abbildung und Bewertung des aktuellen Gewässerzustands und ist gleichzeitig ein Werkzeug, um die Gewässergüte unter veränderten Randbedingungen zu prognostizieren.

Der Gütezustand eines Gewässers ist maßgeblich durch die Direkteinleitung generierter Abwässer aus urbanisierten Räumen charakterisiert. Die Modellansätze für Flussgebietseinheiten nehmen jedoch keine detaillierte Betrachtung von Stadtgebieten vor, sondern implementieren urbane Akkumulationsräume als konstante Emissionsquellen. Um den Gedanken der EU-WRRL vollständig umzusetzen, ist es jedoch notwendig, die Stoff- und Volumenströme bereits in den Siedlungsgebieten differenziert zu betrachten. Zur Beantwortung stadtplanerischer Fragen, wie der Dimensionierung der Kanalisation oder Kläranlage, werden ebenfalls je nach Fragestellung Modellansätze eingesetzt, die jedoch aufgrund der komplexen Zusammenhänge häufig nur Teilprozesse des urbanen Wasserkreislaufs berücksichtigen. Modellkopplungen wurden bereits durchgeführt, allerdings nur um Prozesse zu modellieren, die auch direkt voneinander abhängen und die a priori eine Quantifizierung der Volumenströme vornehmen. Eine ganzheitliche Betrachtung verlangt jedoch eine Integration aller Prozesse in ein Bewertungsschema.

Grundlage einer Ursachenanalyse für den Gütezustand eines Oberflächengewässers ist daher eine Bewertung urbaner Gebiete, die Abschätzung der Herkunft verschiedener Stoffeinträge in die Kanalisation, die Oberflächengewässer und das Grundwasser essentiell.

Ein Anschluss von Modellen, die die Wasser- und Stoffströme im urbanen Raum abbilden, an die auf regionaler Ebene operierenden Ansätze im Flussgebietsmanagement, besteht bisher noch nicht. Die Schwierigkeiten die sich bei der Kopplung von Modellen auf regionalem Maßstab aufgrund der komplexen Prozesse und den räumlich und zeitlich variierenden Randbedingungen ergeben, bestehen in gleichem Maße in urbanen Räumen. Die Berücksichtigung kleinskaliger Systeme, wie Stadtgebiete in das Flussgebietsmanagement stellt die Herausforderung für zukünftiges modernes Wassermanagement dar.

Die Anwendung integrativer Ansätze wird heute vielerorts als wichtigstes Instrument bei der Bewertung und Planung von urbanen Systemen angesehen, da die Vorgehensweise der traditionellen Wasserbewirtschaftung und Umweltschutzmaßnahmen, den End-of-Pipe-Technologien, nicht mehr zeitgemäß ist. Denn End-of-Pipe-Technologien ändern per se nichts an den Wasser- oder Stoffströmen, sondern verringern die Belastung bzw. den der Gewässer durch nachgeschaltete Maßnahmen. Integratives Bewerten kann den Grad des Einflusses auf den Gewässerzustand bereits an der Quelle abschätzen.

1.2 Zielsetzung der Arbeit

Zielsetzung der vorliegenden Arbeit war die Abbildung des gesamten Wasserhaushalts und die assoziierten Stoffströme in einem bestehenden urbanisierten Raum mit Hilfe von Computerprogrammen. Es wurde ein System aufgebaut, das die entscheidenden Einflussgrößen berücksichtigt und die Wechselbeziehung einzelner Stoffströme miteinander herstellt und somit eine differenzierte Betrachtung der Wasser- und Stoffflüsse im urbanen Wasserkreislauf zu jedem Zeitpunkt und in jedem Kompartiment ermöglichte. Zu diesem Zweck wurden fünf eigenständige Computerprogramme die jeweils ein Kompartiment des urbanen Wasserkreislaufs betrachten mit einander gekoppelt. Abgebildet wurde der Wasser- und Stofftransport in bestehenden Trink- und Abwassersystemen, die Prozesse der In- bzw. Exfiltration in das Kanalnetz bzw. in die ungesättigte Zone sowie der Wasserhaushalt und Stofftransport der ungesättigten Zone. Die Modelle wurden sequentiell gestartet und über eine Kommunikationsplattform, einem eigenständigen Programm, angesteuert. Die Grundlage für eine getreue Abbildung des Untersuchungsgebiets im Modell, wurde durch eine Datenakquise gelegt, die die Implementierung geologischer, hydrogeologischer, klimatischer und demographischer Informationen ermöglichte und die Quellkonzentration der Stoffe im urbanen Raum berücksichtigte. Die qualitative Prüfung der Eingangsdaten sowie die Konvertierung der Datenformate wurden mit dem kommerziellen Geographischen Informationssystem ArcGis® der Firma ESRI® durchgeführt.

Ein Schwerpunkt der vorliegenden Arbeit lag auf der computergestützten Abschätzung des Stoffeintrags durch defekte Abwasserkanäle. Da die nationale und internationale Literatur kaum valide Datensätze liefert, wurden durch die Errichtung einer Versuchstrecke die Prozesse der Exfiltration an einem realen Defekt in einer aktiv genutzten Schmutzwasserhaltung quantitativ und qualitativ bewertet. Mit der Durchführung hydrochemischer Untersuchungen wurde eine Charakterisierung des Ab- und Sickerwasser vorgenommen, um Bilanzierungsgrößen zu schaffen, die eine Abschätzung von Transformations-, Sorptions- und Abbauraten reaktiver Stoffe bei der Bodenpassage erlaubten.

Durch den Einbau einer Instrumentierung und die Aufnahme zeitlich hoch aufgelöster Messreihen an der Teststrecke, wurden die zu einer Modellkalibrierung notwendigen Parameter wie Abfluss aus einem kleinräumigen Untersuchungsgebiet, Abwasserzusammensetzung, und für die Modellierung entscheidend eine flächenbezogene Exfiltrationsrate und der k_f -Wert der Kolmationsschicht ermittelt.

Die Akquise und Aufbereitung aktueller Daten und die Abbildung des Ist-Zustands des Modellgebiets wurde als Baseline-Szenario beschrieben. Durch die Erstellung weiterer siedlungswasserwirtschaftliche relevanter Szenarien wurde zunächst die Modellkette hinsichtlich Flexibilität und Anpassungsfähigkeit auf variierende Randbedingungen geprüft. Folgende in Tabelle 1.1 aufgeführten Szenarien wurden im Rahmen der vorliegenden Arbeit entworfen und bewertet:

Tabelle 1.1: Erstellte Wassermanagementszenarien für das Untersuchungsgebiet.

Szenario	Zielsetzung
Baseline-Szenario	Analyse der Wasser- und Stoffströme im urbanen Raum im Ist-Zustand
Sanierungs-Szenario	Reduzierung des stofflichen Eintrags durch defekte Abwasserkanäle
Infiltrations-Szenario	Alternative zum klassischen Regenwassermanagement

Der gewählte Szenarienansatz sollte zukünftige Konsequenzen auf die Veränderung der Randbedingungen beschreiben. Die Bewertung der einzelnen Szenarien erfolgte unter Verwendung der Parameter Bor, Chlorid, Kalium und Zink sowie den Schwermetallen Blei und Cadmium. Die Ergebnisse der Szenarien wurden miteinander verglichen und stellen eine Grundlage für die Abschätzung des Wasser- und Stoffeintrags und die potentiellen Auswirkungen in die ungesättigte Zone bzw. das Grundwasser dar. Die vorliegende Arbeit stellt die Dokumentation des Aufbaus und der Anwendung einer Modellkette auf ein bestehendes Stadtgebiet dar und liefert grundsätzliche Größenordnungen von Eingangsdatensätzen, die eine Anwendung auf andere urbane Räume ermöglichen.

1.3 Rahmen und Förderung des Forschungsprojektes

Die in der vorliegenden Arbeit dokumentierten Ergebnisse wurden im Rahmen von zwei Projekten erarbeitet, in denen der Lehrstuhl für Angewandte Geologie (AGK) beteiligt war. Die Erkenntnisse zur Thematik der Kanalleckagen stammen wesentlich aus der von der Deutschen Forschungsgemeinschaft (DFG) geförderten Forschergruppe „Kanalleckage“, mit dem Ziel der Abschätzung des Gefährdungspotentials von Abwasser aus undichten Kanälen für Boden und Grundwasser. Neben der AGK waren das Institut für Ingenieurbio-logie und Biotechnologie des Abwassers (IBA), unter dessen Federführung das Projekt stand, das Institut für Wasser und Gewässerentwicklung (IWG, ehemals Institut für Siedlungswasserwirtschaft (ISWW)), das Institut für Hydromechanik (IfH), das Engler-Bunte-Institut (EBI) und in der ersten Projektphase das Institut für Petrographie und Geochemie (IPG) involviert. Der Förderzeitraum war von 01.11.1999 - 31.12.2005. Eine detaillierte Projektbeschreibung findet sich unter der url: http://www.agk.uni-karlsruhe.de/kanalleckagen/kanal_home.htm#kap1. Die Abschlussberichte sind in Form eines Tagungsbandes der DWA veröffentlicht (siehe DWA 2006).

Die Thematik der Modellentwicklung und Anwendung der Modellkette wurde in dem von der Europäischen Union (EU), im Zeitraum vom 1.11.2002 - 31.10.2005 geförderten AISUWRS Projekt (Assessing and Improving Sustainability of Urban Water Resources and Systems) durchgeführt (Projekt-nummer: EVK1-CT-2002-000110-AISUWRS). Folgende Institutionen waren in dieses Projekt als Partner eingebunden:

- Commonwealth Scientific and Industrial Research Organization (CSIRO), Australien
- Robens Centre for Public and Environmental Health der Universität von Surrey, Großbritannien
- British Geological Survey (BGS), Dep. of Hydrogeology
- Institute for Mining, Geotechnology and Environment (IRGO) in Ljubljana, Slovenien
- GWK Consult GmbH in Mannheim, Deutschland
- Institut für Hydromechanik (IfH) der Uni Karlsruhe

Die Koordination des AISUWRS Projekts lag in der Verantwortung des Lehrstuhls für Angewandte Geologie Karlsruhe. Das AISUWRS Projekt war Teil des CityNet Clusters zum integrierten Wasser-management, das innerhalb des fünften Rahmenprogramms gefördert wurde. Das CityNet Cluster bestand neben dem AISUWRS Projekt aus fünf weiteren Projekten: APUSS (Assessing infiltration and exfiltration on the Performance of Urban Sewer Systems), CARE-S (Computer Aided REhabilitation of Sewer Networks), CARE-W (Computer Aided REhabilitation of Water networks), CD-4-WC (Cost effective Development of urban waster water systems for Water frame work Compliance) und DAYWATER (Adaptive Decision Support Systems (ADSS) for the integration of water source control into sustainable urban water management strategies).

2 DER WASSERKREISLAUF

2.1 Hydrologische Grundgleichung

Unter dem natürlichen Wasserkreislauf versteht man die ständige Zustands- und Ortsveränderung des Wassers. Die Hauptkomponenten sind durch den Niederschlag, die Verdunstung und den Abfluss gegeben (DIN 4049-1 1992). Die Beziehung zwischen den Komponenten und Kompartimenten des natürlichen Wasserkreislaufs, wird mit der Wasserhaushaltsgleichung bzw. mit der hydrologischen Grundgleichung quantitativ beschrieben als:

$$\dot{h}_N = \dot{h}_A + \dot{h}_V \quad (\text{Gl. 2-1})$$

Mit: \dot{h}_N = Niederschlagsrate (Niederschlag an einem bestimmten Ort), \dot{h}_A = die Abflussrate (Abflusssumme und Fläche des dazugehörigen Einzugsgebiets), \dot{h}_V = Verdunstungsrate.

Die Bilanzierungsgrößen sind auf einen definierten Betrachtungszeitraum bezogen. Die Begriffe Niederschlagsrate, Abflussrate und Verdunstungsrate sind Wasserhöhen, die über eine horizontale Fläche A in einer definierten Zeit gemessen bzw. abgeschätzt werden.

Die Verdunstung lässt sich weiterhin unterteilen in die Evaporation, die Verdunstung von freien Wasserflächen und unbewachsenen Oberflächen und die Transpiration, die Verdunstung über die Spaltöffnungen von Pflanzen.

Der Abfluss stellt die Gesamtsumme aus Oberflächenabfluss, Abfluss auf der Geländeoberfläche, dem Zwischenabfluss, der sich im Boden über stauenden Schichten einstellen kann und dem Grundwasserabfluss dar. Der wesentliche Prozess der zu Trennung von oberirdischem und unterirdischem Abfluss führt, ist die Infiltration, das Eindringen von Wasser in den Boden.

Die Wasserspeicherung, bzw. die Wasservorratsänderung findet auf den Blattoberflächen und vor allen Dingen im Boden statt. Das Wasser wird hier zwischengespeichert und zeitlich verzögert abgegeben. Abbildung 2.1 zeigt ein Einzugsgebiet mit den natürlichen Bilanzierungsgrößen.

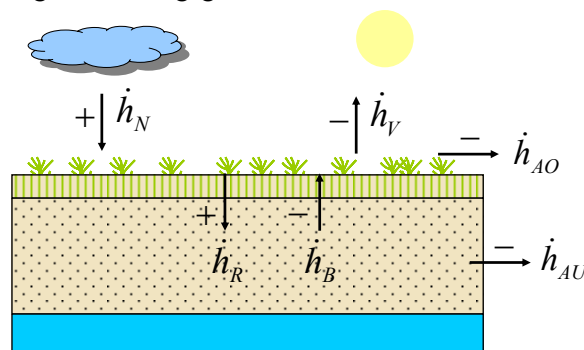


Abbildung 2.1: Schematische Darstellung der Haushaltsgrößen des natürlichen Wasserkreislaufs.

Die Messgrößen sind einer zeitlichen Variabilität unterworfen, was sich durch das Formelzeichen \dot{h} berücksichtigt wird. Entscheidend ist, dass sich (Gl. 2-1) nur unter Berücksichtigung eines längeren Zeitraums Werte für ein langjähriges Mittel ergeben (Hölting & Coldewey 2005).

Bei Betrachtung kürzerer Zeiträume, haben jahreszeitliche und witterungsbedingte Schwankungen des Niederschlags, der Verdunstung und des Abflusses stärkeren Einfluss auf das Ergebnis. Die zeitliche Variabilität und die differenzierte Betrachtung des Abfluss werden durch die Modifizierung der Grundgleichung berechnet:

$$\dot{h}_N = \dot{h}_{AO} + \dot{h}_{AU} + \dot{h}_V \quad (\text{Gl. 2-2})$$

und

$$\dot{h}_N = \dot{h}_{AO} + \dot{h}_V + (\dot{h}_R - \dot{h}_B) \quad (\text{Gl. 2-3})$$

Mit \dot{h}_{AO} = oberirdische Abflussrate von Bächen und Flüssen, \dot{h}_{AU} = unterirdische Abflussrate, der Anteil des Abfluss, der in den Untergrund und das Grundwasser infiltriert, \dot{h}_R = die Rücklage und Vergrößerung des Wasservorrats eines Gebiets, \dot{h}_B = der Aufbrauch, bzw. die Abnahme des Wasservorrats im betrachteten Gebiet.

Die Erfassung der einzelnen Bilanzgrößen der Wasserhaushaltsgleichung ist für den Niederschlag und den oberirdischen Abfluss messtechnisch direkt zu lösen. Niederschläge werden mittels Regenmesser, die im Untersuchungsgebiet aufgestellt werden, aufgenommen. Die Oberflächenabflüsse werden am Auslass des Einzugsgebiets, an Wehren mit definiertem Querschnitt mit zeitlich hoher Auflösung registriert.

Die Quantifizierung des unterirdischen Abfluss kann unter natürlichen Bedingungen nur indirekt aus dem oberirdischen Abfluss erfolgen. Die Ermittlung des unterirdischen Abfluss basiert zum einen auf einer graphischen Auswertung von Abflussganglinien (Natermann 1951; Schröder 1952) und zum anderen auf statistischer Auswertung gewässerkundlicher Hauptwerte (Wundt 1953; Kille 1970).

Die Verdunstung in einem Einzugsgebiet, kann ebenfalls nicht direkt bestimmt werden. Auf Basis von Klimafaktoren wurden zahlreiche empirische Formeln entwickelt, die Näherungslösungen für die Verdunstung berechnen (Thornthwaite & Mathier 1955). In der vorliegenden Studie wurde die Verdunstung nach dem Haude Verfahren berechnet.

2.2 Wasserhaushaltsgleichung für urbanisierte Räume

Im urbanen Raum stellt sich die Wasserhaushaltsgleichung wesentlich komplexer dar, da neben den natürlichen Faktoren, weitere Einflussgrößen, die sich aufgrund anthropogener Aktivitäten ergeben berücksichtigt werden müssen:

- Versiegelung von freien Flächen
- direkter Abfluss
- künstliche Anreicherung durch Trinkwassernetzverluste und defekte Abwasserkanäle
- Infiltration von Grundwasser in die Kanalisation
- Entnahme von Grundwasser zu Bewässerungszwecken

Die natürliche Grundwasserneubildung wird in urbanen Räumen wesentlich durch die Versiegelung der Oberfläche und die Bauung des Untergrunds flächenhaft verringert. Art und Grad der Versiegelung hängen dabei maßgeblich von der Landnutzung ab, so dass unterschieden wird zwischen Industriegebieten, Gebieten mit gemischter Landnutzung, Wohngebieten, Öffentlichen Einrichtungen, usw. In Tabelle 2.1 sind charakteristische Versiegelungsgrade für urbanisierte Räume und die assoziierten Landnutzungen aufgeführt.

Tabelle 2.1: Abhängigkeit zwischen Versiegelungsgrad und Landnutzung in Stadtgebieten.

Grad der Versiegelung	Klassifizierung	Landnutzung
> 80 %	Hoher Versiegelungsgrad	Industriegebiete
40-80 %	Mittlerer Versiegelungsgrad	Gemischte Landnutzung
< 40 %	Geringer Versiegelungsgrad	Reine Wohngebiete

Mit der flächenhaften Versiegelung von durchlässigen Böden geht eine unmittelbare Erhöhung des direkten Abflusses einher. Mit dem Anschluss von abflusswirksamen Flächen an die öffentliche Kanalisation, werden anfallende Oberflächenabflüsse entweder der Kläranlage (bei Mischkanalisation) oder direkt dem Vorfluter (bei Trennkanalisation) zugeführt.

Gleichzeitig findet in besiedelten Gebieten eine kontinuierliche künstliche Anreicherung des Grundwassers statt. So treten durch die unter Druck stehenden Trinkwasserleitungen Netzverluste auf, die einen erheblichen Beitrag zur Grundwasserneubildung leisten können. Für die Stadt Karlsruhe liegt der Trinkwassernetzverlust relativ niedrig bei 4,7 % im Vergleich zur Versorgungsmenge (Stadtwerke 2004). In Doncaster, England wird die Verlustmenge mit 16 mm/a bezogen auf das Versorgungsgebiet angegeben (Morris et al. 2005). Trinkwassernetzverluste können jedoch auch den Hauptteil an der Grundwasserneubildung ausmachen, wie z.B. in Ljubljana, Slowenien nachgewiesen wurde, wo ca. 255 mm/a des Trinkwassers in den Untergrund sickern (Souvent et al. 2006).

Defekte Entwässerungssysteme stellen eine weitere Eintragsquelle von Wasser in den Betrachtungsraum Stadtgebiet dar. In Kap. 4.2.3 wird aufgezeigt, dass die Verlustmengen eine enorme Bandbreite von 1 mm bis 1000 mm angegeben. Auf bundesweiter Ebene sollten die Austrittsmengen im Bilanzgebiet zwischen 0 - 10 mm liegen.

Der Grundwasseranreicherung steht die Grundwasserentnahme durch private Brunnen entgegen. In Gebieten mit geringem Flurabstand wurden früher Brunnen abgeteuft, um damit Gärten und landwirtschaftlich genutzte Flächen zu bewässern. Die Entnahmemenge ist schwierig zu bilanzieren, da i.d.R. keine Wasseruhren installiert wurden. Je nach Größe und Produktionsart können Industriebetriebe eigene Brunnen betreiben um Grundwasser zu Kühlzwecken nutzen. Dies unterliegt einer gesetzlichen Erlaubnis und wird mit Wasseruhren registriert.

Der Einfluss der Urbanisierung spiegelt sich auch in den klimatischen Parametern wider, die sich in Stadtgebieten deutlich von den in ländlichen Gebieten gemessenen unterscheiden (Rapp 2000). Während das Klima in der freien Landschaft weitgehend von natürlichen Gegebenheiten abhängig ist, bildet sich in Stadtlandschaften ein durch Bauwerke beeinflusstes Klima aus. Man versteht heute unter dem Begriff Stadtklima auch die Veränderung der natürlichen Zusammensetzung der Luft durch anthropogene Einflüsse (z.B. auch Luftschadstoffe in Form von Gasen und Aerosole). Grundsätzlich wurde in Stadtgebieten eine Zunahme der Bewölkung, des Nebels, der Niederschlagstage, der -höhen und der Temperatur festgestellt. Städte sind im Jahresmittel um 1 - 2 Grad wärmer als die sie umgebende Landschaft. Besonders große Temperaturunterschiede treten in Strahlungs Nächten bei den täglichen Temperaturminima auf (Baumüller et al. 2004). In München wurden Messungen durchgeführt, die eine direkte Abhängigkeit der Temperatur vom Versiegelungsgrad erkennen lassen. Bei einer Zunahme des Versiegelungsgrades um 10 % steigt die mittlere Jahrestemperatur um 0,2 Grad. (Bruendl et al. 1986). Neben dem Anstieg von Bewölkung, Nebel und Temperatur werden parallel niedrigere Werte für die Globalstrahlung und die relative Feuchte ermittelt (Landsberg 1981).

Die Erstellung der Wasserbilanzgleichung für urbane Gebiete muss deshalb die natürlichen und anthropogen bedingten Elemente enthalten. Abbildung 2.2 zeigt die wesentlichen Bilanzgrößen, die in einem Stadtgebiet berücksichtigt werden müssen.

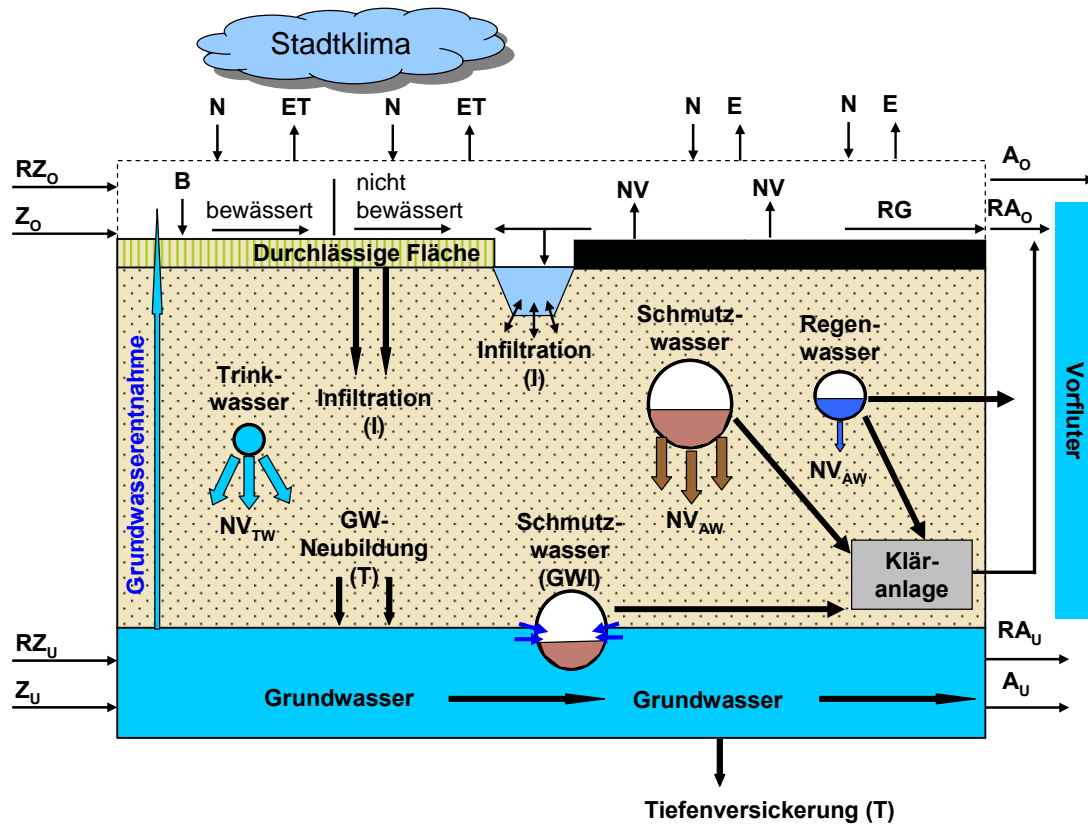


Abbildung 2.2: Wasserhaushaltsgrößen in urbanisierten Gebieten (nach Dyck & Peschke 1995, verändert und ergänzt).

Nach Gegenüberstellung der einzelnen Größen, stellt sich die Wasserbilanzgleichung für urbane Räume wie folgt dar.

$$RZ_O + Z_O + RZ_U + Z_U + B + NV_{TW} + NV_{AW} = ET + GWE + RA_O + A_O + RA_U + A_U + T + NV + GWI + T \quad (Gl. 2-4)$$

Mit: A_O, A_U = künstliche Ableitungen (oberirdisch, unterirdisch); B = Bewässerung; GWE = Grundwasserentnahme privater Brunnen, GWI = Grundwasserinfiltration in Kanal; N = Niederschlag; NV = Nutzungsverluste, NV_{TW} = Netzverluste Trinkwasser; NV_{AW} = Netzverluste Abwasser; RA_O, RA_U = Abfluss aus dem Bilanzgebiet (oberirdisch, unterirdisch); RG = gebietsspezifisch gebildeter Gesamtabfluss aus Niederschlägen; RZ_O, RZ_U = Zufluss zum Bilanzgebiet (oberirdisch, unterirdisch); T = Tiefenversickerung; Z_O, Z_U = künstliche Zuleitung oberirdisch und unterirdisch. Alle Angaben werden als Höhen in [mm] angegeben.

2.3 Modellansätze zur Abbildung des Wasserkreislaufs

2.3.1 Computergestützte Berechnungsmethoden

Im siedlungswasserwirtschaftlichen Bereich kommen als planerische Werkzeuge und zur Analyse bestehender Systeme immer häufiger computergestützte Programme zum Einsatz. Aufgrund der Komplexität der Einzelprozesse beschränkt sich die Mehrzahl der kommerziellen und nicht kommerziellen verfügbaren Programmcodes auf die Abbildung von Teilströmen des Wasserkreislaufs. Betrachtet man allein die Berechnung der Grundwasserneubildungsrate, bedarf es der Berücksichtigung des Niederschlags, der Temperatur, der Vegetation, des Flurabstands, der Geländeneigung, usw. Dies verlangt bereits für den Modellaufbau eine umfangreiche Datenakquise und Datenaufbereitung.

Für die Bilanzierung von Teilströmen stehen Modelle auf Haushaltsebene zur Verfügung, wie auch für die Berechnung des Abfluss aus Niederschlag. Modelle für die ungesättigte und gesättigte Zone, werden in den folgenden Abschnitten erläutert. Funktionierende integrierende Systeme, die eine ganzheitliche Betrachtung des Wasserkreislaufs vornehmen und realistische Ergebnisse liefern wurden bisher nur im Rahmen von Forschungsstudien entwickelt und liefern bislang noch keine Entscheidungshilfen für die zuständigen Behörden. In den folgenden Unterkapiteln werden die zur Modellierung der Wasser- und Stoffströme verfügbaren Programmcodes beschrieben sowie die Vor- und Nachteile kurz erläutert. Diese Übersicht erfüllt nicht den Anspruch auf Vollständigkeit, sondern gibt lediglich einen Einblick, wie, in welchen Bereichen und für welche Fragestellungen Computermodelle zum Einsatz kommen.

2.3.2 Modelle zur Bilanzierung der Wasser und Stoffströme in urbanisierten Räumen

Modelle zur Erstellung urbaner Wasserbilanzen haben zum Ziel die Wasser- und Stoffströme detailliert zu beschreiben. Entscheidende Grundlage ist die Ermittlung der Eintrittspunkte in das System und die Abschätzung der Quellkonzentrationen. Wasserbilanzmodelle für urbanisierte Räume wurden in den letzten Jahren verstärkt entwickelt und weiterentwickelt sowie zu planerischen Zwecken und zur Prüfung der Nachhaltigkeit existenter Wassermanagementsysteme eingesetzt. Die Schwierigkeit der Bilanzierung ergibt sich aus der Vielzahl an Eintrittspunkten in das System sowie der zeitlich stark variierenden Eintragsmenge und Eingangskonzentration. Die Toilettenspülung wird z.B. nur kurzzeitig, jedoch mehrmals täglich bedient. Die Einleitung von Badewasser liefert kurzfristig höhere Menge, findet jedoch wesentlich seltener statt. Um diese zeitliche Variabilität zu kompensieren erstellen viele Modelle wie z.B. Aquacycle (Mitchell et al. 1997; Mitchell 2005) oder Urban Volume & Quality (UVQ) (Mitchell & Diaper 2005) die Berechnung auf täglicher Basis. Als weiteres bekanntes in Deutschland verwendetes Modell ist das Schmutzwassermodell SMUSI (Mehler & Leichtfuss 1997), Mouse und Mike Urban (DHI 2004) zu nennen. Alle bisher für Urbanräume entwickelten Modelle, sind kontinuierliche deterministische Ansätze.

2.3.3 Berechnung des Oberflächenabfluss

Zur Berechnung der maßgebenden Abflüsse aus vorgegebenen Niederschlagsbelastungen werden Niederschlags-Abflussmodelle (N/A Modelle) auf regionalem Maßstab und kleinräumigen Maßstab in urbanisierten Räumen eingesetzt. Grundsätzlich ist zwischen hydrodynamischen - und hydrologischen N/A Modellansätzen sowie konzeptionellen, empirischen Modellansätzen zur Schmutzfrachtabschätzung zu unterscheiden. Hydrodynamische und hydrologische Modelle werden zur Beantwortung von wasserwirtschaftlichen Fragestellungen wie z.B. der Konzeption und Dimensionierung von Hochwasserschutzmaßnahmen und zur Vorhersage von Hoch- und Niedrigwasser herangezogen (Kite 1994; Ihringer 1998; WMS 1998; Bergstöm 2000; DHI 2003; Hydrotec 2004). In urbanisierten Räumen werden sie zur Dimensionierung der Kanalisation, zur Berechnung des Sedimenttransports und bei bestehenden Systemen als Planungsgrundlage für Sonderbauwerke wie Rückhaltebecken und Pumpwerke eingesetzt (Arcadis Trischler & Partner 1999; Wong et al. 2002; Sieker et al. 2005; DHI 2006). Konzeptionelle, empirische Ansätze dienen der summarischen Betrachtung der Gesamtstruktur sowie der Abschätzung der im Jahresmittel entlasteten Schmutzfracht. Diese Ansätze beinhalten keine Simulation des Abfluss oder des Schmutztransports (Fuchs 2006).

Die Parameter Niederschlag, Versiegelungsgrad sowie die Eigenschaften und die Größe des durchströmten Bauwerks gehen als grundlegende Größen mit in die Berechnungen ein. Bei hydrodynamischen- und hydrologischen N/A Modellen steht die Modellierung der Wasserflüsse im Vordergrund, die an gemessenen Zeitreihen wie z.B. aufgezeichneten Niederschlagsereignissen und gemessenen Abflussganglinien kalibriert werden können.

2.3.4 Ansätze zur Modellierung der ungesättigten Zone

Die Berechnung der Strömung und des Stofftransports in der ungesättigten Zone benötigt aufgrund der zahlreichen Einflussparameter wie Korngröße des Bodens, Zusammensetzung, klimatische Bedingungen, Verdunstung durch Vegetation, etc. eine genaue Kenntnis des zu modellierenden Bereichs. Häufig kommen numerische Verfahren zum Einsatz, die auf Basis der Richards-Gleichung die Strömung durch die ungesättigte Zone unter Berücksichtigung der von Konvektion und Dispersion berechnen (Parkhurst & Appelo 1999; Becker et al. 2002; Pfützner 2002; Biegel et al. 2005; Mohrlok 2005; Šimůnek et al. 2005). Bei der zusätzlichen Modellierung des reaktiven Stofftransports in der ungesättigten Zone, muss zusätzlich der konvektive und der konduktive Wärmetransport Berücksichtigung finden (Parkhurst & Appelo 1999; Šimůnek et al. 2005).

2.3.5 Modelle für die gesättigte Zone

Um die Strömung in der gesättigten Zone quantitativ zu beschreiben, stehen für kleinräumige Fragestellungen analytische Lösungsverfahren zur Verfügung. Diese liefern geschlossene Lösungsfunktionen um z.B. Standrohrspiegelhöhen zu berechnen, allerdings weisen sie eine begrenzte Anwendbarkeit auf nur einfach strukturierte Strömungssysteme auf. Bei komplexen und großräumigen Problemstellungen kommen numerische Methoden zum Einsatz. Numerischen Ansätzen liegt immer eine Gebietsdiskretisierung zu Grunde, die von dem jeweiligen Verfahren abhängt. Das Untersuchungsgebiet wird durch ein zusammenhängendes Netz aus Zellen variabler Größe und Form abgebildet. An den Eckpunkten der Zellen sind Knoten definiert, an denen jeweils eine diskrete Lösung berechnet wird. Zwischen den Knoten oder Stützstellen werden die Ergebnisse interpoliert. Als gängigste Methoden sind die Finite Differenzen Methode (FDM) (Chiang et al. 1998; Harbaugh et al. 2000) und die Finite Elemente Methode (FEM) (Diersch 2002; Schrage et al. 2005). Kalibrierte und validierte Grundwassermodelle stellen Prognosewerkzeuge dar, die für die Ausweisung von Wasserschutzgebieten (Kühlers 2002), zur Konzeptionisierung von Barriersystemen bei der Altlasten (Toussaint 2006) oder für die Planung wasserwirtschaftlicher Szenarien (Goebel et al. 2004) eingesetzt werden.

2.3.6 Integrative Modellansätze

Seit dem Inkrafttreten der Europäischen Wasserrichtlinie (EU-WRRL 2000) sind alle Staaten der Europäischen Union aufgefordert, den Leitgedanken, wie z.B. die Ausrichtung der Flussgebietsbewirtschaftung an Umweltzielen, ökologische gewässerbezogene Bewertung, etc. nachzukommen, um längerfristig einen guten Gewässerzustand zu erreichen. Um diesen Forderungen Folge zu leisten spricht man im Allgemeinen von einem zielgerichteten Flussgebietsmanagement. Im Zuge der Umsetzung der EU-WRRL wurden im Rahmen verschiedener von der EU oder dem BMBF geförderter Projekte computergestützte Werkzeuge entwickelt, die den Planern und Entscheidungsträgern eine Bewertung des Ist-Zustands der Gewässer und die Definition von zu zielführenden Maßnahmen ermöglichen. Bekannte Initiativen sind die GLOWA Projekte (Globaler Wandel des Wasserkreislaufs) für die Flussgebietseinheit der Donau, GLOWA-Danube (Rieland 2004) und der Elbe GLOWA-ELBE (Cramer & Wechsung 2005) sowie das RIVERTWIN Projekt für das Einzugsgebiet des Neckars (Gaiser et al. 2006; Jagelke & Barthel 2006). Das übergeordnete Ziel dieser Forschungsprojekte ist die Entwicklung integrierter Strategien für eine nachhaltige und vorausschauende Bewirtschaftung von Wasser und Gewässern im regionalen Maßstab.

Unter integrierten Strategien wird die Abbildung der gesamten Flussgebietseinheit unter Berücksichtigung aller Einflussgrößen mit computergestützten Modellen verstanden. Da es bisher noch keinen eigenständigen Programmcode gibt, der diesen Ansprüchen genügt, werden existente und im Rahmen der Projekte entwickelte Einzelmodelle für das Oberflächenwasser (z.B. N/A-Modelle), das Grundwasser und der ungesättigten Zone mit einander verbunden. Um dem Vollständigkeitsanspruch

Rechnung zu tragen, werden bis zu 15 Einzelmodelle miteinander gekoppelt, um eine Flussgebietseinheit abzubilden (Barthel 2006).

Die Schwierigkeit der Modellkopplung ergibt sich durch die Abstimmung der räumlichen Diskretisierung und der daraus resultierenden abzustimmenden Skala der jeweils voneinander abhängigen Modelle. Weiterer Punkt ist die zeitliche Diskretisierung, da jeder Ansatz für sich optimale modellspezifische Zeitschritte wählt, die es abzugleichen gilt.

Modellkopplung bedeutet auch, dass Ergebnisse eines Modells Eingangsdatensätze für das Folgemodell darstellen. Diese Ergebnisse müssen durch Austauschdateien in lesbarem Format weitergegeben werden. Für die Kopplung von Modellen muss daher eine Umgebung aufgebaut werden, die eine Ansteuerung der Modelle ermöglicht, den Datenaustausch organisiert und die Ergebnisse zusammenfasst und gegebenenfalls visualisiert. Die zusammengefassten Systeme bzw. Kommunikationsplattformen werden häufig als Entscheidungshilfesystem (aus dem englischen: Decision Support System (DSS)) bezeichnet, die den zuständigen Behörden als Werkzeuge zur Entscheidungsfindung zur Verfügung gestellt werden. Danubia (Mauser et al. 2006) bzw. Elise (Kofalk et al. 2004) nennen sich z.B. die Entscheidungshilfesysteme für das Flussgebietsmanagement der Donau und der Elbe.

3 STOFFEINTRAG DEN URBANEN RAUM

3.1 Definition der Eintragspfade

Zur Beschreibung des Stofftransports im urbanen Raum ist es aufgrund der räumlichen und zeitlichen Schwankungsbreite der Einträge und der stark variierenden stofflichen Zusammensetzung sinnvoll, zwischen den jeweiligen Eintragspfaden zu unterscheiden. Grundsätzlich wird je nach Eintragsart zwischen Punktquellen, linienhaftem- und diffusem Eintrag unterschieden. Punktquellen sind z.B. einzelne Industriebetriebe. Linienhafte Einträge stammen von Straßenzügen und diffuse Stoffeinträge ergeben sich bei Freiflächen oder landwirtschaftlich genutzten Flächen. Zwischen den drei genannten Typen gibt es keine scharfe Grenze. Es ist eher eine Frage des Betrachtungsmaßstabs, zu welcher Kategorie eine Eintragsquelle zugeordnet wird. Eine differenzierte Betrachtung der Eintragspfade in Stadtgebieten erweist sich als sehr aufwendig, da ein Nebeneinander bzw. eine Vermischung unterschiedlicher Flächennutzungen unvermeidbar ist. Selbst innerhalb von Wohngebieten befinden sich kleine Gewerbebetriebe wie Bäckereien, Fleischereien, chemische Reinigungen, Kfz-Reparaturwerkstätten, Tankstellen, etc. die aufgrund unsachgemäßer Handhabung einen stofflichen Eintrag in den Boden bzw. das Grundwasser verursachen können. Durch die unterschiedliche Landnutzung wird neben dem Oberflächenabfluss, die Abwasserzusammensetzung charakteristisch geprägt. Dass die Kanalisation aufgrund der existenten Schadensdefekte eine potentielle Eintragsquelle darstellt wurde bereits in mehreren Untersuchungen festgestellt (DWA 2004). Dieser Umstand muss als problematisch eingestuft werden, da der natürlich Schutz- und Reinigungsmechanismus der Deckschichten fast vollständig umgegangen wird und Sickerwässer verhältnismäßig schnell ins Grundwasser gelangen können. In Tabelle 3.1 sind die Stoffeintragsquellen wie sie in urbanisierten Räumen am häufigsten auftreten aufgelistet. Aus der Tabelle geht hervor, dass in einem Stadtgebiet punktförmige und linienhafte Stoffeintragspfade dominieren. Diffuse Einträge ergeben sich nur bei größeren Parkanlagen, sportlichen Einrichtungen (Sportstadion) und z.B. Friedhöfen.

Die in Tabelle 3.1 aufgelisteten Eintragsquellen stellen durch die Abgabe von Schadstoffen eine potenzielle Gefährdung für das Grundwasser dar. Nach der COST Action 620 werden derartige Quellen als „Hazard“ definiert (Zwahlen 2003). Es handelt sich dabei um anthropogene Aktivitäten, die hauptsächlich an der Geländeoberfläche stattfinden. Die differenzierte Betrachtung von Punkt-, Linien- und diffusen Eintragsquellen, deren Klassifizierung und die Feststellung der möglichen Eintragsstoffe, liefert die Grundlage für eine Risikoanalyse zur Ermittlung der Hazards, die für das Grundwasser das größte Verunreinigungsrisiko darstellen.

Tabelle 3.1: Potentielle Stoffeintragsquellen, Eintragsart und assoziierte Stoffgruppen in urbanisierten Räumen (auszugsweise zusammengestellt aus Kinner et al. 1988; Ministerium für Umwelt Baden-Württemberg 1988).

Potentielle Eintragsquellen in urbanisierten Räumen	Eintragsart			Substanzen/Auswirkungen					
	Punktquelle	Limieneinträge	Diffuser Stoffeintrag	Nährstoffe	Pathogene Keime	Organ. Stoffe	Schwermetalle	Versauerung	Erhöhung der Salinität
Defekte Trinkwasserleitung	X	X	-	-	-	-	-	-	-
Leckagen im Schmutzwasserkanal	X	X	-	X	X	-	x	-	X
Leckagen im Regenwasserkanal	X	X	-	-	-	X	X	-	X
Oberflächenablauf Straße	X	X	-	-	-	X	X	-	X
Oberflächenablauf Dach	X	X	-	-	-	-	X	-	-
Oberflächenablauf Parkplatz	X	X	-	-	-	X	X	-	x
Regenüberlauf in Vorfluter	X	-	-	-	-	X	X	-	X
Überlauf Mischkanalisation	X	-	-	X	X	x	x	-	x
Sickergruben, Klärbehälter, Latrine	X	-	-	X	X	-	-	-	x
Defekte Mineralöltanks (Tankstellen)	X	-	-	-	-	X	x	-	-
Gärten, Parkanlagen (Dünger)	X	-	X	X	-	-	-	-	-
Sportplätze	-	-	X	X	-	-	-	-	-
Rieselfelder	-	-	X	X	-	X	X	-	-
Brunnen	X	-	-	-	X	-	-	-	-
Baugruben	X	-	X	-	x	X	x	-	-
Bahnhof	X	X	-	-	-	X	X	-	-
Straßentunnel	X	X	-	-	-	X	X	-	-
Hausmülldeponie	X	-	X						
Niederschlag (aus atm. Deposition)	-	-	X	-	-	-	x	X	-

Mit: X entspricht der hauptsächlichen Eintragsart; x bedeutet untergeordneter Eintrag;

In den folgenden Abschnitten werden die täglich eingebrachten Stofffrachten je nach Eintragspfad differenziert beschrieben. Die durch den Niederschlag und den resultierenden Oberflächenabfluss eingebrachten Stoffe werden als assoziierte Stoffkonzentrationen aufgelistet. Als relevante Stoffe im Abwasser werden die Quellkonzentrationen von Stickstoff, Natrium, Kalium, Magnesium, Calcium, Chlorid, Phosphat, Sulfat, Zink, Cadmium, Blei, Kupfer und Nickel dokumentiert. Als weitere Stoffgruppe die sich in immer höheren Konzentrationen im kommunalen Abwasser findet, werden humanpharmazeutische Wirkstoffe, die mit den höchsten Verabreichungsdosen (nach Schwabe & Paffrath 2005) gelistet sind, beschrieben.

Für die klassischen siedlungswasserwirtschaftlichen Parameter CSB (Chemischer Sauerstoffbedarf) oder BSB (Biologischer Sauerstoffbedarf) wurde aufgrund ihrer Reaktivität und starken Beeinflussung durch Industrielle Einleitungen keine differenzierte Recherche durchgeführt. Am Ende jedes Unterkapitels werden die Stoffe tabellarisch aus Gründen der Übersichtlichkeit dargestellt.

3.2 Häusliches Abwasser: Inhaltsstoffe und Eintragsquellen

3.2.1 Definition und Herkunft

Häusliches Abwasser ist sämtliches Abwasser, das aus privaten Haushalten stammt. Die Zusammensetzung ergibt sich aus den Stoffen die über die Ausscheidungen (Harn und Fäzes) durch Toilette in das Abwasser eingebracht werden. Zusätzlichen Eintrag ergibt sich aus Badewasser, Wasch- und Spülwasser sowie den Inhaltsstoffen des Putzwassers. Abwasser aus industriellen Anlagen weist meist besondere und starke Verschmutzungen auf, weshalb es oft in industrieeigenen Anlagen behandelt wird, bevor es entweder in die öffentliche Kanalisation (Indirekteinleitung, Vermischung) oder ein Gewässer (Direkteinleitung) abgeleitet wird. Die Inhaltsstoffe und Menge industrieller Anlagen werden im Gegensatz zu häuslichen Abwassereinleitungen registriert. Auch aufgeheiztes Wasser aus Kühlanlagen zählt, entsprechend WHG als Abwasser und muss entsprechend behandelt werden. Tabelle 3.2 gibt eine erste Übersicht durch welche Aktivitäten die betrachteten Substanzen in das kommunale Abwassersystem eingebracht werden.

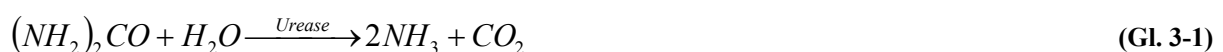
Tabelle 3.2: Haupteintragspfade der für die Untersuchung relevanten Parameter im häuslichen Bereich.

Parameter	Kompartiment			
	Küche	Toilette	Bad	Waschmaschine
Stickstoff (N)	x	X	-	-
Phosphor (P)	x	X	-	-
Sulfat (SO ₄)				
Natrium (Na)	-	X	-	-
Kalium (K)	-	X	-	-
Magnesium (Mg)	-	X	-	x
Calcium	-	X	x	-
Bor (B)	-	-	-	X
Chlorid (Cl)	x	X	-	-
Zink (Zn)	X	x	-	-
Chrom	X	x	-	X
Blei (Pb)	x	x	x	x
Kupfer (Cu)	x	X	-	x

3.2.2 Allgemeine Inhaltsstoffe im kommunalen Abwasser

Stickstoffverbindungen

Stickstoff kommt in gasförmiger Form, in Form von Ammoniak-, Nitrit-, Nitrat- und organisch gebundenem Stickstoff im kommunalen Schmutzwasser vor. Die anorganischen Stickstoffverbindungen finden in Gewerbe und Industrie Verwendung. Ammoniak bzw. Ammoniumsalze werden u. a. zur Synthese zahlreicher Produkte als Kühl- und Düngemittel eingesetzt. Im Haushalt dienen sie als Reinigungsmittel und Nitrite z.B. als Korrosionsschutzmittel und als Zusatz zum Nitritpökelsalz zur Schönung von Fleischwaren; Nitrate finden u. a. Verwendung als Rohstoffe für Lack- und Konservierungsmittel und als mineralischer Dünger. Die Belastung des kommunalen Schmutzwassers mit Stickstoffverbindungen wird jedoch in erster Linie durch menschliche Ausscheidungen sowie durch die Vorbelastung des Trinkwassers mit Nitrat hervorgerufen. Mit dem Harn werden täglich 700 mg Ammoniak und 100 mg Nitrat je Einwohner (E) ausgeschieden. Mit dem Fäzes (Trockensubstanz: 35 g/(E·d)) gelangen täglich 60 mg/E Ammoniak ins Abwasser. Die mengenmäßig herausragende Stickstoffverbindung im häuslichen Schmutzwasser stellt der Harnstoff mit gut 20 g/(E·d) dar (Koppe & Stotzek 1999). Auf dem Weg zur Kläranlage spaltet das Enzym Urease den Harnstoff in Ammoniak und Kohlenstoffdioxid (siehe Gl. 3-1)



Dadurch wird der Gehalt an Ammonium im kommunalen Schmutzwasser um rund 50 mg/l erhöht. Es muss davon ausgegangen werden, dass das zur Nutzung herangezogene Trinkwasser eine gewisse Vorbelastung an Stickstoffverbindungen aufweist. Diese besteht vorwiegend aus Nitrat, während Ammoniak und Nitrit unerwünschte Parameter darstellen. Der Grenzwert nach TVO (2001) liegt für Nitrat bei 50 mg/l für Nitrit und Ammonium bei 0,5 mg/l (TrinkWV 2001).

Phosphor

Phosphor (P) tritt infolge seiner Reaktionsfähigkeit in der Natur nie elementar auf. Man findet ihn daher zwangsläufig als Bestandteil organischer wie auch anorganischer Verbindungen, wobei aus letzter Gruppe eigentlich nur Phosphat (PO_4^-) als dominierender Salztyp hervorzuheben ist. In Zusammenhang mit der Ableitung des häuslichen Schmutzwassers muss erwähnt werden, dass fallender abfließender Niederschlag geringe Mengen an Phosphor aus der Atmosphäre wie auch von den Straßen- und Bodenoberflächen enthält und diese ins Schmutzwassernetz eingebracht werden, vorausgesetzt eine Mischwasserkanalisation besteht. Der Erwachsene Mensch hat zur Deckung seines Phosphorbedarfs täglich ca. 0,75 g Phosphor in gebundener Form nötig. Mit der Zufuhr von Trinkwasser allein wird dieses Soll nicht erreicht, da die Phosphorwerte darin sehr niedrig liegen (Schwankungsbreite 0,2 - 0,5 mg/l). Der Hauptanteil wird daher mit pflanzlicher und tierischer Kost aufgenommen. Berechnete einwohnerspezifische Frachten werden derzeit mit 1,5 g/(E·d) Phosphor angegeben, was ca. 75% des Gesamtphosphors im Schmutzwasser ausmacht. Das unbehandelte rohe kommunale Abwasser enthält ca. 2 g/(E·d) (siehe Tabelle 3.3).

Tabelle 3.3: Eintragsfrachten von Phosphor im Haushalt und daraus resultierenden Abwasserkonzentrationen.

	Phosphor [g/(E·d)]	Konz. im Schmutzwasser ¹⁾ [mg/l]
Nahrungsmittel	1,5	12,5
Wasch-, Spül- und Reinigungsmittel	0,5	4,2
Total	2,0	16,7

¹⁾Bezogen auf einwohnerspezifische Bezugsgröße von 120 l/(E·d)

Neben den Ausscheidungsprodukten tritt Phosphor in Form von Phosphat als Bestandteil in Waschmitteln und als Reinigungsmittel in Geschirrspülmaschinen in die örtliche Kanalisation ein. Bis vor wenigen Jahren war der Großteil fast ausschließlich auf Waschmittel zurückzuführen, doch das Phosphat, das zur Enthärtung des Wassers beigefügt wurde, ist immer mehr durch umweltfreundlichere Mittel ersetzt worden, zum Beispiel durch Zeolithe und Komplexbildner.

Auf der Fließstrecke zwischen Haushalt und Kläranlage erfährt das kommunale Schmutzwasser im Hinblick auf die löslichen P-Verbindungen weder qualitativ noch quantitativ eine Änderung in seiner Beschaffenheit. Der Phosphatgehalt des Abwassers liegt durchschnittlich bei 6,0 mg/l wenn es das Klärwerk erreicht, und bei 0,6 mg/l, wenn es dieses verlässt (Koppe & Stotzek 1999). Dieser Wert liegt deutlich unter dem Maximalwert nach den EG-Richtlinien von 2 mg/l. Phosphat im Oberflächenabfluss stammt hauptsächlich aus der Atmosphäre, Blätter, Düngemittel für Garten und Landwirtschaft, industriellen Abfällen und Emissionen, sowie Reinigungs- und Schmiermittel.

Sulfat

Schwefel tritt in der Form von Sulfat (SO_4^{2-}) auf und ist bereits als Vorbelastung im Leitungswasser enthalten und kann je nach Region und Trinkwassergewinnungsgebiet beträchtlich schwanken. So liegen für Nord- und Süddeutschland relativ geringe Sulfatgehalte von 25 - 50 mg/l vor, während dagegen in einzelnen Zonen der Länder Niedersachsen und Hessens bedeutend höhere Konzentrationen von bis zu 240 mg/l verzeichnet wurden. Der bundesweit ermittelte Durchschnitt ergibt einen mittleren Vorbelastungswert von ca. 4 g/(E·d) Sulfatschwefel. Im Haushalt sind die Quellen der Schwefelverbindungen sehr vielfältig: Neben Harn und Fäzes treten Schwefelverbindungen über Waschmittel, eiweißhaltige Küchenabfälle (Abgang mit dem Spüllicht), sowie Kosmetika oder Farben

in die kommunale Kanalisation ein. Harnschwefel besteht überwiegend aus anorganischem Sulfat-Schwefel dessen Mittelwert mit 1,2 g/(E·d) angegeben werden kann. Für den in Fäzes enthaltenen Schwefel wird allerdings in der Größenordnung von 0,2 g/(E·d) Neutralschwefel angegeben. Auf Grundlage des Tagesverbrauchs an Wasch- und Reinigungsmitteln berechnet sich laut Bundesstatistik eine Teilmenge an Na_2SO_4 -Schwefel von rund 3 g/(E·d). Aus den Küchenbereichen lassen sich die mit dem Spüllicht abgeleiteten Schwefelverbindungen nur grob abschätzen. Mit einem Wert von 0,2 g/(E·d) ist nach Koppe und Stotzek (1999) eine realistische Größenordnung gegeben. Grenzwert von SO_4^{2-} im Trinkwasser liegt nach TVO bei 240 mg/L.

Natrium

Natrium (Na) wird hauptsächlich über die Verbindungen Kochsalz (NaCl), Glaubersalz, ($\text{Na}_2\text{SO}_4 \cdot 10\text{H}_2\text{O}$) und Soda ($\text{Na}_2\text{CO}_3 \cdot 10\text{H}_2\text{O}$) in das Abwasser eingebracht. Zusätzlich tragen die borhaltigen Salze Borax ($\text{Na}_2\text{B}_4\text{O}_7 \cdot 10\text{H}_2\text{O}$) und Natriumperborat ($\text{NaBO}_2 \cdot \text{H}_2\text{O} \cdot 3\text{H}_2\text{O}$) bei. Alle genannten Natrium-Verbindungen sind gut wasserlöslich und Natrium liegt ionisch als Na^+ vor. Der erwachsene Mensch benötigt ca. 0,2 bis 0,3 g/Tag, nimmt allerdings mit dem Gewürz Kochsalz und den Nahrungsmitteln täglich 4,0 bis 8,0 g Natrium auf, die mit dem Urin wieder ausgeschieden werden. Nimmt man die übrigen Natriumsalze dazu, die mit den Koch-, Wasch- und Reinigungswässern in das Abwasser gelangen, so beträgt der mittlere tägliche Anfall ca. 10 g/(E·d) Natrium. Die Natriumkonzentrationen ändern sich während des Transports und bei der Abwasserbehandlung praktisch nicht und eignen sich daher zur Bestimmung der Aufenthaltszeiten bzw. bieten sich als Parameter für eine Stoffbilanzierung an. Trinkwasserkonzentrationen schwanken je nach Herkunft des Rohwassers beträchtlich und können bis zu 250 mg/l erreichen (Koppe & Stotzek 1999). Der Grenzwert nach TVO liegt bei 200 mg/l.

Kalium

Kalium (K) nimmt eine Sonderstellung unter den Elementen im häuslichen Schmutzwasser ein, weil es das einzige natürliche Radionuklid bedeutender Konzentration ist. Im Vergleich zum nahe verwandten Natrium unterscheidet es sich durch die stärkere Zurückhaltung von den natürlichen Kationenaustauschern im Boden. Das Kalium im häuslichen Abwasser stammt aus den Nahrungsmitteln und dem Trinkwasser. Der Tagesbedarf eines erwachsenen Menschen liegt bei ca. 2,5 g Kalium, der mit einer gemischten Kost aus Fleisch, Früchten und Gemüse gedeckt wird. Koppe & Stotzek (1999) sprechen von einem durchschnittlichen Tagesanfall an Kalium von ca. 5 g/(E·d). Der Grenzwert nach TVO liegt bei 12 mg/l.

Magnesium

Magnesium (Mg) zählt zu der Gruppe der Erdalkalimetalle. Unter den anorganischen Verbindungen ist Magnesium am häufigsten in den Silikaten verbreitet. Als Talkum (Magnesiumsilikat) kommt es beim Tragen von Gummihandschuhen oder bei der Arzneimittelherstellung zum Einsatz. Im häuslichen Gebrauch sind sie als Sauerstoff-Stabilisatoren in Wasch- und Bleichmittel vorhanden und treten nach Waschvorgängen in die Kanalisation ein. Als wasserlösliche Magnesium-Salze sind zu nennen: Magnesiumsulfat ($\text{MgSO}_4 \cdot 7\text{H}_2\text{O}$) (Bittersalz) als Bestandteil vieler Mineralquellen und mancher Kochsalzsorten und Magnesiumchlorid (MgCl_2) ebenfalls als Bestandteil mancher Kochsalzsorten. Weiterhin ist Magnesium ein wesentlicher Bestandteil des Chlorophylls und in vielen pflanzlichen Nahrungsmitteln enthalten. Der Mindestbedarf an Magnesium liegt laut WHO (1984) bei 0,2 bis 0,3 g/(E·d), die tatsächliche Zufuhr von Magnesium über die Nahrungsaufnahme geschieht in deutlichem Überschuss. Magnesium wird hauptsächlich über Harn und Fäzes aus dem Körper ausgeschieden und in einer Größenordnung die im Harn 30 - 180 mg/(E·d) und bei den Fäzes ca. 300 mg/(E·d) ausmachen in die kommunale Kanalisation eingebracht (Richterich & Colombo 1978). Nach der Trinkwasserverordnung liegt der Grenzwert von Magnesium bei 50 mg/l, ausgenommen bei Wasser aus magnesiumhaltigem Untergrund.

Calcium

Calcium (Ca) zählt ebenfalls zu der Gruppe der Erdalkalimetalle. Entsprechend seiner Stellung in der Spannungsreihe der Metalle, ist es ein sehr unedles Element mit stark elektropositivem Charakter. Die Verwendung von Calcium im Alltagsgebrauch ist vielseitig und kommt z.B. als CaCO_3 in Putzmitteln, Tafelkreide oder Kosmetikartikeln (Zahnpasta) vor. Der Mindestbedarf an Calcium liegt laut WHO (1984) bei 0,8 bis 1,0 g/(E·d). Mit dem Harn gelangen ca. 150-300 mg/(E·d) und mit Fäzes ca. 300-1300 mg/(E·d) in die örtliche Kanalisation. Tritt eine deutliche Verschiebung des Calcium-Magnesium-Verhältnisses, etwa größer als 10:1 im Abwasser ein, so ist industrieller Schmutzwasser-einfluss die Ursache. Der Grenzwert nach der TVO liegt bei 400 mg/l.

Bor

Der Hauptanteil des Bors (B) im häuslichen Abwasser stammt aus Waschmitteln mit 0,3 - 0,4 g/(E·d). In den Waschmitteln wird Perborat ($\text{NaBO}_2 \cdot \text{H}_2\text{O}_2 \cdot 3\text{H}_2\text{O}$) als Bleichmittel eingesetzt, da es aktiven Sauerstoff beim Waschprozess abgibt (Kölle 2003). Über die Nahrung werden täglich 10 - 80 mg Bor aufgenommen. Bei der Trinkwasseraufbereitung und bei der Abwasseraufbereitung wird Bor nicht eliminiert und ist aufgrund der geringen geogenen Hintergrundkonzentration damit ein geeigneter Indikator für die aktuelle Belastung von Oberflächenwasser oder Grundwasser durch häusliche Schmutzwässer. Nach Schätzungen stammen etwa zwei Drittel des in der Umwelt vorhandenen Bors aus anthropogenen Quellen (LfU 2001). Bor ist ein essentielles, zum Leben notwendiges Spurenelement, das auch bei Düngemitteln zugesetzt wird. Für Mensch und Tier stellt Bor einen relativ ungiftigen Stoff dar, der erst ab 100 mg/kg (bezogen auf das Lebendgewicht) schädlich wirkt (Koppe & Stotzek 1999). Die Trinkwasserverordnung sieht auf Basis einer lebenslang duldbaren Tagesdosis (TDI) von 0,3 mg/(kg·d) einen Grenzwert von 1,0 mg/l vor.

Chlorid

Die Chlorid-Konzentrationen (Cl) im kommunalen Abwasser erfahren ihren Eintrag hauptsächlich über die Ausscheidungsprodukte von Harn und Fäzes und über den Eintrag durch Spülicht. Etwa 80-95% des zugeführten Cl werden mit dem Harn wieder ausgestoßen. Der einwohnerspezifische Cl-Ausstoß aus Harn, Fäzes und Schweiß beträgt insgesamt 7,6 g/(E·d). Der zusätzliche Chlorid-Eintrag von Spülicht hängt stark von den Ess- und Spülgewohnheiten der Menschen ab und erreicht Schätzungsweise einen Betrag von 2 g/(E·d). Zu Abschätzung der Chlorid-Frachten ist zusätzlich die Vorbelastung des Trinkwassers, die je nach Trinkwasserfördergebiet zwischen 10-60 mg/l liegt zu berücksichtigen (Koppe & Stotzek 1999). Unter Einbeziehung dieser Daten sind der Schmutzwasser-konzentration im kommunalen Abwasser ca. 90 - 110 mg/l Chlorid beizumessen (Tabelle 3.4).

Tabelle 3.4: Tabelle Eintragsfrachten von Chlorid im Haushalt und die resultierenden Abwasserkonzentrationen.

	Ausscheidung [g/(E·d)]	Konz. im Schmutzwasser ¹⁾ [mg/l]
Harn	6,5	54
Fäzes	0,1	0,8
Schweiß ²⁾	1,6	13,3
Spülicht	2,0	16,7
Trinkwasser Rastatt ³⁾	2,4	20
Total	12,6	104,8

¹⁾ Bezogen auf einwohnerspezifische Bezugsgröße von 120 l/(E·d), ²⁾ Durchschnittliche Ausscheidungsmenge 5,5 l/(E·d),

³⁾ Mittlere Hintergrundkonzentration des Wasserwerks Ottersdorf

Chlorid-Ionen erfahren im kommunalen Schmutzwasser üblicher Zusammensetzung weder auf dem Fließweg vom Haushalt bis zur Kläranlage, noch beim Durchgang der einzelnen Behandlungsstufen irgendeine feststellbare Veränderung ihrer chemischen Bindungsform. Sie unterliegen bei den dort ablaufenden Hydrolyse- und Oxidationsprozessen auch keiner Sorption und keiner Kumulierung im biologischen Material. Chlorid kann damit als Stoff mit persistenten Eigenschaften bezeichnet werden

und eignet sich als Parameter zur Abschätzung der Beeinflussung von Grund- und Oberflächengewässern durch Abwasser. Korrosive Eigenschaften sind erst ab Konzentrationen > 100 mg/l festzustellen. Toxikologisch bedenklich ist Chlorid erst ab Konzentrationen $> 1,3$ g/l. Der Grenzwert für Chlorid nach TVO liegt bei 250 mg/l.

Zink

Zink (Zn) wird technisch in großem Umfang z.B. zum Verzinken von eisernen Gegenständen, als Malerfarbe, für Batterien usw. verwendet. Mit der Nahrung nimmt ein erwachsener Mensch im Durchschnitt 12 mg täglich auf und scheidet sie entsprechend pro Tag im Mittel wieder aus (Koot 1983). Im häuslichen Schmutzwasser stammt der überwiegende Teil des Zinks aus den Reinigungswässern (Spül- und Putzwasser, Waschlauge, etc.), da sowohl der staubförmige Schmutz nicht geringe Mengen an Zink enthält, als auch die verzinkten Gebrauchsgegenstände beim Reinigen Zink abgeben (Koppe & Klopp 1984). Die zweite Hauptquelle ist das Leitungswasser. Während das Trinkwasser beim Verlassen des Wasserwerks nicht mehr als 0,1 mg/l Zink enthalten darf, sind noch 5 mg/l beim Leitungswasser am Wasserhahn tolerabel. Je aggressiver das Trinkwasser, je neuer die verzinkte Wasserleitung und je länger die Retentionszeiten in der Wasserleitung sind, umso höher ist die Zinkkonzentration (Kempf & Sonnenborn 1981). In Neubaugebieten kann daher bis zu 90 % des Zinks häuslichen Schmutzwasser aus dem Leitungswasser stammen. Der Eintrag des Zinks durch Ausscheidungen ist erst an dritter Stelle zu nennen (Schürmann 1984). Die TVO von 2001 enthält keine Angaben zu Zink. In der TrinkwV von 1990 ist für den Gehalt an Zink in Trinkwasser ein Richtwert, kein Grenzwert, von 5 mg/l angegeben.

Cadmium

Cadmium (Cd) kommt natürlicherweise immer in Gesellschaft von Zink vor. Wegen seiner toxischen Wirkung kommt Cd immer seltener zum Einsatz. Verwendet wird Cd für metallische Schutzüberzüge, als Stabilisatoren in PVC, für wiederaufladbare Ni-Cd Batterien und in Farbpigmenten. Cd ist für alle Organismen toxisch. Dazu trägt auch die Tatsache bei, dass vom Körper aufgenommenes Cd nur sehr langsam wieder ausgeschieden wird. Man rechnet mit einer biologischen Halbwertszeit von 15-30 Jahren. Mit Lebensmitteln werden in der Bundesrepublik Deutschland im Durchschnitt ca. 67 $\mu\text{g}/(\text{E}\cdot\text{d})$ aufgenommen, wo es vor allem in den Nieren und der Leber angereichert wird. Bei Rauchern (10 Zigaretten am Tag) erhöht sich diese Belastung um 0,7 $\mu\text{g}/(\text{E}\cdot\text{d})$. Je nach Cd-Gehalt werden 0,1 - 0,4 mg/kg Fäzes (Frischgewicht) ausgeschieden. (Koppe & Stotzek 1999). Der Grenzwert nach TVO liegt bei 0,005 mg/l.

Blei

Blei (Pb) ist kein edles Metall, sondern wird durch Säuren langsam aufgelöst. Trotzdem wurde es in ausgedehntem Maße zur Herstellung von Trinkwasserrohren in der Vergangenheit genutzt, da diese sehr leicht zu verarbeiten waren und die Bildung einer Schutzschicht von Bleikarbonat die Korrosion stark verlangsamte. Steht das Leitungswasser lange, z.B. über Nacht, kann das Leitungswasser allerdings messbare Mengen an Blei aufnehmen, die im Abwasser wieder zu finden sind. Der Maximalwert von Blei im Trinkwasser – vornehmlich in Häusern älterer Bauart kann bei einer morgendlichen Probenahme einen Wert 0,3 mg/l annehmen. Ohne Standzeit können nach 0,05 mg/l gemessen werden (Wagner & Kuch 1981). Über die Aufnahme und die Ausscheidung von Blei durch den menschlichen Organismus wurden bisher keine Angaben gemacht. Der Grenzwert von Blei im Trinkwasser liegt bei 0,01 mg/l.

Kupfer

Kupfer (Cu) ist ein essentielles, lebensnotwendiges Spurenelement. Die durchschnittliche Aufnahme und damit Ausscheidung beträgt ca. 2,5 mg/(E·d). Eine weitere typische Quelle für Kupfer im häuslichen Schmutzwasser sind die Korrosionsprodukte von kupfernen Kalt- und Warmwasserleitungen. Die Kupferkonzentrationen des Trinkwassers am Zapfhahn hängen deutlich vom pH-Wert des Wassers und seiner Verweilzeit in den kupfernen Rohren der Wasserleitung ab. Während der Durchschnittswert für die Kupferkonzentration im häuslichen Schmutzwasser 150 $\mu\text{g}/\text{l}$ +/- 50 $\mu\text{g}/\text{l}$ beträgt, kann dieser bei aggressivem Leitungswasser bis 1 000 $\mu\text{g}/\text{l}$ ansteigen. (Groen & Stellema 1981). Kupfer tritt in zwei Oxidationsstufen auf: dem ein- und zweiwertigen Kupfer. Da im häuslichen

Schmutzwasser ein Überschuss an reduzierenden Substanzen vorhanden ist, dürfte Kupfer vorwiegend in einwertiger Form vorliegen. Das zweiwertige Kupfer bildet im Durchschnitt besser wasserlösliche Salze als das einwertige Kupfer. Sehr gut löslich sind CuSO_4 , CuCl_2 , $\text{Cu}(\text{NO}_3)_2$ und Kupferacetat. In der Regel beträgt der Anteil an gelöstem Kupfer bei der erwähnten durchschnittlichen Konzentration von 150 $\mu\text{g/l}$ über 50 %. Der Grenzwert von Kupfer im Trinkwasser liegt bei 2,0 mg/l .

Zusammenfassende Übersicht

In Tabelle 3.5 sind die stofflichen Eintragsfrachten wie sie in durch den jeweiligen Gebrauch über die Toilette, den Küchenablauf, die Waschmaschine und das Bad in die kommunale Kanalisation eintreten aufgeführt.

Tabelle 3.5: Substanzspezifische Quellkonzentrationen im häuslichen Abwasser (Werte aus Koppe & Stotzek 1999; Naudascher 2001; Gray & Becker 2002).

Parameter	Ø Anfall pro Kopf & Tag	Harn	Fäzes	Spüllicht	Waschmittel	Bad	Grenzwert nach TVO
	[g/(E·d)]	[g/(E·d)]	[g/(E·d)]	[g/(E·d)]	[g/(E·d)]	[g/(E·d)]	[mg/l]
Ammonium (NH_4^+)	-	11,43	-	0,065	0,032	0,142	0,5
Nitrat (NO_3^-)	bis 0,1	-	-	-	-	-	50
Nitrit (NO_2^-)	-	-	-	-	-	-	0,5
Total Kejhdahl (TKN)		10-17; Ø13,7		0,24	0,32	0,46	1
Phosphor (P)	0,75	0,8-2,9	Ø 1,6	0,5	0,153	0,02	1
Phosphat (PO_4^-)	-	3,3	-	-	-	-	6,7
Sulfat-S ($\text{SO}_4\text{-S}$)	5,0	1,2-3,5	0,2	0,5±0,2	3		
Sulfat (SO_4^{2-})	15	3,6-10,5	0,6	1,5±0,6	9	-	240
Natrium (Na^+)	4,0-8,0	6	-	2,0	2,0	-	200
Kalium (K^+)	5	2-2,7	-	-	-	-	12
Magnesium (Mg^{2+})	0,3-0,5	0,03-0,18	0,3	-	-	-	50
Calcium (Ca^{2+})	0,5-1,6	0,15-0,30	0,3-1,3	-	-	-	400
Bor (B)	-	-	-	-	0,3-0,4		1
Chlorid (Cl^-)	8,2	4,8-6,5	0,1	2	-	-	250
	mg/(E·d)	mg/(E·d)	mg/(E·d)	mg/(E·d)	mg/(E·d)	mg/(E·d)	mg/l
Zink (Zn)	0,012	5,1-10,8; Ø 11,0		19,7	4,4	97	-
Cadmium (Cd)	-		0,1-0,4	0,02	0,012	0,03	0,01
Blei (Pb)	-	0,02		0,23	0,52	3,45	0,01
Kupfer (Cu)	2,5	1,1		1	2,2	7,7	2
Nickel (Ni)	-	2-4	250±120	-	-	-	0,02

3.2.3 Pharmazeutische Substanzen im kommunalen Abwasser

Indikationsgruppen und Verordnungsmengen der gängigen Pharmaka

Pharmazeutische Substanzen sind per Definition Wirkstoffe, die in lebenden Organismen eine biologische Wirkung hervorrufen. Dabei wird als biologische Wirkung, die Gesamtheit der durch einen Wirkstoff hervorgerufenen Veränderungen in einem biologischen System bezeichnet. Arzneimittelwirkstoffe haben den Zweck Krankheiten vorzubeugen, zu lindern und zu erkennen (Mutschler 1991). In Deutschland sind ca. 3000 Substanzen im Handel erhältlich. Davon finden sich ca. 80 in der Umwelt wieder (Dietrich 2006). Pharmaka werden nach der Einnahme zu einem großen Teil wieder ausgeschieden. Stoffspezifische Ausscheidungsraten können bis zu 99% erreichen. Die auf der Kläranlage nachgewiesenen pharmazeutischen Rückstände stammen zu 80 - 90% aus dem häuslichen Gebrauch (McArdell 2006). Der Anteil der Veterinärmedizin spielt in der Kanalisation in Stadtgebieten eine untergeordnete Rolle. Die Anwendungsgebiete und die Wirkung der Indikationsgruppen mit den bundesweit höchsten Verordnungen, Antibiotika, Betablocker, Analgetika, Antiphlogistika, Antiepileptika und Lipidsenker werden im Folgenden mit den wichtigsten Vertretern beschrieben.

Antibiotika

Antibiotika sind Substanzen, die zur Chemotherapie von Infektionskrankheiten eingesetzt werden, und umfassen im engeren Sinne eigentlich nur die Stoffwechselprodukte von Mikroorganismen (Schimmelpilze, Bakterien) biologischen Ursprungs mit hemmender oder abtötender Wirkung auf andere Mikroorganismen (Scharf et al. 2001). Häufigstes Einsatzgebiet einer antimikrobiellen Behandlung mit Antibiotika sind Atemwegsinfektionen. Amoxicillin ist das am häufigsten verordnete Antibiotikum und wird gefolgt von Tetracyclinen. Antibiotika und Chemotherapeutika sind unter den 3000 meist verordneten Arzneimitteln mit annähernd 200 Präparaten vertreten (Schwabe & Paffrath 2005).

Stressblocker, Betablocker (Beta-selektive Rezeptorenblocker)

Betablocker zählen mit zu am häufigsten verabreichten Wirkstoffen auf dem Markt. Therapeutisch werden sie zur Senkung der Herzfrequenz eingesetzt insbesondere zur Behandlung von Angina Pectoris. Nach Verabreichung kommt es zu einer Senkung der Herzfrequenz. Betablocker werden weiterhin zur Behandlung von Bluthochdruck und hohem Augeninnendruck eingesetzt. Metoprolol ist der führende Wirkstoff unter den Beta-Rezeptorenblockern und weist die höchsten täglichen Verordnungsdosen auf. Das am häufigsten eingenommene Medikament ist Beloc. Neben Metoprolol sind Bisoprolol und Atenolol die wichtigsten Vertreter der Beta-selektive Rezeptorenblocker (Schwabe & Paffrath 2005).

Analgetika/Antiphlogistika (Schmerzmittel)

Analgetika zählen zu den Substanzen, die zur Behandlung von Schmerzen eingesetzt werden. Die Wirkstoffe besitzen häufig eine entzündungshemmende (Antiphlogistika) und gleichzeitig eine fiebersenkende (Antipyretika) Eigenschaft. Sie werden hauptsächlich zur Behandlung von rheumatischen Krankheiten verwendet. Aufgrund der genannten Überschneidungen gibt es keine einheitliche Einteilung in eine bestimmte Indikationsgruppe (Reddersen 2004). Analgetika bzw. Antiphlogistika machen mit je 79 bzw. 122 Präparaten einen bedeutenden Anteil an den 2500 verordnungstärksten Arzneimitteln aus. So befindet sich diese Gruppe mit ca. 87,5 Mio. verordneten Packungen auf Platz eins der am häufigsten verordneten Indikationsgruppen des Jahres 2000 (Schwabe & Paffrath 2001). Als bekannteste Vertreter dieser Stoffgruppe sind hier Diclofenac, Ibuprofen und Indometazin zu nennen.

Antiepileptika

Zur symptomatischen Behandlung verschiedener Epilepsieformen werden Antiepileptika eingesetzt (Möhle et al. 1999). Aufgrund der sehr guten antiepileptischen Wirkung und den stimmungsaufhellenden bzw. antriebssteigernden Effekten, fällt fast die Hälfte der aller Verordnungen der Antiepileptika auf Carbamazepin. Carbamazepin wird weiterhin zur Behandlung von Trigeminusneuralgie (Gesichtsschmerz) und bei Alkoholentzugssyndromen eingesetzt (Reddersen 2004).

Lipidsenker (Blutfettwertsenker)

Herzkrankheiten sind häufig die Folge von Bluthochdruck und hohen Blutfettwerten. Lipidsenker haben den Zweck regulierend auf Blutlipidkonzentrationen einzuwirken und werden zur Prävention koronarer Herzkrankheiten eingesetzt. Die Gruppe der Clofibrinsäurederivate und deren Analoga senken vorrangig erhöhte Triglycerinspiegel, während die Cholesterin senkende Wirkung weniger stark ausgeprägt ist (Schwabe & Paffrath 2001). Als führender Wirkstoff in der Gruppe der Clofibrinsäurederivate ist Fenofibrat, gefolgt von Bezafibrat (Mersmann et al. 2002). Als weiterer gängiger Wirkstoff zur Senkung der Blutfettwerte eingesetzt wird, muss an dieser Stelle Gemfibrozil genannt werden.

Eintrag ins kommunale Abwassersystem

Der Eintrag in das kommunale Abwasser beruht darauf, dass die Substanzen nach der Anwendung unverändert oder metabolisiert ausgeschieden und ins Abwasser eingebracht werden. Die Eliminationsrate durch Abbau und/oder Sorption beim Durchlaufen der einzelnen Klärstufen der kommunalen Kläranlage schwankt stoffspezifisch zwischen 20-90% (Mersmann et al. 2002). Tabelle 3.6 gibt eine Übersicht über die Arzneimittelwirkstoffe, die bisher am häufigsten im kommunalen Abwasser nachgewiesen wurden. Entscheidend dabei ist, dass hier nicht die frei verkäuflichen Präparate berücksichtigt sind (sog. „Over the Counter“), so dass der jährliche Verbrauch erheblich höher sein kann als in dargestellt.

Tabelle 3.6: Übersicht der Arzneimittelwirkstoffe mit höchsten Verordnungsmengen (Schwabe & Paffrath 2001; Schwabe & Paffrath 2005) sowie die jeweils definierte Tagesdosis (DDD) (Rote Liste 2005) und die daraus resultierende Jahresgesamtmenge.

Indikationsgruppe	Wirkstoff	Verordnungen DDD 2001 [Mio.]	Verordnungen DDD 2004 [Mio.]	Tagesdosis [mg]	Jahresmenge 2004 [t]
Antibiotika	Amoxicillin	-	65,9	1500-3000	98,9-197,7
	Tetracyclin	-	0,7	2000	1,4
Betablocker	Metoprolol	-	653,9	50-200	32,7-130,8
	Atenolol	-	94,1	50-100	4,7-9,4
Analgetika	Diclofenac	467,1	416,4	50-150	20,8-62,5
Antiphlogistika	Ibuprofen	125,2	178,6	1000	178,6
	Indometazin	27	18,7	100	1,87
Antiepileptika	Carbamazepin	66,6	64,7	200-1200	13,9-77,6
Lipidsenker	Bezafibrat	43,6	27,8	600	16,7
	Clofibrinsäure	k.A.	k.A.	k.A.	k.A.
	Fenofibrat	52,7	54,4	200	10,9
	Gemfibrozil	4,7	2,0	900	1,8

Höchste Jahresmengen erreichen Antibiotika mit annähernd 200 t/a und das Schmerzmittel Ibuprofen mit 180 t/a. Der Betablocker Metoprolol trägt mit bis zu 130 t/a zur Gesamtbilanz bei. Die Summe der aufgeführten Stoffe erreicht bereits einen Menge von ca. 690 t/a die ins Abwasser eingebracht werden. Der Vergleich der Verordnungen von 2001 und 2004 zeigt für Ibuprofen einen deutlichen und für Fenofibrat einen geringen Zuwachs. Alle anderen Wirkstoffe weisen einen starken Rückgang der Verordnungen auf. Dieser Trend ist nicht wirkstoffbezogen, sondern betrifft alle verabreichten Indikationsgruppen. Maßgeblichen Anteil am Rückgang der Arzneimittelumsätze, hatte der grundsätzliche Ausschluss rezeptfreier Arzneimittel aus dem Leistungsumfang der gesetzlichen Krankenversicherung. Dadurch ist nach Schwabe und Paffrath (2004) das Umsatzvolumen auf dem Arzneimittel-sektor um 67% zurückgegangen. Die erhöhte Arzneimittelzuzahlung und die Erhebung einer Praxisgebühr führten vermutlich zu einem dämpfenden Effekt auf die Inanspruchnahme von Arzneimitteln.

Problematik bei der Grenzwertfestlegung

Nach der Trinkwasserverordnung existieren für pharmazeutische Stoffe keine Grenzwerte, jedoch müssen die Gesundheitsbehörden auch Stoffe bewerten, die nach toxikologischen Kriterien nicht oder nur teilweise bewertbar sind. Dazu zählen auch Arzneimittelrückstände und ihre Metaboliten (Reddersen 2004). Das Umweltbundesamt schlägt deshalb vorläufige Leitwerte für die Konzentration von Arzneimittelwirkstoffen vor, die gegebenenfalls lebenslang duldbar wären. Entscheidend ist dabei die Datengrundlage zur Bewertung der toxikologischen Wirkung der Einzelstoffe. Als Leitwerte werden Konzentrationen von 0,10 µg/l - 3,0 µg/l empfohlen.

3.3 Atmosphärische Stoffdeposition - Eintrag durch Niederschlag

Auftretender Niederschlag wäscht die Staubpartikel der Atmosphäre aus. Durch physikalische (Kondensation von Wassertröpfchen an Staubpartikeln (Adsorption) und chemische Reaktionen (Lösungsprozesse von Salzen) werden mit dem Niederschlag die atmosphärischen Inhaltstoffe aufgenommen und abgerechnet. Aufgrund der geographischen und topographischen Lage (Nähe zum Meer, industriellen Ballungsraum) treten deutliche Konzentrationsschwankungen der Inhaltstoffe auf, so dass von einer einheitlichen Zusammensetzung nicht gesprochen werden kann. Die Zusammensetzung des Niederschlags spiegelt somit die Belastung der Atmosphäre wider. Atmosphärische Durchmischungs- und Transportvorgänge sind großräumig und führen zu einem diffusen Stoffeintrag in das Untersuchungsgebiet. Zuordnung von Quelle und Verschmutzung ist nur sehr bedingt möglich. Nach Xanthopoulos (1993) ist die Zusammensetzung der Niederschläge einer bestimmten Region durch das Maß menschlicher Aktivität geprägt. Als Hauptemittenten der Staubpartikel sind hauptsächlich Feuerungsanlagen von Haushalt und Industrie, Abfallverbrennungsanlagen, Flug- und Kraftfahrzeuge zu nennen. In Tabelle 3.7 sind orientierende Angaben über die Zusammensetzung von Niederschlägen wie sie in verschiedenen Untersuchungen und Literaturstudien aufgenommen wurden dargestellt.

Tabelle 3.7: Stoffkonzentrationen im Niederschlag (Goettle 1978; Evers & Krebs 1990; Xanthopoulos & Hahn 1993; Appel 1997; Lohmeyer 1997; Koppe & Stotzek 1999; Gray & Becker 2002).

Parameter↓	Lohmeyer 1997 ¹⁾	Xanthopoulos & Hahn 1993 ²⁾	Appel 1997	Evers & Krebs 1990	Goettle 1978	Koppe & Klopp 1984 ³⁾	Grenzwert nach TVO
Cl [mg/l]	0,3-2,0	-	0,4-0,9 (0,46)	0,5-3	2,7-10	2,7	250
NH ₄ -N [mg/l]	0,98-1,59	0,20	-	-	0,6-2,9	2,9	0,5
NO ₃ -N [mg/l]	-	0,30	0,1-1,25 (0,56)	-	0,6-0,7	0,9	50
NO ₂ -N [mg/l]	-	0,30	-	-	-	0,06	0,1
P _{ges} [mg/l]	0,1-0,2	0,20	-	-	0,04-0,3	-	-
SO ₄ [mg/l]	-	-	4,6-7,7 (5,2)	2,0-8,0	4,4-41	10,7	240
Zn [µg/l]	-	5,00	-	-	50-150	114	-
Cu [µg/l]	-	1,50	-	-	7-200	29	2,0
Pb [µg/l]	-	5,00	-	-	30-200	35	0,01
Cd [µg/l]	-	1,00	-	-	1	7	0,01
Fe [µg/l]	-	0,00	-	-	660	-	0,2
Ni [µg/l]	-	5,00	-	-	-	2,7-	0,02

¹⁾ Pleidelsheim, Obereisesheim, Ulm-West, ²⁾ Karlsruhe, Waldstadt, ³⁾ Essen-Kupferdreh (1980-1984)

Die in Tabelle 3.7 aufgeführten Parameter werden grundsätzlich zur Charakterisierung von Trink-, Brauch- und Abwasser herangezogen. Die Stoffkonzentrationen für Na, K, Ca, Mg wurden nicht recherchiert. Es wird die Bandbreite aufgezeigt, in welcher sich die Stoffkonzentrationen im Niederschlag bewegen können, wobei sich die Zusammensetzung durch die geographische und topographische Lage und stärker noch durch die Art und den Grad der Industrialisierung der umliegenden Gebiete beeinflusst wird. Grundsätzlich lässt sich festhalten, dass die Größenordnungen der Parameter in den jeweiligen Studien korrespondieren. Der pH-Wert liegt bei aller zitierten Untersuchung im sauren Milieu mit einer durchgängig geringen Leitfähigkeit. Für die einzelnen Stickstoffparameter treten Schwankungsbreiten um bis zum Faktor 10 auf. Für Kupfer werden auf Grundlage der Literaturstudie von Göttele und Randall ebenfalls größte Schwankungsbreiten angegeben.

3.4 Eintrag durch abflusswirksame Oberflächen

Räumliche Beziehung der Stoffkonzentrationen im urbanen Raum

Der Oberflächenabfluss versiegelter Flächen in urbanisierten Räumen setzt sich im Wesentlichen aus den Abläufen von Dächern (Häuser, Garagen, Fabrikhallen), Zufahrten zu Gebäuden, Straßen und Gehwegen sowie Parkplätzen zusammen. Die Bestimmung der Inhaltsstoffe lässt sich aus messtechnischen Gründen einfach ermitteln. Die Quantifizierung des Stoffeintrags über ein Einzugsgebiet stellt sich jedoch als äußerst schwierigen Prozess aufgrund der inhomogenen Zusammensetzung, der Landnutzung und dem Grad der Industrialisierung eines urbanen Raums dar. Es treten je nach Art der versiegelten Fläche stark schwankende Konzentrationen auf, die von folgenden Parametern entscheidend abhängen:

- Alter der Siedlungsstruktur (einschließlich Gebäude, Straße)
- Versiegelungsgrad
- Landnutzung (Wohngebiete, Industriegebiete)
- Bevölkerungsdichte
- Grad der Urbanisierung: ländlicher Raum, Großstadt
- Klimatische Bedingungen (Niederschlagsmenge und Verteilung)

Als wichtigste umweltrelevante Inhaltsstoffe müssen die Metalle Cd, Zn, Pb, Cu, Cr genannt werden. Weiterhin kommen als Inhaltsstoffe BSB, CSB, mikrobiologische Parameter etc. hinzu.

Straßen stellen die Hauptquelle für die meisten Schadstoffe des Oberflächenabfluss im urbanen Raum dar. Konzentrationen des Dachablaufs sind im Vergleich zum Straßenablauf oder anderen Bereichen einer hohen urbanen Aktivität im Mittel deutlich geringer mit Ausnahme der Parameter Zink und Kupfer. Nach Duncan (1999) kann allgemein eingeteilt werden, dass sich in Stadtgebieten, die reinen Wohngebiete durch geringere Metallkonzentration und organischem Kohlenstoff und höheren Konzentrationen an Phosphor und mikrobiologischen Parametern charakterisieren. Stadtgebiete mit einem durchschnittlich höheren Niederschlag produzieren im Mittel geringere metallische und nicht metallische Konzentrationen, mit Ausnahme der mikrobiologischen Parameter. Ein weiterer Zusammenhang besteht zwischen Stoffkonzentrationen und Populationsdichte. So steigen die mittleren Konzentrationen der Parameter N_{tot} , BSB₅, CSB, E-coli, Fäkale Streptokokken. Die Konzentrationen der metallischen Inhaltsstoffe erfährt keine signifikante Schwankung. In Abbildung 3.1 sind die Zusammenhänge schematisch illustriert.

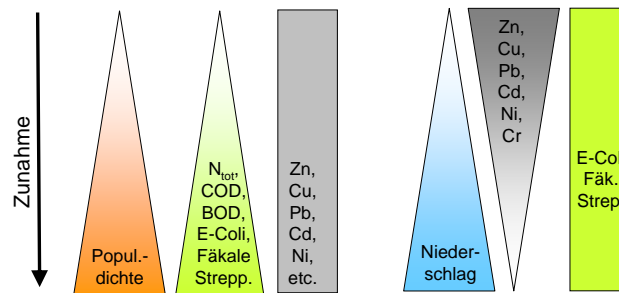


Abbildung 3.1: Korrelationen von Stoffkonzentrationen und Randbedingungen.

In den folgenden Abschnitten werden Ablaufkonzentrationen, die in Dachabläufen, auf Parkplätzen, und von der Strasse in verschiedenen Studien gemessen und in der internationalen Literatur veröffentlicht wurden zusammengestellt.

Zink im Oberflächenabfluss

Zink ist im Oberflächenabfluss in der Regel assoziiert mit anderen gelösten Stoffen, sorbiert jedoch sehr einfach an Sedimentpartikel oder Kolloide. Die wichtigsten Komponenten des Zinks im Abfluss sind das gelöste und das partikuläre Zink. Hauptquelle stellen die Abnutzungsprodukte von Reifen und Bremsbelägen dar. Weiterhin tritt Zink als Verbrennungsrückstand von Schmierfetten auf und ist Bestandteil galvanisierter Dächer, Straßenschilder und anderer metallischen Gegenstände (Makepeace et al. 1995). Zink-Konzentrationen in urban aktiven Zonen wie im Stadtzentrum, Einkaufszentren und Industriegebieten bewegen sich jeweils in der gleichen Größenordnung und sind im Vergleich zu reinen Wohngebieten ca. doppelt so hoch. Dies erklärt sich durch den geringen Anteil an Zink-Dächern wie sie für größere Gebäude in Industriegebieten üblich sind. Die Korrelierung von Zink-Konzentrationen mit Niederschlagsmengen zeigt eine deutliche Abnahme der Konzentration bei Zunahme der Niederschlagsmenge. Grundsätzlich ist festzustellen, dass Abflüsse von galvanisierten Dächern und stark befahrenen Straßen die Haupteintragsquelle für Zink darstellen (Duncan 1999).

Cadmium im Oberflächenabfluss

Als Quellen des Cadmiums im Oberflächenabfluss sind Abnutzungsprodukte von Reifen und Bremsbelägen, die Verbrennung von Schmierölen, Emissionen in Industriegebieten, die landwirtschaftliche Nutzung von Klärschlamm, Dünger und Pestizide sowie Korrosion von galvanisierten Dächern und Sickerwässer von Deponien verunreinigt durch ausgelaufene Batterien zu nennen (Makepeace et al. 1995). Der Ablauf von Dächern trägt nur untergeordnet zum Eintrag bei. Ein wesentlicher Eintrag geht auf unbefestigte Flächen zurück, aufgrund des Eintrags durch Dünger und Klärschlamm.

Quellen von Blei im Oberflächenabfluss

Die Hauptquelle des Pb in Oberflächenabflüssen stammt aus der Verbrennung von Treibstoffen. Weitere Eintragspfade ergeben sich durch Reifenabrieb, Emissionen der Industrie, bleihaltige Wasserleitungen und gelöteten Steckverbindungen, Kunststoffrohre und Rinnen; Farben, bleihaltige Blechdächer (Good 1993; Eaton et al. 1995; Makepeace et al. 1995). Duncan (1999) konnte eine Verbindung zwischen Verkehrsdichte und Pb-Konzentration im Straßenablauf aufzeigen: bei einer Verkehrsdichte von ca. 100.000 Fahrzeugen erreichten die Konzentration i.d.R. 1 mg/l. In ländlichen Bereichen, mit geringerem Verkehrsaufkommen wird ein weites Spektrum von 0,01 - 1 mg/l abgedeckt. Es besteht kein signifikanter Unterschied der Pb-Konzentrationen in Dachabläufen zwischen Gebieten die dichter besiedelt sind und denen, die weniger besiedelt sind. Die durchschnittlichen Pb-Konzentrationen im Dachablauf machen in etwa nur $\frac{1}{10}$ des Straßenablaufs aus. Höchstkonzentration korrelieren deutlich mit dem Grad der Versiegelung, da eine höhere Versiegelung begleitet wird von einer größeren Fläche, die den Straßen zufällt. Ein höherer Versiegelungsgrad geht ebenso mit stärkerem Verkehr einher. Fahrzeuge und deren Abriebprodukte stellen die Haupteintragsquelle des Pb in den Oberflächenabfluss dar. Abfluss von Strassen ergeben die höchsten Konzentrationen sowie sich

auch zeigt: viel Verkehr - viel Pb. Der Grenzwert für Blei nach Trinkwasserverordnung (2001) liegt bei 0,01 mg/l

Quellen von Kupfer im Oberflächenabfluss

Der Eintrag von Kupfer in den Oberflächenabfluss stammt hauptsächlich aus den Abnutzungsprodukten von Reifen und Bremsbelägen, von Verbrennung von Schmierölen, durch Abnutzung beweglicher Teile in Motoren, Emissionen von industriellen Anlagen. Weiterhin stellen eingesetzte Fungizide und Pestiziden eine nennenswerte Eintragsquelle dar (Makepeace et al. 1995). Duncan (1999) schätzt die Konzentration von Kupfer die vom Dach stammt, auf ca. $\frac{1}{3}$ der Konzentration die vom Straßenablauf kommt. Mit ansteigender Niederschlagsmenge nimmt die Kupfer-Konzentration allerdings deutlich ab. Das bedeutet allerdings, dass die Stoffkonzentrationen in den Oberflächenabflüssen mit einsetzendem Niederschlag am höchsten sind. Die höchsten Einträge stammen vom Straßenablauf und Abläufen aus Industriegebieten und Einkaufszentren. Geringste Einträge stammen von Dächern in reinen Wohngebieten.

Überblick der Stoffkonzentrationen im Oberflächenabfluss

Der Vergleich von Regen und Schneewasserproben aus Deutschland, Norwegen und Polen zeigt zwar deutliche Unterschiede hinsichtlich der Chlorid und Nitratgehalte, lokalspezifische Konzentrationsverteilungen von Zink, Cadmium, Blei, und Kupfer lassen sich jedoch nicht erkennen (Brandt et al. 1994). In Tabelle 3.8, Tabelle 5.9 und Tabelle 3.10 sind die Literaturangaben zu Stoffkonzentrationen von Oberflächenabflüssen aufgeführt.

Tabelle 3.8: Stoffkonzentrationen im Oberflächenabfluss: Straßenabflüsse (in Klammern die Anzahl der analysierten Proben).

Parameter↓	Dierkes 2006		Duncan 1999	Welker et al. 1999	Gromaire-Mertz et al. 1999	Barraud et al. 1999	Colandini (1999)	Xanthopoulos & Hahn 1993	Gray & Becker 2002	Grenzwert nach TVO
	Hauptstr.	Nebenstr.	Literatur-Studie					Wohngebiet		
Cd [µg/l]	Min	0,3	0,2	-	0,3	<0,5	-	-	-	-
	Max	13	1,7	-	1,8	<0,5	3,5	-	-	5
	MW	-	-	6,4 (17)	-	0,6	<0,5	0,5	2,0	-
Zn [µg/l]	Min	120	15	260 (11)	-	246	64	-	-	-
	Max	2000	1420	730 (28)	-	3839	5700	340	-	-
	MW	-	-	-	-	550	802	52	603	419
Cu [µg/l]	Min	97	21	-	-	27	-	-	-	-
	Max	104	140	-	-	191	-	22,2	-	2000
	MW	-	-	170 (23)	100	61	-	8,7	108	82
Pb [µg/l]	Min	11	98	-	-	71	-	-	-	-
	Max	525	170	-	-	523	692	32,9	-	10
	MW	-	-	410 (44)	140	133	97	3,7	311	160

Tabelle 3.9: Stoffkonzentrationen im Oberflächenabfluss: Dachablauf (in Klammern die Anzahl der analysierten Proben).

Parameter↓		Dierkes 2006	Duncan 1999	Welker et al. 1999	Gromaire-Mertz et al. 1999	Xanthopoulos & Hahn 1993	Gray & Becker 2002	Grenzwert nach TVO
Cd [µg/l]	Min	0,2	-	-	0,1	-	-	-
	Max	2,5	-	-	32	-	-	5
	MW	-	0,66 (8)	-	1,3	1	0,5	-
Zn [µg/l]	Min	24	340 (7)	-	802	-	-	-
	Max	4880	10200 (10)	-	38061	-	-	-
	MW	-	-	-	3422	24	439	-
Cu [µg/l]	Min	6	-	-	3	-	-	-
	Max	3416	-	-	247	-	-	2000
	MW	-	61 (16)	200	37	35	39,5	-
Pb [µg/l]	Min	2	-	-	16	-	-	-
	Max	493	-	-	2764	-	-	10
	MW	-	54 (25)	70	493	104	160	-

¹⁾Angaben zu Stoffkonzentrationen in Abläufen von Hofflächen

Tabelle 3.10: Stoffkonzentrationen im Oberflächenabfluss: Zufahrtswege.

Parameter↓		Gromaire-Mertz et al. 1999	Gray & Becker 2002	Grenzwert nach TVO
Cd [µg/l]	Min	0,2	-	-
	Max	1,3	-	5
	ZW	0,8	0,55	-
Zn [µg/l]	Min	57	-	-
	Max	1359	-	-
	MW	563	163	-
Cu [µg/l]	Min	13	-	-
	Max	50	-	2000
	MW	23	49	-
Pb [µg/l]	Min	49	-	-
	Max	225	-	10
	MW	107	20	-

4 DEFEKTE ABWASSERSYSTEME

4.1 Gesetzlicher Hintergrund

4.1.1 Rechtliche Aspekte defekter Abwassersysteme

Boden und Grundwasser werden in Deutschland als Teil des Naturhaushalts und als Lebensraum für Mensch, Tier und Pflanze betrachtet, wodurch ihnen ein hoher Stellenwert zugeordnet wird. Durch zahlreiche Umweltgesetze und Verordnungen wurde ein Rahmen geschaffen, der eine Veränderung des Boden- und Wasserzustandes vermeiden bzw. ihre Funktion nachhaltig schützen soll (BBodSchG 1998; BBodSchV 1999; BImSchG 2002; WHG 2002; WG 2005). Der in §1a WHG festgeschriebene Besorgnisgrundsatz zieht Jedermann in die Verantwortung, eine Verunreinigung eines Gewässers (Oberflächen- und Küstengewässer, Grundwasser) zu verhüten. Das stellt sich zunächst als lösbare Aufgabe dar. Problematisch sind jedoch Anlagen, die auf den ersten Blick nicht sichtbar sind. In urbanen Räumen sind zum Zwecke der Abwasserbeseitigung Kanalsysteme verbaut, die i.d.R. Undichtigkeiten aufweisen (ATV 1998). Defekte Abwasserkanäle stellen ein grundsätzliches Risiko für Boden und Grundwasser dar, da unbehandeltes Abwasser direkt in die ungesättigte Bodenzone und ins Grundwasser gelangt.

Abwasser ist nach §45 WG Wasser, das durch häuslichen, gewerblichen, (...) oder sonstigen Gebrauch verunreinigt oder sonst in seinen Eigenschaften verändert ist oder das von Niederschlägen aus dem Bereich von bebauten oder befestigten Grundstücken abfließt. Die Abwasserbeseitigung obliegt den Gemeinden (§45b WG), wobei die Beseitigung so zu bewerkstelligen ist, dass das Wohl der Allgemeinheit nicht zu besorgen ist (§18a WHG). Dies verlangt eine Anschlusspflicht von Haushalten und allen versiegelten Flächen an die öffentliche Kanalisation.

Weiterhin gilt nach §34 (2) WHG der Vorsorgegrundsatz, der besagt, dass bei der Beförderung von Flüssigkeiten eine schädliche Verunreinigung des Grundwassers oder sonstige nachteilige Veränderung seiner Eigenschaft nicht zu besorgen ist. Hier steht der Kanalnetzbetreiber in der Verantwortung. Im Falle einer Verunreinigung ergeben sich Konsequenzen nicht direkt aus dem Umweltrecht, sondern eher aus dem Strafgesetzbuch (StGB 2006). In §324 StGB werden mögliche Strafen für eine Gewässerverunreinigung und in §324a StGB für eine Bodenverunreinigung genannt. Wesentlich ist allerdings, wenn die Kommune oder Gemeinde durch Untätigkeit zur Grundwasserverunreinigung beiträgt. Hier kommt der Tatbestand „Begehen durch Unterlassen“ zum Tragen (§13 StGB). Da sich aufgrund von Alterungsprozessen, Betonkorrosion, Überlastung und mangelhaftem Verbau der Kanalisation zwangsläufig Schäden in der Kanalisation einstellen, ist eine Verunreinigung von Boden und Grundwasser nicht zu vermeiden. Um dem Vorsorgegrundsatz Rechnung zu tragen, steht der Kanalnetzbetreiber damit in der Pflicht, das Kanalnetz durch Instandhaltungs-, und Sanierungsmaßnahmen dicht zu halten. Die Umsetzung erfolgt nach den allgemein anerkannten Regeln der Technik, die in Verordnung, Leitfäden und Normen festgeschrieben sind.

4.1.2 Grundsätzliche Dichtheit von Kanalisationssystemen

Kanalisationen müssen nach DIN EN 752 und ATV-A 139 (DIN EN 752-1 1996; ATV-DVWK 2001) dauerhaft, funktions sicher und dicht sein. Dies bedeutet, dass weder Stoffe in das Grundwasser gelangen dürfen, noch das Grundwasser abgeleitet werden darf, damit eine unzulässige Verunreinigung des Grundwassers und eine unerwünschte Verdünnung des Abwassers vermieden werden. Zu einem ordnungsgemäßen Betrieb gehört somit auch die vorbeugende Überprüfung der Dichtheit. Als undicht erkannte Abwasserleitungen und -kanäle sind umgehend abzudichten.

4.1.3 Prüfverfahren für neu verlegte Kanäle

Neu gebaute öffentliche Kanalabschnitte, werden nur dann behördlich abgenommen und freigegeben, wenn sie einer Dichtheitsprüfung nach DIN EN 1610, ATV-A 139 und ATV-M 143, Teil 6 standhalten (DIN 1610 1997; ATV 1998; ATV-DVWK 2001). Hier werden Druckprüfungen entweder mit Wasser oder mit Luft durchgeführt. Dichtheitsprüfungen werden ebenfalls für private Hausanschlüsse und Kanalabschnitte zwischen Hausanschluss und öffentlicher Kanalisation durchgeführt. Neben Druckprüfungen, können Kamerabefahrungen zur optischen Ortung von Kanaldefekten, herangezogen werden (DIN 1986-30 2003).

4.1.4 Inspektion der bestehenden Kanalisationen

Nach Inbetriebnahme und für bestehende Kanalisationsabschnitte verlangt § 19i WHG vom Betreiber, also von der Gemeinde, Maßnahmen zur Beobachtung und Früherkennung, um Verunreinigungen Grundwassereintritt und Verdünnung vorzubeugen. Dieser Forderung wird durch die Umsetzung der Eigenkontrollverordnung der Länder (EKVO 2001) nachgekommen. Dieses Regelwerk schreibt eine regelmäßige optische Inspektion vor, die unter Verwendung von Kamerabefahrungen durchgeführt werden. Die Bewertung, Klassifizierung und Sanierungspriorisierung basiert auf dem ATV Merkblatt M 143. Die Zuordnung der Kanaldefekte (Risse, Scherben, Muffenversätze) zu den jeweiligen Priorisierungsklassen folgt primär der Schadensgröße. Die Lage des Schadens (Sohle, Kämpfer oder Krone) spielt nur eine untergeordnete Rolle.

Dass die Verunreinigung des Bodens durch die Abwasserexfiltration lange Zeit vernachlässigt wurde, geht aus dem Bewertungsschema nach ATV-M 143 hervor. Ein Schadensbild, an dem Grundwasser in die Kanalisation eintritt, ist mit einer Kamerabefahrung zweifelsfrei festzustellen und ist als Schadensklasse 1, mit unmittelbarem Handlungsbedarf einzustufen und zwar unabhängig von der Schadensgröße. Anders verhält es sich bei der Exfiltration. Ob Abwasser exfiltriert und wie groß die Menge ist, lässt sich auf Basis einer optischen Inneninspektion nicht feststellen. Hier ist allein die Schadensgröße Grundlage der Bewertung.

4.1.5 Nachhaltiger Umgang mit der Ressource Grundwasser

Der Nachhaltigkeitsbegriff

Der Nachhaltigkeitsbegriff wird in verschiedener Hinsicht verwendet, unterliegt allerdings keiner konkreten Definition, da er von ökologischen, sozialen, soziokulturellen und ökonomischen Faktoren abhängig ist. Nachhaltigkeit bzw. nachhaltige Entwicklung definiert er sich eher als Leitbild, das zukünftige Entwicklungen die Bedürfnisse der kommenden Generationen nicht einschränkt (Kahlendorn & Kraemer 1999). In Bezug auf den Wasserhaushalt bzw. die Grundwassernutzung fordert das Wasserhaushaltgesetz nach § 1a (1) ebenfalls zur Nachhaltigkeit auf: „die Gewässer so zu bewirtschaften, dass insgesamt eine nachhaltige Entwicklung gewährleistet ist“. Der Nachhaltigkeitsbegriff bleibt unbestimmt und wird nur in einem Fall konkretisiert: nach § 33a (3) WHG ist das Grundwasser so zu bewirtschaften, dass ein Gleichgewicht zwischen Grundwasserentnahme und Grundwasserneubildung gewährleistet ist. D.h. die Wasserbilanz sollte grundsätzlich positiv zugunsten der Grundwasserneubildung ausgerichtet sein. Dieser Grundsatz wurde auch in der EU-Wasserrahmenrichtlinie aufgenommen, die sich in diesem Falle auf das WHG stützt.

Im Rahmen der vorliegenden Arbeit werden wasserwirtschaftlich relevante Szenarien im urbanen Raum erarbeitet und ausgewertet. Die Versickerung von Niederschlagswasser, mit dem Ziel einer Grundwasseranreicherung und gleichzeitig einer Entlastung der öffentlichen Kanalisation, stellt dabei

eine entscheidende Maßnahme dar und dient als ein Bewertungskriterium einer nachhaltigen Wasserwirtschaft in einem urbanen Raum.

Versickerung von Niederschlagswasser

Niederschlagswasser und die daraus resultierenden Oberflächenabflüsse sind nach §45a(1) WG per se als Abwässer definiert und unterliegen damit der Beseitigungspflicht, die von den zuständigen Körperschaften der Länder organisiert wird. Daher darf Niederschlagswasser von versiegelten Flächen nicht unmittelbar versickert werden, sondern muss in die öffentliche Kanalisation, eingeleitet werden. Es bedarf gesetzlicher Regelungen, ob und unter welchen Voraussetzungen der Anschluss- und Benutzungszwang entfällt und der Eigentümer selbst das Niederschlagswasser beseitigen darf (siehe dazu auch Geiger & Dreiseitl 2001). Nach dem WHG ist die dezentrale Niederschlagswasserbeseitigung ein Nutzungstatbestand und bedarf somit einer behördlichen Erlaubnis (§§7, 7a WHG). Der geforderten Nachhaltigkeit kann nicht unverzüglich nachgekommen werden. Zuvor muss im Rahmen eines Verwaltungsakts eine Genehmigung in Form einer Erlaubnis vergeben werden.

Trotz dieser gesetzlichen Hürden wurde erkannt, dass durch die Einleitung von Niederschlagswässern, die je nach Oberflächenbeschaffenheit unerheblich verschmutzt sind, die Aufbereitungskosten des Abwassers deutlich höher sind und eine Abkopplung versiegelter Flächen von der Kanalisation sinnvoll erscheint. Eine bundeseinheitliche Regelung für die Infiltration von Niederschlagswasser von befestigten Flächen wurde noch nicht verabschiedet, allerdings soll in Baden-Württemberg nach §45b (3) WG Niederschlagswasser, das von Grundstücken, die nach dem 1. Januar 1999 bebaut oder befestigt wurden, durch Versickerung oder ortsnahe Einleitung in ein oberirdisches Gewässer beseitigt werden, sofern dies mit vertretbarem Aufwand und schadlos möglich ist. Nach §36 (3) WG ist für das Einleiten von Niederschlagswasser in das Grundwasser zum Zwecke seiner schadlosen Versickerung eine Erlaubnis nicht erforderlich, wenn die Kriterien nach §45b (3) WG, die eine schädliche Verunreinigung des Grundwassers ausschließen, eingehalten werden. Damit wurde eine gesetzliche Grundlage geschaffen, versiegelte Flächen von der Kanalisation abzukoppeln.

Die allgemein anerkannten Regeln der Technik für den Bau von Versickerungsanlagen werden in Merkblättern und Arbeitshilfen des ATV-DVWK angegeben. Im Arbeitsblatt A 138 (ATV-DVWK 2002) wird die Vorgehensweise für den Bau und den Betrieb von Versickerungsanlagen dokumentiert. ATV-A 117 (ATV-DVWK 2001) dient als Grundlage zur Dimensionierung von Regenrückhalteräumen. Im Merkblatt M 153 (ATV-DVWK 2000) sind die allgemeinen Handlungsempfehlungen zum Umgang mit Regenwasser festgehalten.

Die genannten Merkblätter und Arbeitshilfen wurden als Berechnungsgrundlage für die Planung der flächendeckenden Niederschlagsversickerung, wie sie in dieser Arbeit beschrieben sind, herangezogen.

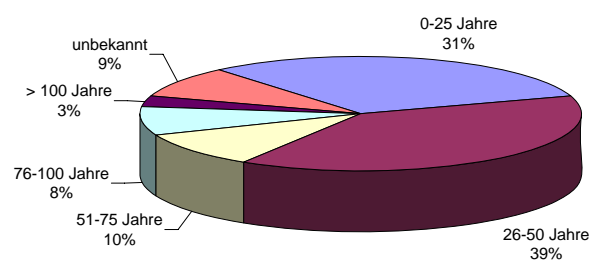
4.2 Kanalschäden: Entstehung und Konsequenzen

4.2.1 Zustand der öffentlichen Kanalisation in Deutschland

Laut Statistisches Bundesamt ergibt sich für das öffentliche Kanalnetz in Deutschland eine Gesamtlänge von 486 159 km. Davon entfallen 48,11 % auf Mischwasserkanäle, 31,81 % auf Schmutzwasserkanäle und 20,08 % auf Regenwasserkanäle (Statistisches Bundesamt 2003). Die Kanalisation unterliegt zeitlich variierenden physikalischen, chemischen, biochemischen und biologischen Beanspruchungen, die zu Schäden führen können. Die Art des Schadens, das Ausmaß und der Entstehungszeitpunkt hängen maßgeblich von der Art des Verbaus, Material der Haltung, Haltungsalter und Dauer der Nutzung, Zusammensetzung des Abwassers, dem Bettungsmaterial und der Instandhaltung durch die zuständige Behörde ab. Die bekannten Schadensbilder nach ATV-M 143 Verformung, Lageabweichung, Risse, Rohrbruch entstehen nicht nur durch eine lange Gebrauchsdauer, sondern ergeben sich u.a. durch mechanischen Verschleiß, Korrosion, Überlastung und nicht fachgerechten Verbau. Der Inspektionsgrad der öffentlichen Kanalisation, durchgeführt auf Basis der Eigenkontrollverordnung der Länder (EKVO 2001), liegt mittlerweile bei 80 % und hat nach Berger & Lohaus (2004) im Vergleich zu den Vorjahren deutlich zugenommen. Nach optischer Inspektion werden die Schäden nach ATV-M143 Teil 1 und Teil 2 klassifiziert, bewertet und Sanierungsprioritäten zugeordnet. Die Schadenshäufigkeit ergibt eine gute Korrelation zum Alter der Kanalisation (Abbildung 4.1). 30 % der der Kanalisation ist jünger als 25 Jahre, ca. 40 % ist zwischen 26 und 50 Jahre und 30 % ist älter als 50 Jahre. Die höchste Schadenshäufigkeit tritt Haltungsabschnitten auf, die älter als 50 Jahre sind. Das Verbauungsalter wurde in vielen Kommunen jedoch nicht dokumentiert, so dass es für weite Strecken keine Altersangaben gibt (siehe Erdmann 2006; Rehm 2006).

Aus der letzten Umfrage der ATV von 2004 traten die Schadensbilder schadhafter Anschluss und Riss neben Abflusshindernissen, Lageabweichungen und undichten Muffen am häufigsten auf und machen ca. 77 % aller Schäden aus (Abbildung 4.1). Nach Angaben der Gemeinden sind ca. 20% der öffentlichen Kanalisation nach ATV-M 143 kurz-, bzw. mittelfristig sanierungsbedürftig. Weitere 21 % weisen geringfügige Schäden auf. Bezogen auf das gesamte öffentliche Kanalnetz bedeutet das, dass auf einer Länge von annähernd 200 000 km Abwasser konstant in die ungesättigte Zone einsickern oder Grundwasser in die Kanalisation infiltrieren kann.

Altersverteilung der Kanalisation in Deutschland



Schadensverteilung an öffentlichen Kanälen

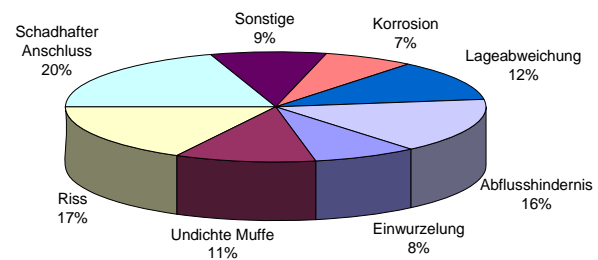


Abbildung 4.1: Schadensverteilung an Kanälen des öffentlichen Kanalnetzes (aus Berger & Lohaus 2004).

Die Probleme schadhafter Kanäle und die daraus entstehenden Folgen ist vielschichtig, da exfiltrierendes Rohabwasser ein Gefährdungspotential für das Grundwasser darstellt und infiltrierendes Grundwasser, als Fremdwasser deklariert zu höheren Aufbereitungskosten und Wartungskosten führt. Anzumerken ist, dass Undichtigkeiten nicht ausschließlich nach dem Verbau auftreten müssen, denn selbst seitens des Gesetzgebers wird eine 100 % Dichtheit der Systeme nicht explizit gefordert. Bei Dichtheitsprüfungen von Haltungsabschnitten, die bei der Bauabnahme mit Wasser als Prüfmittel durchgeführt werden, sind Verlustmengen von 0,2 l/m² benetzter Fläche zugelassen (DIN EN 1610 1997; ATV 1998). Diese erlaubte Restundichtigkeit wird als materialbedingter Wasserverlust bezeichnet und stammt aus der Prüfung von Betonkanälen, da bei der Benetzung von Beton zunächst die Poren gesättigt werden müssen. Diese Toleranzwerte haben bei der Dichtheitsprüfung bis heute

Bestand, obwohl häufig auch PVC Rohre, die im eigentlichen Sinne keine Porosität aufweisen zum Einsatz kommen. Aus diesen Gründen kann die Kanalisation generell als nicht dichtes System angesehen werden. Dies wurde bereits in zahlreichen Studien und Untersuchungen nachgewiesen (z.B. in Pecher 1998). Einfache Rechenbeispiele, in denen die tolerierten Verlustmengen auf das gesamte bundesweite Netz hochgerechnet wurden, zeigten, dass die Abwässer der gesamten BRD versickern können und das Netz trotzdem als dicht bezeichnet werden kann (Eisener 2006).

4.2.2 Infiltration von Grundwasser in die öffentliche Kanalisation

Befinden Kanalisationsabschnitte unterhalb des Grundwasserspiegels, kann Grundwasser über Schäden in der Haltung in die Kanalisation eintreten. Infiltrierendes Wasser wird als der Teil des Fremdwasser bezeichnet, der sich als unerwünschter Abfluss in einem Entwässerungssystem befindet (DIN 4045 1999). Das ATV-Arbeitsblatt A-118 (ATV 1999) definiert als Fremdwasser alle unerwünschten Abflüsse, die durch eindringendes Grundwasser und unterschiedliche Fehleinleitungen verursacht werden. In Statistiken der Klärwerksbetreiber wird jedoch häufiger vom Fremdwasserzuschlag gesprochen. Fremdwasserzuschlag ist das zusätzlich zum Schmutzwasser eintretende Fremdwasser in der Kläranlage ausgedrückt in Prozent. Im bundesweiten Durchschnitt liegt der Fremdwasserzuschlag im Jahr 2004 bei 34,8 %, wobei in Hessen die höchsten Fremdwasserzuschläge von 71,4 % angegeben werden. In Baden-Württemberg liegen die Angaben bei 51,7 %. Fremdwasser ist in fast allen Bundesländern und bei allen Kanalisationsverfahren ein Problem (Brombach 2006).

Infiltration von Grundwasser in die öffentliche Kanalisation führt zu einer grundsätzlich höheren hydraulischen Grundlast, die sich in höheren Instandhaltungskosten (stärkere Verschleißerscheinungen an Pumpen) und höheren Kosten für den Bau und Betrieb von Abwasserreinigungsanlagen niederschlagen und zu Stossbelastungen von Kläranlage und Vorfluter führen. Der Fremdwasseranteil wird in manchen Kommunen mit bis zu 700 % im Verhältnis zum eigentlichen Schmutzwasserabfluss angegeben (Erdmann 2006). Der Grundwassereintritt hat auch eine Verdünnung des Schmutzwassers zur Folge und reduziert damit die Reinigungsleistung der Kläranlage (Kroiss & Prendl 1996; Pecher 1998; Michalska & Pecher 2000; Gallert et al. 2001).

Diese zusätzlichen Abwässer hinterlassen ökonomische Spuren, die sich direkt in monetären Werten ausdrücken lassen. Die daraus resultierenden Mehrkosten beim Betrieb, werden auf die Abwassergebühr aufgeschlagen, weshalb Angaben zu den Fremdwassermengen i.d.R. nur schwierig zu akquirieren sind und die offiziell erhältlichen Angaben nach Brombach (2006) häufig geschönt sind. Der Kanalnetzbetreiber hat als Verwalter einer öffentlichen Einrichtung die Verantwortung eines Treuhänders, da der Bewohner einer Gemeinde mit den Abwasserabgaben die Kosten für die Abwasserreinigung, die Instandhaltung und des Ausbaus der Kanalisation trägt (Fiedler 2006). Es ist daher die Pflicht des Betreibers, das Kanalnetz dicht zu halten um damit die Fremdwassermengen auf ein Minimum zu reduzieren.

Fremdwasser in der abwassertechnische Realität ist so alt wie die Kanalisation selbst (Renner 1996) und wird als Problem seit über 20 Jahren untersucht. Mehrere Methoden wurden zur Quantifizierung entwickelt. Als gängigste Verfahren sind die Messung des Nachtabfluss (Annen 1980; Renault 1983; Hager et al. 1985; Franz et al. 2006), Jahresschmutzwasser-Methode, Massenbilanzansätze (Ertl et al. 2002; Bénédictis 2004), Verfahren des gleitenden Minimums und das Triangulations- bzw. Dreiecksverfahren (Weiss et al. 2002) zu nennen. Alle Verfahren haben gemeinsam, dass sich die Abschätzungen auf Teileinzugsgebiete oder gesamte Entwässerungssysteme beziehen und keine Bewertung von kurzen oder einzelnen Haltungsabschnitten zulassen.

Fuchs et al. (2003) haben die etablierte Verfahren (Jahresschmutzwasser-Methode, Methode des Nachtminimums, Methode des gleitenden Minimums) auf Basis von Daten von insgesamt 34 Kläranlagen in Baden-Württemberg einem Methodenvergleich unterzogen und konnten enge Anwendungsgrenzen der einzelnen Verfahren aufzeigen. Das Verfahren des gleitenden Minimums zeigte im Rahmen des Vergleichs keine Schwächen auf, sondern erlaubte eine detaillierte Bewertung der Fremdwasserbelastung. Über einen Zeitraum von vier Jahren wurden die Fremdwasserbelastungen berechnet und es konnte die starke Saisonalität der auftretenden Fremdwasserzuschläge aufgezeigt werden, die insbesondere im Winterhalbjahr auf bis zu 600-700 % ansteigen können.

Eine von Bénédictis (2004) durchgeführte Vergleichsstudie der Berechnungsmethoden zeigte ebenfalls die Unsicherheiten der einzelnen Ansätze auf. Bei der Anwendung der Methoden auf das gleiche

Einzugsgebiet ergab sich eine Schwankungsbreite von bis zu 20 %. Benedettis gibt den Verweis, die örtlichen Gegebenheiten im Rahmen einer Voruntersuchung zu bewerten, um dann das geeignete Verfahren zu wählen (Bénédictis 2004; Bénédictis & Bertrand-Krajewski 2004).

Computergestützte Modellansätze werden ebenfalls zur Abschätzung der Fremdwassermengen herangezogen. Für das Kanalnetz von Dresden wurde z.B. ein deterministischer Modellansatz gewählt, die Berechnung der Infiltrationsmengen für das gesamte Netz vornimmt, allerdings jede einzelne Haltung betrachtet (Karpf & Krebs 2004; Franz et al. 2006). Ein Berechnungsansatz, der die Infiltration am Einzelschaden abschätzt und eine Übertragung auf das Netz eines Stadtgebiets zulässt, fehlt bisweilen.

4.2.3 Exfiltration von Abwasser

Quantifizierung der Exfiltration

Die Exfiltration von Abwasser aus der öffentlichen Kanalisation und die Auswirkungen auf den Untergrund und das Grundwasser werden bereits seit Jahren auf verschiedenen Skalen untersucht. Die ersten Studien zielten zunächst auf die Abschätzung des stofflichen Eintrags in das Grundwasser. Die Berechnungen der Exfiltrationsmengen basierten auf Massenbilanzansätzen. Unter Verwendung von Markersubstanzen, wie z.B. Bor, deren Eintrag ausschließlich über die Kanalisation erfolgen kann, wurde die gemessene Konzentration im Grundwasser auf die ursprünglich Konzentration im Abwasser rückgerechnet und eine Abschätzung der Exfiltrationsmengen bezogen auf das Kanalnetz vorgenommen (Härig 1991). Ab Mitte der 90er konzentrierten sich die Forschungen auf Untersuchungen am Einzelschaden. Neben dem vom BMBF geförderten Projekt „*Wassergefährdung durch undichte Kanäle – Erfassung und Bewertung*“ (Dohmann et al. 1995) wurde ab 1999 die Forschergruppe „Kanalleckage“ von der DFG gefördert, die zum Ziel hatte, das Gefährdungspotential von Abwasser aus undichten Kanälen für Boden und Grundwasser abzuschätzen (Forschergruppe Kanalleckage 2002). Nach damaligen Erhebungen der Abwassertechnischen Vereinigung (ATV), wurden Verlustmengen an kommunalem Abwasser angegeben, die sich in der Größenordnung von 10-25 % bewegen und zu einer Verunreinigung von Boden und Grundwasser hervorrufen können.

Die Auswirkungen defekter Abwassersysteme wurden in zahlreichen Stadtgebieten quantitativ und qualitativ festgestellt (siehe Tabelle 4.1). Es wurden daraufhin weitere Studien durchgeführt, um die Prozesse an Einzelschäden zu untersuchen. Durch die Errichtung von Versuchstrecken wurden direkte Abschätzungen der Austrittsmengen an Leckagen definierter Größe vorgenommen (Rott & Zacher 1999; UBA 2001; Ellis et al. 2003; Vollertsen & Hitved-Jacobsen 2003; Fuchs et al. 2004; Blackwood et al. 2005; Held et al. 2006; Turkovic et al. 2006). Mit der Konstruktion von Doppelpackersystemen, die direkt in die Kanalisation eingebracht wurden, war es dann möglich Exfiltrationsmessungen an realen Kanaldefekten in der Kanalisation durchzuführen (Dohmann 1999; Held et al. 2006).

Weitere direkte Verfahren wurden entwickelt, um die Verlustmengen aus längeren Haltungsabschnitten zu quantifizieren. In einer Studie von Rieckermann wurde ein künstlicher Markierungsstoff dem Abwasser zugegeben und die Substanz über eine Messstrecke bekannter Länge bilanziert. Unter Berücksichtigung von Adsorption und biologischem oder chemischem Abbau sollte die Verlustmenge der Tracermasse Aufschluss über die Exfiltrationsmenge geben (Rieckermann & Gujer 2002; Rieckermann 2005).

Weitere Versuche hatten zum Ziel, über die Stoffkonzentrationen im Grundwasser auf eine Grundwasserneubildung durch defekte Abwasserkanäle zu kommen. Als Parameter wurden hier mikrobiologische Parameter (Rueedi et al. 2005), pharmazeutische Rückstände wie Carbamazepin (Fenz et al. 2005) und die abwassertypischen Stoffe Bor und Sulfat (Wolf et al. 2006) herangezogen.

In den letzten Jahren rückten immer stärker computergestützte Modelle und statistische Verfahren in den Vordergrund, die unter Berücksichtigung der Unsicherheiten den stofflichen Eintrag durch defekte Abwasserkanäle abschätzten (DeSilva et al. 2005; Franz et al. 2006; Rieckermann et al. 2006; Wolf & Hoetzel 2006). Für zwei mittelgroßen Städte wurden Monte Carlo Simulationen zur Abschätzung der Grundwasserneubildungsrate auf Stadtgebietsmaßstab durchgeführt (Rieckermann et al. 2006; Wolf 2006). Der Vorteil dieser Verfahren liegt in dem geringen Aufwand der eigenen Datenerhebung, da in der Regel bestehende Datensätze aufbereitet und verarbeitet werden.

Tabelle 4.1 listet auszugsweise die ermittelten Exfiltrationsraten einzelner Studien auf. Die Problematik der Vergleichbarkeit ergibt sich durch die jeweils gewählte räumliche Skala der durchgeführten Untersuchungen. Direkte Exfiltrationsmessungen am Einzelschaden geben die Austrittsmengen in Liter pro Tag an, wohingegen Massenbilanzen oder statistische Verfahren die Austrittsmengen auf die Länge des betrachteten Kanalnetzes beziehen und die Mengen in Liter pro Meter und Zeiteinheit angeben.

Tabelle 4.1: Studien zur Quantifizierung des exfiltrierende Abwasser (Klinger et al. 2005, ergänzt)

Studie	Ansatz	Haltungslänge, Schadensart	Exfiltrations- menge	Untersuchungs- Standort
Vollertsen & Hitved-Jacobsen 2003	Direkte Exfiltrationsmessung	Schadensfläche 18 cm ²	0,3-0,8 l/d	Frejlev, Dänemark
Fuchs et al. 2004	Direkte Exfiltrationsmessung	Schadensfläche: 5,6 cm ²	1,3-3,0 l/d	Karlsruhe
Hoffmann & Lerner 1992	geschätzt		0,012 l/(s·km)	Deutschland
Härig 1991	Statistisch ermittelt, Massenbilanz	Kanalnetzlänge: 1320 km	0,2-0,3 l/(s·km)	Hannover
Dohmann et al. 1999	Geschätzte Exfiltration, Mischsystem	-	0,05 l/(s·km)	Deutschland
Gruenfeld 2000	Massenbilanz Trinkwasser- Abwasser	Kanalnetzlänge: 107 km	2 l/(s·km)	USA
Blackwood et al. 2005	Hochrechnung von Ergebnissen am Einzelscha- den	-	2 l/(s·km)	Schottland
Rieckermann & Gujer 2002	Tracereingabe NaCl, Massenbilanz	Kanalnetzlänge: 2 km	~0,875 l/(s·km)	Schweiz
Rueedi et al. 2005	Massenbilanz	-	0,07-0,12 l/(s·km)	Doncaster, UK
Wolf & Hoetzl 2006	Monte Carlo Simulation	Kanalnetzlänge: 2,81 km	0,0106-0,1638 l/(s·km)	Rastatt
Wolf 2006	Monte Carlo Simulation	Stadtgebiet Rastatt	0,002 l/(s·km)	Rastatt

Die durchschnittlichen Austrittsmengen gemessen an Einzelschäden bewegen sich in einem relativ kleinen Fenster von 0,3-3 l/d. Bei Betrachtung längerer Kanalisationsabschnitte wird eine wesentlich größere mögliche Bandbreite angegeben, die um bis zu 3 Größenordnungen variieren kann. Höchstwerte wurden von Blackwood mit 2 l/(s·km) angegeben, geringste Mengen werden von Wolf & Hötzl mit 0,0106 l/(s·km) angegeben. Deutlicher wird das Skalenproblem in Wolf (2006) dargestellt, der Grundwasserneubildungsraten aus 24 separaten Studien unter Verwendung einer Monte Carlo Analyse berechnet. Berücksichtigt werden als Einflussgrößen der Füllstand im Kanal, der k_f -Wert der Kolmationsschicht und die Schadensgröße. Als Ergebnis werden Sickerwassermengen von 0,1 - 1000 mm/a angegeben. Das Problem der Vergleichbarkeit der Ergebnisse ist darin begründet, dass die Exfiltration aus Abwasserkanälen von zahlreichen Faktoren abhängt. Während Untersuchungen im Labormaßstab oder an eingerichteten Teststrecken die Randbedingungen steuern können bzw. bekannt sind, müssen Messungen für Haltungsabschnitte bzw. Untersuchungen auf Stadtgebietsmaßstab mit den gegebenen räumlich und zeitlich variierenden Randbedingungen operieren. Als Faktoren, die maßgeblichen Einfluss auf die Exfiltration ausüben, müssen berücksichtigt werden:

Tägliche und saisonal schwankende Füllstände im Kanal, mit Auswirkung auf

- die benetzte Fläche
- den hydrostatischen Druck
- die Schleppspannung im Kanal

- die chemische Zusammensetzung (pH, el. Leitfähigkeit, Temperatur, etc.)

Eigenschaften der Kanalisation

- Zustand (Kanalschäden, Häufigkeit, Lage im Querschnitt des Rohrs)
- Alter der Haltungen
- Material der Haltungen

Da Prozesse der Exfiltration von zahlreichen lokalspezifischen Einflussfaktoren abhängig sind, kann eine definierte Austrittsmenge pro Schaden per se nicht angegeben werden kann. Für die Bewertung eines urbanen Systems hinsichtlich einer Umweltgefährdung bzw. eine der nachhaltigen Beeinflussung der Grundwasserqualität durch defekte Abwasserkanäle sind jeweils direkte Messungen im Untersuchungsgebiet durchzuführen. Angaben zu einer flächenbezogenen Exfiltrationsrate würden in Verbindung mit bekannten Schadensflächen aus Kamera-Zustandsbefahrungen grundlegende Datensätze zur Abschätzung der Exfiltrationsmengen aus defekten Abwasserkanälen liefern.

Auswirkungen auf die Grundwasserqualität

Die grundsätzliche Beeinflussung der Grundwasserqualität durch defekte Abwasserkanäle wurde bereits in zahlreichen Stadtgebieten nachgewiesen (Anderson et al. 1996; Eiswirth & Hötzl 1997; Bishop et al. 1998; Barret et al. 1999; Dohmann 1999; Ellis et al. 2004; Wolf et al. 2004). Es ist eher die Ausnahme, dass eine stoffliche Belastung des Grundwassers durch das städtische Entwässerungssystem ausgeschlossen werden kann. Nachweise erhöhter Konzentrationen der Parameter Bor, Sulfat und Ammonium weisen direkt auf den Eintrag von Abwasser ins Grundwasser. Problematisch ist die Bewertung defekter Abwassersysteme hinsichtlich einer Umweltbelastung auf Basis von Grenzwertüberschreitungen. Aufgrund des starken Verdünnungseffekts durch den lateralen Grundwasserstrom, werden nur in wenigen Fällen die durch die Trinkwasserverordnung vorgeschriebenen Grenzwerte überschritten. Grundwasseruntersuchungen im Umfeld von Kanaldefekten ergaben z.B. Borkonzentrationen von 0,082 mg/l (Grenzwert nach TVO: 1 mg/l) und für Chlorid Konzentrationen von 50,7 mg/l (Grenzwert nach TVO: 250 mg/l). Beide Werte liegen deutlich unterhalb der geforderten Grenzwerte durch die TVO, obwohl sich die Messstellen in unmittelbarer Lecknähe befinden (siehe Wolf 2006).

Für die mikrobiologischen Parameter E-coli, Enterokokken und Clostridia sind die Nachweisgrenzen enger gesteckt und der Nachweis von 1 Bakterium pro 100 bzw. 250 ml führt zu Grenzwertüberschreitungen. Nachgewiesen wurden diese Parameter in verschiedenen Grundwasserleitern von Stadtgebieten (Paul et al. 2004; Morris et al. 2005). Als Konsequenz kam es bereits aufgrund positiver Befunde von E-coli in einem Trinkwasserbrunnen in einem dicht besiedelten Gebiet zu einem unmittelbaren Pumpstopp und der Einstellung der Trinkwasserförderung (Treskatis 2003).

Der Einfluss anthropogener Aktivität schlägt sich auch in der Wiederfindung von pharmazeutischen Rückständen im Grundwasser nieder. Stoffliche Rückstände der Gruppen Analgetika, Antidepressiva, Betablocker, Lipidsenker und Röntgenkontrastmittel konnten in den letzten Jahren in Oberflächengewässern, im Grundwasser und Trinkwasser nachgewiesen werden (Sacher et al. 1998; Scheytt et al. 1998; Ternes 1998; Scharf et al. 2001; Mechlinski 2002; Mersmann et al. 2002; Sacher 2002; Reddersen 2004; Gallert et al. 2006). In Tabelle 4.2 sind die humanpharmazeutischen Substanzen aufgeführt, die am häufigsten im Oberflächen- und Grundwasser nachgewiesen wurden. Aufgrund der weiten Verbreitung können diese Stoffe nach Ternes et al. (1998) mittlerweile als ubiquitär vorkommende Kontaminanten bezeichnet werden.

Tabelle 4.2: Humanpharmazeutische Wirkstoffe, die nach den genannten Studien am häufigsten Grund- und Oberflächenwasser nachgewiesen wurden.

Medikationsgruppe	Wirkstoff
Lipidsenker	Bezafibrat, Gemfibrozil
Lipidsenker-Metaboliten	Clofibrin- und Fenofibrinsäure
Analgetika/Antiphlogistika	Diclofenac, Ibuprofen, Indometazin, Naproxen
Beta-Blocker	Metoprolol, Propranolol
Antiepileptika	Carbamazepin

Eine Risikoabschätzung über mögliche Auswirkungen von Arzneimittelrückständen in der Umwelt ist derzeit nur beschränkt möglich, da in der Literatur kaum valide Daten über die ökotoxikologischen Wirkungen von Arzneistoffen und deren Metaboliten vorhanden sind. Die Mehrzahl der publizierten Daten beziehen sich auf die akute Toxizität von aquatischen Organismen. Die chronischen Wirkungen von Arzneistoffen in den Umweltkompartimenten Wasser/Boden sowie mögliche neuro- und endokrintoxische Effekte sind noch weitgehend unbekannt (Sattelberger 1999). Das Land Baden-Württemberg fordert aufgrund der bekannten Verbreitung auf der Umweltministerkonferenz im Herbst 2006, dass mittelfristig die Eliminierung von pharmazeutischen Spurenstoffen in den kommunalen Kläranlagen in der Abwasserverordnung festgeschrieben wird (Geiler 2006).

Im Rahmen der vorliegenden Arbeit wurden die Wirkstoffe mit höchsten Verordnungsraten, die technisch im Abwasser und Grundwasser nachweisbar sind, wie in Tabelle 4.2 aufgeführt, in das Analyseprogramm aufgenommen. Ziel war dabei zunächst die Ermittlung der Abwasserkonzentrationen und die Analyse der Transportprozesse bei der Bodenpassage der ungesättigten Zone.

4.3 Selbstversiegelung von Kanaldéfekten durch Kolmation

4.3.1 Grundbedingungen zur Bildung der einer Kolmationsschicht

Das Phänomen der Selbstabdichtung durch Sedimente und abgesetzter partikulärer Fracht wird allgemein als Kolmation bezeichnet. Die Kolmation beschreibt die Prozesse der Porenraumverringering im Substrat, durch die Anlagerung feinsten Partikel in den Porenräumen. Um eine Kolmation hervorzurufen, müssen neben einem porösen Medium, welches kolmatiert wird, ein beladenes Fluid als Dichtungsstoff und eine Kraft, die mit dem Dichtungsstoff eine Veränderung der Durchlässigkeit des porösen Mediums hervorruft (Banscher 1985; Schälchli 1993; Schwarz 2003). Die Grundvoraussetzungen sind zusammen mit den korrelierten Einflussgrößen in Tabelle 4.3 aufgelistet.

Tabelle 4.3: Einflussgrößen auf die Kolmation (verändert nach Schälchli 1993, aus Schwarz 2003).

Parameter	Einflussgrößen
Matrix (Filter, Bodenkörper)	Korngrößenverteilung Porosität Durchlässigkeit Kornoberfläche Morphologie Biologie; Mikroorganismen Temperatur, Lichtverhältnisse
Beladenes Fluid (Flüssigkeit, Abwasser)	Partikelverteilung Stoffkonzentration der Wasserinhaltsstoffe Kohäsions- und Adhäsionsfähigkeit Oberflächenchemische Kräfte Biologie: Mikroorganismen Temperatur
Hydraulische Prozesse (Beaufschlagung, Perkolation)	Wassersättigung Beaufschlagungsmodus Filtergeschwindigkeit Druckverhältnisse (eingeschlossene Gase)

Bei der Kolmation lässt sich zwischen dem Ort der Kolmation, innere oder äußere Kolmation, und zwischen den der Kolmation zugrunde liegenden Mechanismen zu unterscheiden: physikalische, chemische und biologische Kolmation (Baveye et al. 1998). In der Regel sind mehrere Mechanismen an der Kolmation beteiligt, was einer differenzierten Betrachtung der Prozesse besondere Komplexität verleiht (Rinck-Pfeiffer et al. 2000). Bei jeder Art der Kolmation kommt es zu einer Verringerung der Porosität des Porenraums, der hydraulischen Leitfähigkeit und gleichzeitig zu einer Erhöhung der Lagerungsdichte (Busch & Luckner 1974). Somit ist streng genommen jede Art von Kolmation ein physikalisches Phänomen, auch wenn die Kolmation beispielsweise chemisch oder biologisch verursacht wurde (Schwarz 2003).

Die Umkehrung der Kolmation wird als Dekolmation bezeichnet. Darunter werden alle Prozesse verstanden, die zu einer Zunahme der Durchlässigkeit und zu einer Auflockerung des Korngefüges führen (Schälchli 1993). Auflockerung des Korngefüges wird als Suffosion bezeichnet, wenn hauptsächlich mechanische Prozesse dominieren (Busch & Luckner 1974).

Tabelle 4.4: Räumliche Differenzierung der Kolmation und Zusammenfassung der steuernden Mechanismen der Kolmationsprozesse (nach Schwarz 2003).

Ort der Kolmation	Kolmationsprozess
Äußere Kolmation	Partikel werden beim Eindringen des Wasser in die oberen Schichten des Bodenkörpers zurückgehalten (Bsp. Oberflächen, Kuchenfiltration). Partikel verkeilen sich und setzen sich fest. Eindringtiefe liegt zwischen wenigen Millimetern bis mehreren Zentimeter.
Innere Kolmation	Kleinste Partikel dringen tief in die Porenkanäle, es greift das hydraulische Kolmationskriterium. Es kommt zur Tiefen- bzw. Raumfiltration. Zwischen innerer und äußerer Kolmation gibt es Mischformen.
Mechanismen die zur Kolmation führen	
Physikalische Kolmation (mechanische Kolmation)	Entstehung durch: Transport von feinen Partikeln auf oder in das Porennetzwerk, Verdichtung durch Auflast, Verschmieren der Oberfläche, Dispersion und Quellung von Bodenpartikeln, Gasblasen, die hydraulische Leitfähigkeit beeinflussen und zu Umlagerung führen. Entscheidend ist der Transport von organischen und/oder anorganischen Feststoffen. Partikel > 1 µm → mechanische Kolmation dominiert (Siebeffekt). Partikel < 1 µm → Oberflächenkräfte dominieren (Van-der-Waals-Kräfte).
Chemische Kolmation	Niederschlag von Karbonat, Fällung von Eisen und Mangan → Verockerung Häufig spielen Ionentausch- und Adsorptions-/Desorptionsprozesse, Fällung und Flockung sowie Redoxreaktionen eine entscheidende Rolle. Mikroorganismen können eine entscheidende Rolle spielen → Bsp. Verockerung.
Biologische Kolmation	Wird durch Mikroorganismen verursacht, die auf oder in der Matrix leben Mikroorganismen verengen in Form von Biofilmen die Porenquerschnitte mikrobielle Abbauprodukte, wie Gasblasen führen zu ebenfalls zu Kolmation

4.3.2 Zeitlicher Verlauf der Kolmation (aus Schwarz 2003)

Vergleicht man den zeitlichen Verlauf der hydraulischen Leitfähigkeit bei Infiltrationsversuchen, so lassen sich trotz unterschiedlicher Versuchsaufbauten einige Gemeinsamkeiten feststellen. Die meisten Untersuchungen wurden an ständig durchflossenen, wassergesättigten Bodenkörpern im Labor durchgeführt. Auffällig häufig trat eine S-förmige Abnahme der hydraulischen Leitfähigkeit auf und wurde bereits 1947 in ersten Studien von Allison beobachtet (Allison 1947). In Abbildung 4.2 ist der ideal typische Kolmationsverlauf dargestellt. Es wurden meist vier verschiedene Entwicklungsphasen beschrieben, die auf unterschiedliche Kolmationsursachen zurückzuführen sind.

Phase I: Die hydraulische Leitfähigkeit erfährt in den ersten Tagen eine exponentielle Abnahme durch starkes Biomassewachstum. Turkovic et. al postulieren weiterhin, dass gerade in der ersten Phase die biologische Kolmation dominiert und ein Gleichgewicht zwischen Aufwachsen und Absterben nach 12 Tagen erreicht ist (Turkovic et al. 2006).

Phase II: Starkes Biomassewachstum und die damit verbundenen Umsetzungsprozesse führen zu einer schnellen Abnahme des Sauerstoffgehalts, der dadurch zum limitierenden Wachstumsfaktor wird. Aufgrund der absterbenden Biomasse und der damit verbundenen Vergrößerung der des Porenkanalquerschnitts steigt die hydraulische Leitfähigkeit in dieser Phase an.

Phase III: Die abgestorbene Biomasse wird aerob abgebaut und führt schließlich zu anaeroben Bedingungen. Durch das weitere Biomassewachstum von Anaerobiern kommt es durch den Einschluss von Stoffwechselprodukten in Form von Gasen (vorwiegend Methan) zu einem starken Rückgang der hydraulischen Leitfähigkeit, die sich nach und nach abschwächt.

Phase IV: In dieser Phase stellt sich ein Gleichgewicht der in Phase I-III beschriebenen Prozesse ein. Die hydraulische Leitfähigkeit schwankt um einen bestimmten Wert und nimmt nur noch minimal ab. Die Größenordnung der hydraulischen Leitfähigkeit wird mit einem k_f -Wert von ca. $1 \cdot 10^{-7}$ m/s angegeben und korrespondiert damit mit Werten wie sie auch in Untersuchungen an Kanaldéfekten festgestellt wurden (Karpf & Krebs 2005; Held et al. 2006; Thoma & Götzt 2006).

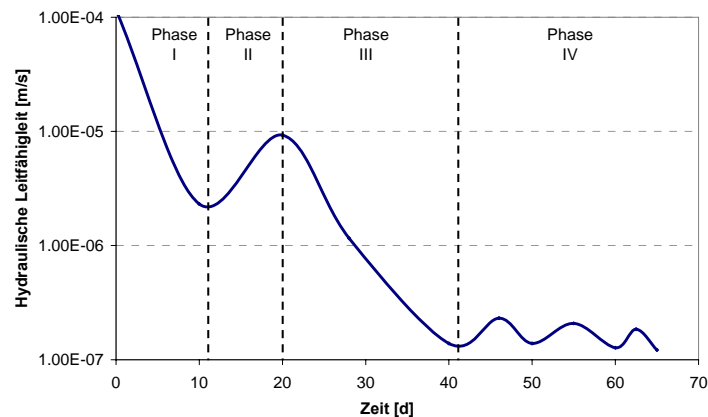


Abbildung 4.2: Idealtypischer Verlauf der hydraulischen Leitfähigkeit im zeitlichen Kolmationsverlauf in der oberen Bodenschicht von 0-4 cm (nach Okubo & Matsumoto 1979; Okubo & Matsumoto 1983; Baveye et al. 1998; Schwarz 2003, verändert).

4.3.3 Praxisrelevanz von Kolmationserscheinungen

Die Kolmation ist aus siedlungswasserwirtschaftlicher Sicht als ambivalentes Problem zu beschreiben. Auf der einen Seite ist die Verringerung der hydraulischen Leitfähigkeit erwünscht, wie z.B. bei Kanalleckagen, Abdichtung von künstlichen Gewässern oder bei Biobarrieren zur Boden sanierung. Bei Bodenfiltern, der Regenwasserversickerung, Schnell- und Langsamsandfiltern oder Förderbrunnen hingegeben führt die Kolmation zu Leistungsherabsetzung der Anlagen (Schwarz 2003). Die meisten bisher durchgeführten Untersuchungen wurden im Labor durchgeführt und fanden nicht direkt vor Ort statt (Baveye et al. 1998). In wie weit die Kolmation Einfluss auf die Austrittsmengen durch Kanalleckagen hat und welche Prozesse sich beim Sickerprozess durch die kolmatisierte Schicht einstellen wurde bereits in zahlreichen Studien untersucht (Rauch & Stegner 1994; Eiwirth 1995; Dohmann 1999; Rott & Zacher 1999; Hvitved-Jacobsen et al. 2002; Krauss 2002; Ellis et al. 2003; Blackwood et al. 2005; DeSilva et al. 2005; Fuchs 2006; Held et al. 2006; Turkovic et al. 2006). In Experimenten an einem Modellkanal mit einer Leckage von 50 cm² wurde die Effektivität der Kolmation unter Verwendung verschiedener Bettungsmaterialien untersucht (Fuchs et al. 2004; Turkovic et al. 2006). Für Grobsand lies sich eine 6-mal effektivere Kolmation im Vergleich zu Feinkies feststellen.

In einer Studie von Blackwood et al. (2005) konnten vergleichbare Kolmationseffekte nachgewiesen werden. Jedoch wurden die Abwasserrohre mit den künstlichen Defekten überhaupt nicht gebettet, sondern waren nur von Luft umgeben. Diese Beobachtungen unterstreichen die Komplexität der Einflussgrößen die den Kolmationsprozess bestimmen.

Eine weitere entscheidende Rolle spielt die Symmetrie von Leckagen. Querrisse in der Sohle eines Kanals, zeigen einen wesentlich größeren Versiegelungseffekt als Längsrisse (Rott & Zacher 1999).

5 FALLSTUDIE RASTATT

5.1 Beschreibung des Modellgebiets

5.1.1 Lage des Modellgebiets

Die in der vorliegenden Arbeit dokumentierten Untersuchungen wurden alle in Rastatt, einer mittelgroßen Stadt mit ca. 47 500 Einwohnern durchgeführt. Rastatt liegt im Nordwesten des Bundeslandes Baden-Württemberg, ca. 20 km südlich der Stadt Karlsruhe. Das Stadtgebiet erstreckt sich 6,9 km in nord-südlicher und 7,9 km in ost-westlicher Richtung. Im rechtsrheinischen Teil des Oberrheingraben gelegen, ist es eingebettet von den Vogesen im Westen und dem direkt im Osten anschließenden Schwarzwald. Das Stadtgebiet Rastatt liegt im Bereich der Stadtmitte auf einer topographischen Höhe von 115,5 müNN. Der höchste Punkt innerhalb der Verwaltungsgrenze Rastatts liegt östlich des Stadtgebiets bei Schloss Favorite mit 130,0 müNN (Eiswirth 2002).

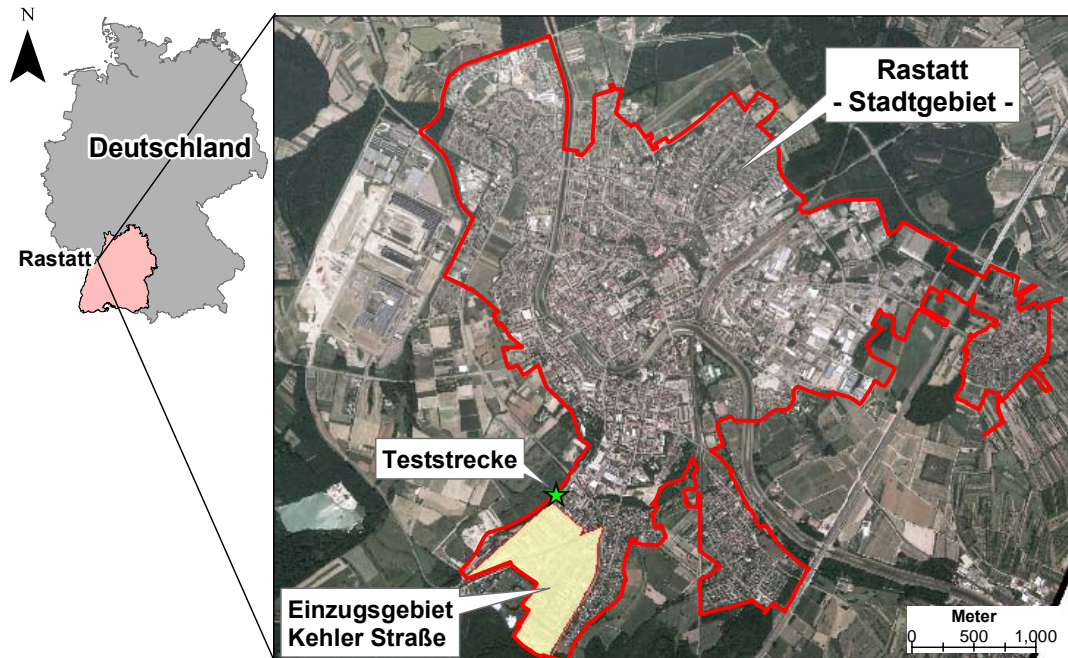


Abbildung 5.1: Geographische Lage der Modellstadt Rastatt, mit dem kleinskaligen Einzugsgebiet Kehler Straße im südwestlichen Teil des Stadtgebiets.

5.1.2 Naturräumliche Gliederung des Raum Rastatts

Im geologischen Zeitraum des Holozäns erhielt der Oberrheingraben gesteuert durch Sedimentationsprozesse und intensive Abtragungsvorgänge sein heutiges Aussehen. Der nacheiszeitliche Rhein hat sich im Grabenzentrum tief in eiszeitlichen Schotter eingeschnitten. Im Grabenrandbereich prägten die Flüsse und Bäche, die aus dem Schwarzwald in die Oberrheinebene eintraten, durch Erosions- und Umlagerungsprozesse das Landschaftsbild. Bei der naturräumlichen Betrachtung werden von Westen nach Osten anhand der Morphologie und Lithologie insgesamt vier Bereiche unterschieden: Rheinniederung, Niederterrasse, Kinzig-Murg-Rinne und die Vorbergzone des Schwarzwaldes.

Die **Rheinniederung** bezeichnet das Gebiet zwischen Rhein und der bis zu 10 m hochragenden Kante des Hochgestades. Im Untersuchungsgebiet erstreckt sie sich vom heutigen Rheinufer bis zum westlichen Rand des Stadtgebiets Rastatt und erreicht damit eine Breite von ca. 4 km. Die Rheinniederung stellt eine holozäne nacheiszeitliche Ausräumung und Umschichtung der Sande und Kiese der Niederterrasse dar. Die rinnenartige Aufarbeitung reicht bis max. 20 m unter Geländeoberkante.

Die **Niederterrasse** liegt morphologisch höher und hebt sich durch einen bis zu 10 m hohen Geländesprung von der westlich liegenden Rheinniederung ab. Die Niederterrasse stellt das höchste Aufschotterungsniveau der Würm-Eiszeit dar und erstreckte sich ursprünglich über die ganze Grabenbreite, vom Fuße des Schwarzwaldes bis zu den Vogesen (Trunkó 1984). Im Wesentlichen besteht die Niederterrasse aus einem kiesigen, mittel-grobsandigen Lockersediment. Charakteristisch für die Niederterrasse sind erhöhte Flurabstände von mehreren Metern und ungespannte Grundwasserhältnisse (HGK Karlsruhe-Speyer 1988).

Die **Kinzig-Murg-Rinne** ist eine Senke im Randbereich des Oberrheingrabens, die sich zwischen der Niederterrasse und der Vorbergzone entwickelt hat. Sie stellt eine ehemalige Flussniederung eines Systems dar, welches sich ursprünglich von Lahr bis nach Heidelberg parallel des heutigen Rheinverlaufes erstreckte. Die Kinzig-Murg-Rinne liegt 3-4 m tiefer als die nach Westen anschließende Niederterrasse und ist morphologisch deutlich zu erkennen. Bei Austritt der Murg aus der Vorbergzone kam es zur starken Ausräumung der Niederterrassensedimente, jedoch nicht zur direkten Entwässerung in den Rhein. Die Fließrichtung verlief zunächst parallel des Rheins, da die Schotter der Niederterrasse zu mächtig waren (HGK RASTATT 1978).

Die **Vorbergzone** bildet den östlichen Teil des Naturraumes. Es handelt sich hierbei um tektonische Bruchfelder. Die Deckschichten des mittleren und nördlichen Schwarzwaldes sinken zwischen dessen Haupttrandverwerfung und der Oberrheinebene in Staffelbrüchen gegen das Grabeninnere ab. Die Schollen treten heute vor dem Gebirgsrand morphologisch deutlich in Erscheinung (WALTER 1995).

5.1.3 Geologischer Überblick

Großräumige tektonische Struktur

Die großräumige tektonische Struktur, innerhalb der sich das Untersuchungsgebiet befindet, ist der Oberrheingraben. Dieser liegt in Südwestdeutschland und erstreckt sich vom südlichen Taunus bis nach Basel auf einer Länge von 300 km und einer durchschnittlichen Breite von ca. 40 km. Er ist eingebettet von scharf umgrenzenden Mittelgebirgen, dem Schwarzwald, Kraichgau und Odenwald im Osten und den Vogesen und dem Pfälzer Wald im Westen (Geyer & Gwinner 1991).

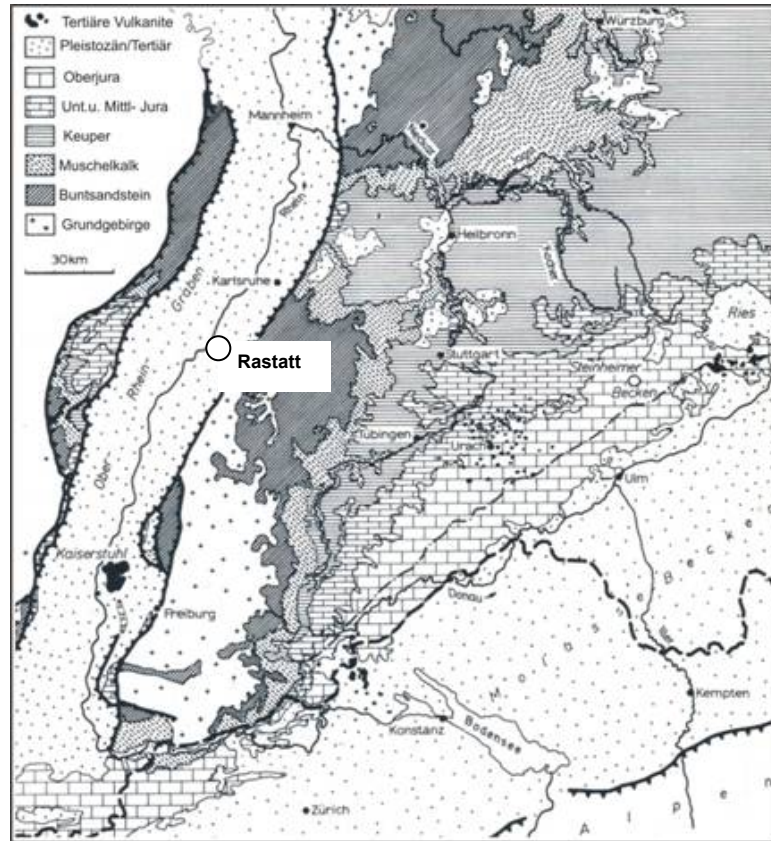


Abbildung 5.2: Geologische Übersichtskarte von Südwestdeutschland (Geyer & Gwinner 1991).

Der Graben stellt ein Segment eines intrakontinentalen Grabensystems dar, das sich vom Oslo-Graben über das norddeutsche Tiefland, den Bresse-Graben bis ins westliche Mittelmeer zieht (Eisbacher 1996). Die Grabenstrukturen wurden bereits im Varistikum angelegt, traten aber bis ins Tertiär nicht in Erscheinung, sondern wurden mehr oder weniger gleichmäßig mit den Sedimenten des Mesozoikums überdeckt (Illies 1963). Die Absenkung begann vor ca. 35 - 40 Ma im oberen Eozän und erfolgte an deutlich asymmetrischen Hauptabschiebungen infolge einer ESE-WNW gerichteten Extension der Kruste. Zwischen 25 – 18 Ma kam es zu einer weitgehenden Unterbrechung der Krustenextension und sogar zu einer lokalen Einengung im südlichen und zentralen Bereich des Riftgürtels. Die Absenkung zu dieser Zeit hielt nur in den nördlichen Bereichen des Grabens an, was sich in den unterschiedlichen Mächtigkeiten der Sedimentfüllung widerspiegelt. Die Unterbrechung der Subsidenz wurde begleitet von einer Umorientierung des Spannungsfeldes, einer Änderung der Extension in NE-SW-Richtung das zu einer regionalen Aufwölbung des Erdmantels führte. Die Hochlage des Erdmantels und die Extension der Kruste drückten sich in Form von Vulkanismus im Kaiserstuhl, dem Vogelsberg und dem Rheinischen Schild aus. Moderne Subsidenz beschränkt sich auf nur kleine Bereiche im Oberrheingraben. Im Bereich des Breisgaus bis nach Kehl wurden Senkungstendenzen von bis zu 1 mm/a mit Feinnivellements gemessen. Im Raum Rastatt bis Bruchsal kommt es jedoch zu Hebungen von 0,4 mm/a. Ansonsten herrscht im nördlichen Teil einheitliche Subsidenz mit Beträgen von <1 mm vor (Pflug 1982).

Grabenfüllung und sedimentologische Rahmenbedingungen

Die Absenkung des Grabens verlief nicht einheitlich, so dass die Sedimentmächtigkeiten sowohl in Nord-Süd- als auch in Ost-West-Richtung beträchtlich schwanken. Vor der Aktivierung des Grabensystems im Obereozän (vor ca. 40 Ma) kamen nur noch mitteleozäne Sedimente zur Ablagerung. Sie repräsentieren lokale Binnenseeablagerungen nach einer festländischen Zeit in Süddeutschland. Die Basis der tertiären Ablagerungen bilden die verkarsteten Einheiten der Oberen und Mittleren Jurazeit. In den nördlichen Teilen des Grabens finden sich auch Gesteine der Trias und des Paläozoikums: Im Tertiär gab es mehrere marine Vorstöße aus dem südlich gelegenen Tethysmeer. Diese Vorstöße ließen eine differenzierte Faziesfolge entstehen. Vollmarine Bedingungen bestanden nur in einem kurzen Zeitraum im mittleren Oligozän, als es eine durchgehende Verbindung zwischen der südlichen Tethys und dem Nordmeer gab (Geyer & Gwinner 1991). Die Sedimente können aufgrund zahlreicher Ingressionen in mehrere Großzyklen untergliedert werden. Je nach Grad der Abschnürung wechseln sich limnische Kalksteine und brackisch lagunäre Bunte Mergel sowie Dolomite mit zeitweiligen Playa Evaporiten ab (Plein 1993).

Mit Beginn des jüngsten Oligozäns herrschen im Oberrheingraben limnisch-brackische Bedingungen vor, in denen eine Abfolge von Sedimenten abgelagert wurde, die aus Sandsteinen, Bunten Mergeln, Kalken, Dolomiten, Evaporiten sowie Braunkohle bestehen. Seit dem obersten Miozän bzw. dem untersten Pliozän existieren ausschließlich limnische und fluviatile Ablagerungsmilieus (Kärcher 1987). Das jüngste Miozän ist geprägt von einem endgültigen Umschwung zu einer reinen Süßwassersedimentation. Das entstandene Binnenmeer hatte vermutlich keinerlei Verbindung mehr zu den bestehenden Meeren der Aquitanstufe.

Das gesamte Pliozän über fungierte der Kaiserstuhl als Wasserscheide. Südlich davon entwässerte die Aare über die Rhône ins Mittelmeer. Nördlich davon lag das Quellgebiet des Urrheins. Der Alpenrhein floss zu dieser Zeit nach Norden und mündete in die Donau. Als Liefergebiete kamen somit nur noch die links- und rechtsrheinischen Hochlagen nördlich des Kaiserstuhls in Frage. Alpine Gerölle fehlen in diesen Schichten vollständig (Kärcher 1987).

Morphologisch geprägt war der Oberrheingraben im Pliozän durch den deutlich hervortretenden Schwarzwaldrand mit starkem Relief. Neben Geröllen des Buntsandsteines finden sich weitere Gesteine des Liefergebietes, welches im Schwarzwald, den Vogesen und dem Kaiserstuhl liegt. Zwischen Pliozän und Pleistozän ist ein basaler Aufarbeitungshorizont ausgebildet, was auf einen unbestimmten Zeitraum der Abtragung vor der Ablagerung des Quartärs schließen lässt (Bartz 1976).

Mit Beginn des Altquartärs wird die Kaiserstuhlregion, die als Wasserscheide fungierte, überwunden und die Schmelzwässer der alpinen Gletscher tragen den Abtragungsschutt der Alpen Richtung Norden. Der Übergang vom Pliozän zum Pleistozän wird damit lithologisch anhand des Erstauftretens alpiner Gerölle gemacht (LfU 1996).

Das Altquartär besteht zu Beginn seiner Schüttung vorwiegend aus alpinen Kiesen, wobei die Hauptmasse des unverwitterten Materials weiterhin von den weiterhin aufsteigenden Gebirgen rechts und links des Rheins stammt. Die Ablagerungen gehen dann in sandigere Partien über und enden mit einer schluffigen Bank. Die Sedimente des Altquartärs stellen hauptsächlich Ablagerungen aus einem fluviatilen Milieu des Rheins mit seinen Nebenflüssen dar. In längeren Warmzeiten kam es auch zu limnischen Bedingungen (Bartz 1976).

Die Sedimentation des Jungquartärs wurde von einer radikalen Änderung des Klimas begleitet. Es kamen mächtige Sand und Kiesbänke mit stark schwankender Verbreitung und Mächtigkeit zur Ablagerung. Dazwischen finden sich immer wieder Horizonte in schluffig-toniger Ausbildung. Die mächtigen Kieslagen des Jungquartärs stellen überwiegend Ablagerungen der pleistozänen Eiszeiten dar. Zu Ende der Kaltzeiten ermöglichten große Schmelzwassermengen einen schnellen, umfangreichen Gerölltransport, der zu mächtigen grobklastischen Ablagerungen führte. Während der Warmzeiten konnte dagegen bei sinkender Transportenergie nur feinkörniges Material von den Fließgewässern mitgeführt und sedimentiert werden (Bartz 1976)).

Der mehrfache Wechsel von Kalt- und Warmzeiten führte immer wieder zu Erosion und Umlagerung älterer Ablagerungen, so dass ein komplexer Sedimentkörper aus sandig-kiesigen Abfolgen und feinkörnigen Linsen und Horizonten entstand. Die feinklastischen Horizonte weisen in der Regel Lücken und Erosionsfenster auf oder wurden überhaupt nur linsenartig abgelagert (LfU 1996).

Holozäne Überdeckung

Für die im jüngsten Quartär abgelagerten Schichten zeigt sich für die Verteilung und Vorkommen nach Osswald (2002) ein inverses Muster. Die stratigraphisch jüngsten Einheiten finden sich stets in den morphologischen Tieflagen. Darin spiegelt sich der Zustand wider, dass sich das Holozän in unseren Breiten als Zeitraum der Erosion und nicht der Sedimentation bemerkbar machte. Abbildung 5.3 gibt eine Übersicht über die holozän abgelagerten Faziestypen.

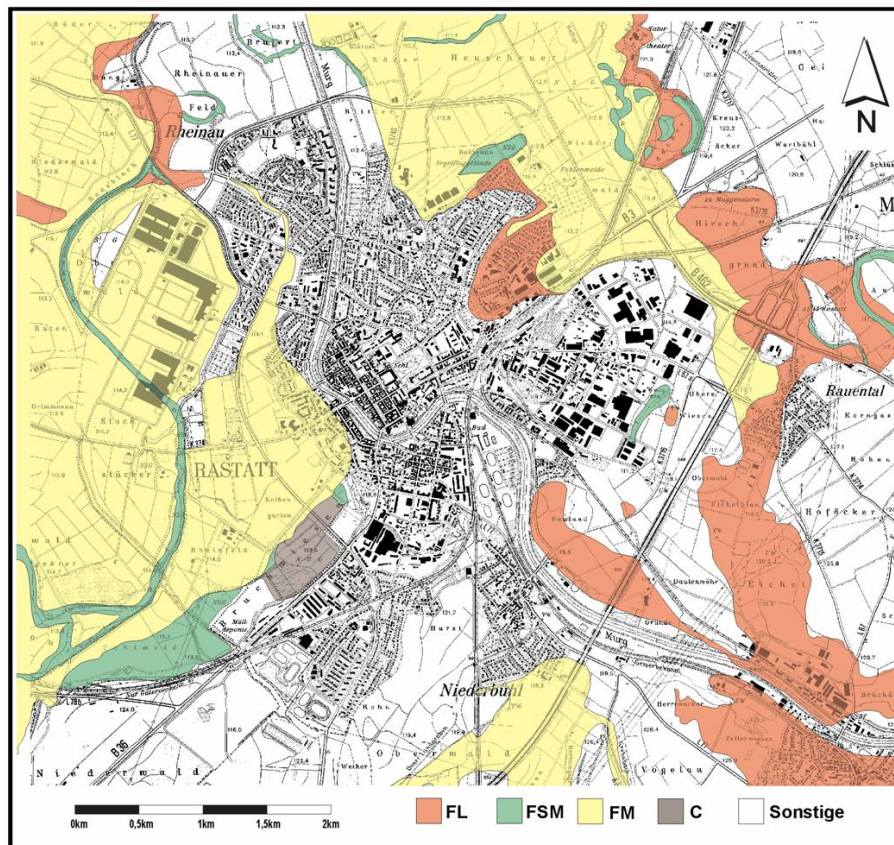


Abbildung 5.3: Karte der holozänen Fazieszonen im Arbeitsgebiet (nach Miall 1996; Osswald 2002)

Mit FL= Fine Laminated, Rinnennahe Hochflutablagerungen, FSM = Fine, Silty, Massive, Feinsedimente in Tümpel, Sümpfen und Altarmen; FM= Fine Massive, Rinnenferne Hochflutablagerungen und Restsuspension in Altarmen; C = Rich in Carbon, Moorablagerungen.

Die holozänen Auensande (**FL**) bestehen aus Sanden, Schluffen und Tonen und wurden im Einflussbereich von Fließgewässern, wie der Murg, dem Rhein und den Altrheinarmen abgelagert und haben sich oftmals bis tief in das Obere Kieslager eingegraben. In Rastatt wurden die Auensande, mit Ausnahme eines kleinen Vorkommens im Nordwesten, ausschließlich von der rezenten Murg abgelagert. Die Vorkommen weisen eine deutliche Längserstreckung entlang dem Murgverlauf auf.

Die Auenlehme (**FM**) stellen Ablagerung der Suspensionsfracht immer wiederkehrender Hochwässer und setzen sich aus ungeschichtetem Tonen und Schluffen mit Trockenrissen zusammen. Es handelt sich überwiegend um rinnenferne Fazieszone, da eine Nähe zu Fließgewässern nicht zwingend gegeben sein muss. Die Auenlehme nehmen flächenmäßig den größten Teil in Rastatt ein.

Die Fazieszonen rezenter sumpfiger Feuchtgebiete und aktive und inaktive Rinnen werden unter dem Kürzel **FSM** zusammengefasst. Sie bestehen aus ungeschichteten Schluffen und Tonen. Flächenmäßig spielen sie nur eine untergeordnete Rolle, zeichnen sich jedoch dadurch aus, dass es sich dabei um ehemalige Fließgewässer handelt und zählen daher auch zur Rinnenfazies.

Das Niedermoor am Südwestrand von Rastatt (**C**) stellt eine Besonderheit der holozänen Faziesfolge dar. Es ist aus Feinsedimenten mit hohem Organikgehalt zusammengesetzt und erstreckt sich parallel

zum Niederterrassenrand. Das Moor deutet auf einen ehemals breiten und verlandeten, bzw. vom Murgschwemmkegel abgeschnittenen Rheinarm hin.

Tektonische Einheiten im Raum Rastatt

Aus dem in Abbildung 5.4 dargestellten Profil durch die Grabenstruktur geht hervor, dass im Untergrund des Oberrheingrabens vier tektonische Einheiten nachgewiesen werden können: Grabenscholle, Zwischenscholle, Randscholle und Vorbergzone. Diese tektonischen Einheiten werden durch drei Abschiebungen voneinander getrennt. Eine dieser Störungszonen weist ein N30-35°E-Streichen auf und wird als Rastatter Verwerfung bezeichnet (Bartz 1976). Sie ist der westliche Staffelbruch der Zwischenscholle, die im Osten von einer zweiten Störungszone, der Rauentaler Verwerfung begrenzt wird. Im Osten des Oberrheingrabens schließt sich die Oberrheingraben-Randverwerfung an (Gebirgsrandverwerfung) (Eiswirth 2002). Die vertikalen Abschiebungsbeträge erreichen ca. 40 m für die Rastatter Verwerfung und ca. 10 m für die Rauentaler Verwerfung.

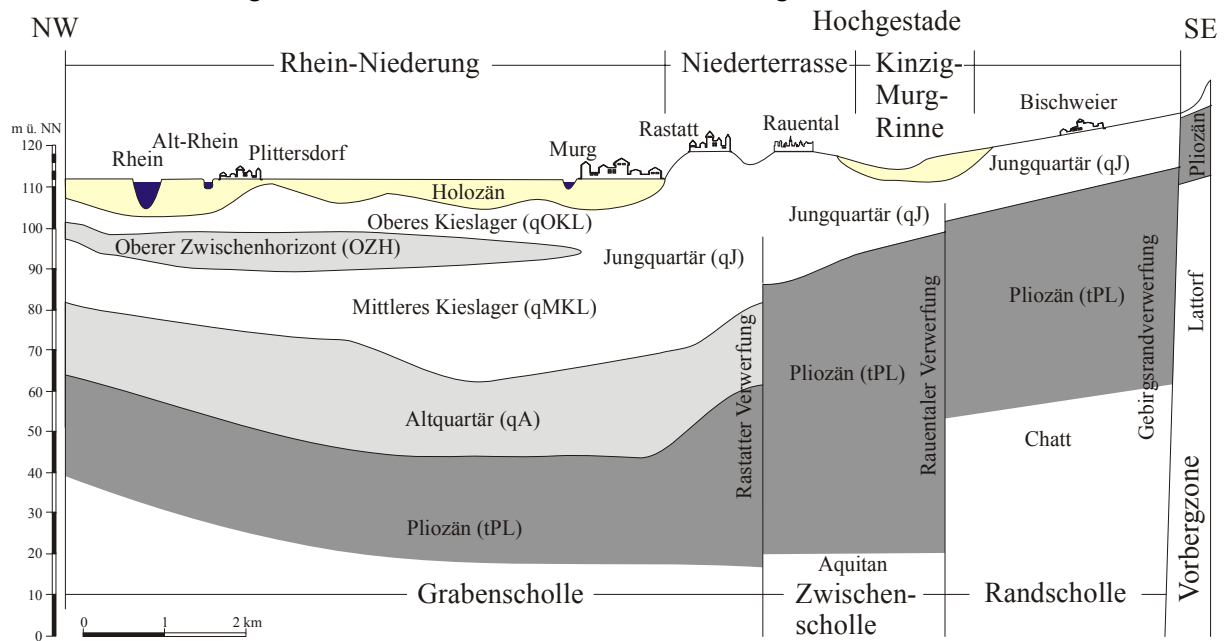


Abbildung 5.4: Bau des Grundwasserleiters (HGK Rastatt 1978; Eiswirth 2002).

5.1.4 Übersicht der hydrogeologischen Einheiten: Verbreitung und Eigenschaften

Das in Abbildung 5.5 dargestellte hydrogeologische Modell zeigt die wichtigsten Wassereintrittspunkte in das Modellgebiet in der gesamten räumlichen Erstreckung in horizontaler und vertikaler Richtung. Im Osten tritt die Vorbergzone des Schwarzwaldes in den Vordergrund, die durch den Austritt der Murg unterbrochen wird. Am westlichen Rand verläuft der Rhein, der aufgrund des guten hydraulischen Anschluss die Wasserführung der Altrheinarme im Tiefgestade steuert.

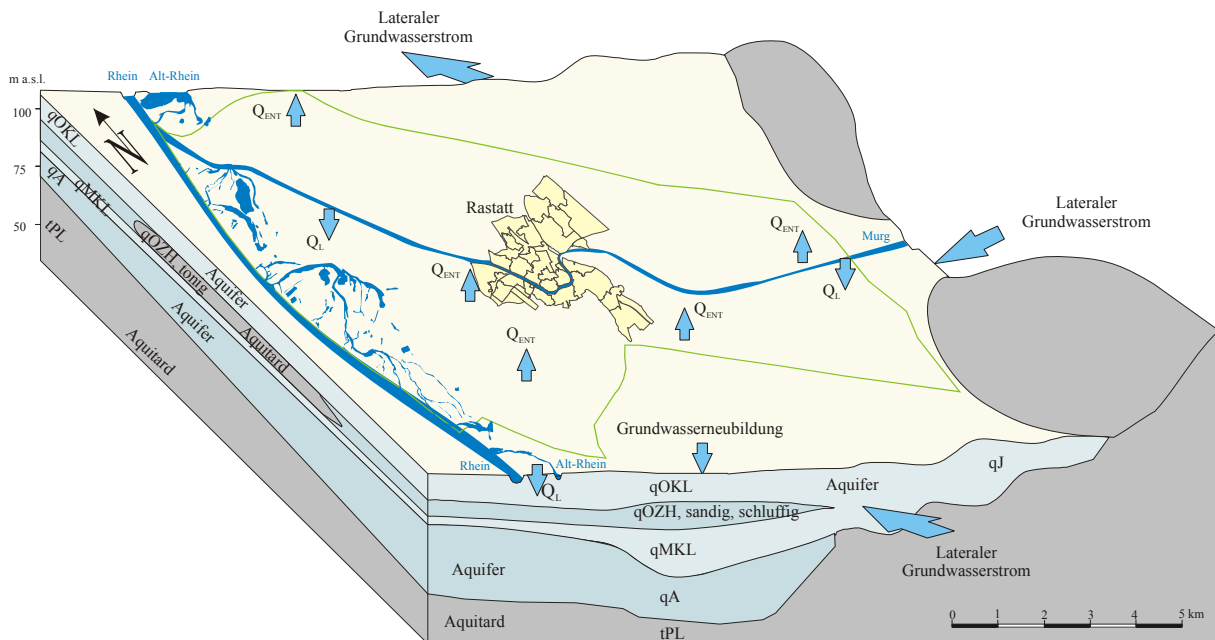


Abbildung 5.5: Hydrogeologisches Modell für den Raum Rastatt (Eiswirth 2002).

Hydrogeologische Untersuchungen zeigen, dass eine Vielzahl wasserführender Schichten im Untersuchungsgebiet vorhanden ist. Diese werden in bis zu vier wesentliche Grundwasserleiter zusammengefasst. Die Einteilung wird wie folgt vorgenommen:

- | | | |
|---|---|---------------------------------|
| Grundwasserleiter des oberen Kieslagers (qOKL) | } | Jungquartärer Grundwasserleiter |
| Grundwasserleiter des mittleren Kieslagers (qMKL) | | |
| Grundwasserleiter des Altquartärs (qA) | | Altquartärer Grundwasserleiter |
| Grundwasserleiter des Pliozäns (tPL) | | Pliozäner Grundwasserleiter |

Im Raum Rastatt beinhalten die Ablagerungen des Jungquartärs (qJ) die wichtigsten Grundwasserleiter. Es handelt sich hierbei um mächtige Sand-Kies-Vorkommen, die durch geringdurchlässige feinklastische Lagen getrennt werden. Unterhalb der Basis der jungquartären Einheiten zeigt sich eine deutliche Veränderung in der Zusammensetzung der Korngröße der Sedimente. Die Schichten werden erheblich sandiger und die Schluff- und Tonanteile nehmen zu. Diese Schichten werden als Altquartär (qA) bezeichnet. An dessen Basis erfolgt ein lithologischer Wechsel zu karbonatfreien und feinkörnigeren Sedimenten. Dieser Wechsel wird auch von einem deutlichen Farbumschlag begleitet. Die unterlagernden Einheiten werden dominiert von Sandfraktionen, in denen vereinzelt Kieslagen und mehrere Meter mächtige Schluff- und Tonlagen vorkommen und werden als Pliozän (tPL) bezeichnet. Unter den Schichten des Pliozäns (tPL) folgen Tone und Mergel des älteren Tertiärs (HGK RASTATT 1978). Das Normalprofil in der beschriebenen Form wird nicht durchgängig angetroffen, sondern ist durch Störungen und diskordante Lagerung nur lokal vollständig ausgebildet wie in Abbildung 5.6 dargestellt.

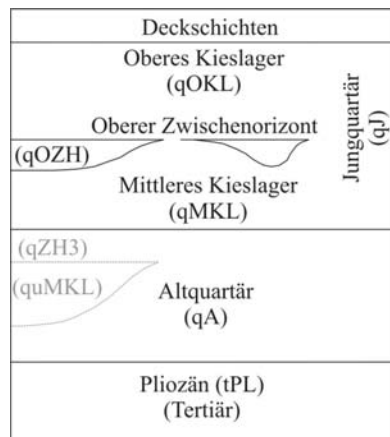


Abbildung 5.6: Lithostratigraphische Gliederung des Normalprofils der Lockergesteine im Raum Rastatt–Karlsruhe (Watzel & Ohnemus 1997, verändert).

Dieses Profil gilt jedoch nur für den westlichen Teil des Untersuchungsgebiets im Bereich der Rheinniederung. Östlich davon fehlt der Obere Zwischenhorizont (qOZH), so dass hier keine hydraulische Trennung zwischen dem Oberen Kieslager (qOKL) und dem Mittleren Kieslager (qMKL) gemacht werden kann. Im Bereich der rechtsrheinischen Niederterrasse entspricht das gesamte Quartär dem Oberen Kieslager (qOKL) (Eiswirth 2002).

Tabelle 5.1: Eigenschaften der Grundwasserleiter im Raum Rastatt (Zusammengestellt aus HGK Rastatt 1978, Watzel & Ohnemus 1997, HGK Karlsruhe-Speyer 1988).

		Mächtigkeit	Zusammensetzung	Durchlässigkeit, k_f -Wert
		[m]		[m/s]
Jung-quartär	qOKL	10-15	Kiese und Sande	$2,5 \cdot 10^{-3}$
	qOZH	0-8	Ton und Schluff, Feinsand	$4,0 \cdot 10^{-7} - 1,0 \cdot 10^{-10}$
	qMKL	max. 20	Sande und Kiese	$3,0 \cdot 10^{-4} - 1,6 \cdot 10^{-3}$
Altquartär	qA	bis 40	Sande mit hohem Schluffanteil	$1,0 \cdot 10^{-4}$
Plio­zän	tPl	bis 150	Fein- und Grobsande	$1,2 \cdot 10^{-4}$

5.1.5 Hydrogeologische Beschreibung des Untersuchungsgebiets

Klimatische Bedingungen

Klimatisch gehört das Oberrheinische Tiefland zu den begünstigten Räumen im Land Baden-Württemberg. Es herrscht ein mildes und wenig zu Extremen neigendes Klima. Die Klimawerte variieren in der Ebene nur wenig im Nord-Südverlauf. Deutlicher ist der Ost-West-Gegensatz, da das Land unmittelbar am Rhein noch im Regen- und Windschatten der Vogesen liegt. Mit Annäherung an den Schwarzwald machen sich Steigungseffekte durch höhere Niederschlagsmengen bemerkbar (BORCHERDT 1993). Der Anstieg zum Schwarzwald bewirkt im Raum Bühl z.B. eine jährliche Niederschlagssumme von 1000 mm. Das Maximum des Niederschlags fällt in den Sommermonaten, ein deutliches Merkmal des kontinentalen Klimas (REGIERUNGSPRÄSIDIUM KARLSRUHE 1999). Zur hydrologischen Charakterisierung des urbanisierten Raums Rastatt stehen Daten einer vollautomatischen Wetterstation, die sich auf dem Gelände der Verbandskläranlage Rastatt befindet, zur Verfügung. Abbildung 5.7 zeigt eine Messreihe der Temperatur und des Niederschlags die an der Wetterstation gemessen wurden.

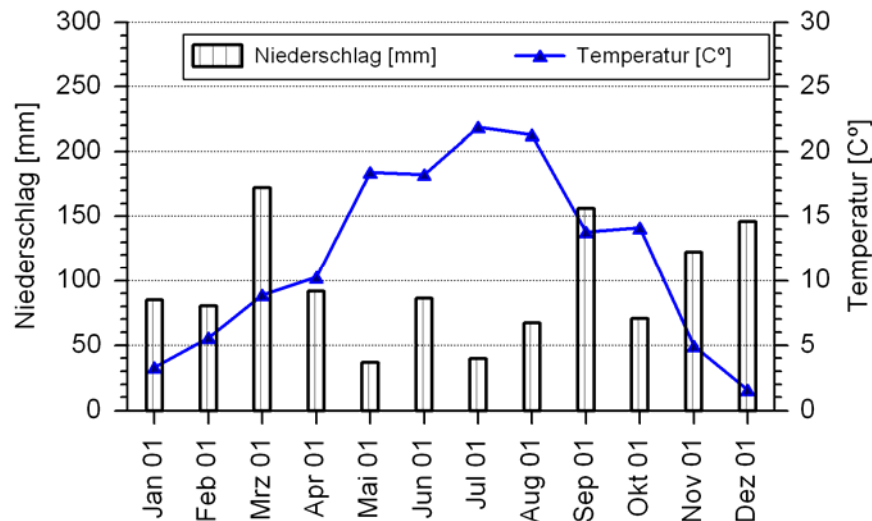


Abbildung 5.7: Mittlere monatliche Niederschlagshöhen und mittlere monatliche Temperaturen im Arbeitsgebiet (2001) (Datenquelle: Abwasserverband Murg).

Aus der Messreihe geht hervor, dass die jährliche Niederschlagshöhe in Rastatt mit 1124,5 mm im Jahr 2001 deutlich über den durchschnittlichen Niederschlagsmengen der nördlichen Oberrheinebene liegt. Diese Niederschlagshöhen lassen sich nicht mit der Annäherung an den Schwarzwald erklären, da sich die Wetterstation nicht im Bereich der Vorbergzone befindet. Bei diesen Angaben handelt es sich nicht um ein langjähriges Mittel, deshalb kann von einem überdurchschnittlich feuchten Jahr 2001 ausgegangen werden. Nach Angaben des Regierungspräsidiums liegen die mittleren Jahrestemperaturen im Oberrheinischen Tiefland bei rund 9°C. Die Sommermonate sind heiß mit Monatsmittelwerten im Juli von 18 bis 20°C, die Winter bleiben mild mit Monatsmittelwerten im Januar von über 0°C (REGIERUNGSPRÄSIDIUM KARLSRUHE 1999). Die Messungen an der Wetterstation ergaben für das Modellgebiet im Jahr 2001 eine mittlere Jahrestemperatur von 11,9°C.

Natürliche Grundwasserneubildung

Unter Grundwasserneubildung wird der Zugang von in den Boden infiltriertem Wasser zum Grundwasser verstanden (DIN 4049, Teil 3). Zur Bestimmung der Grundwasserneubildung im Modellgebiet kann auf Daten eines von der LFU betriebenen Lysimeters in Rauental zurückgegriffen werden. Der Lysimeter wurde 1964 gebaut und ist vom Typ FRIEDRICH-FRANZEN. Das Sickerwasser wird nach Passage eines 0,44 m mächtigen und ungestörten Bodenkörpers gesammelt und parallel dazu mit Regenmessern vom Typ HELLMANN (ohne Windschutz) der Niederschlag gemessen. Seit Beginn der Aufzeichnungen liegt die mittlere Sickerwassermenge bei 426,3 mm·a⁻¹ und die mittlere Niederschlagsmenge bei 909,12 mm·a⁻¹.

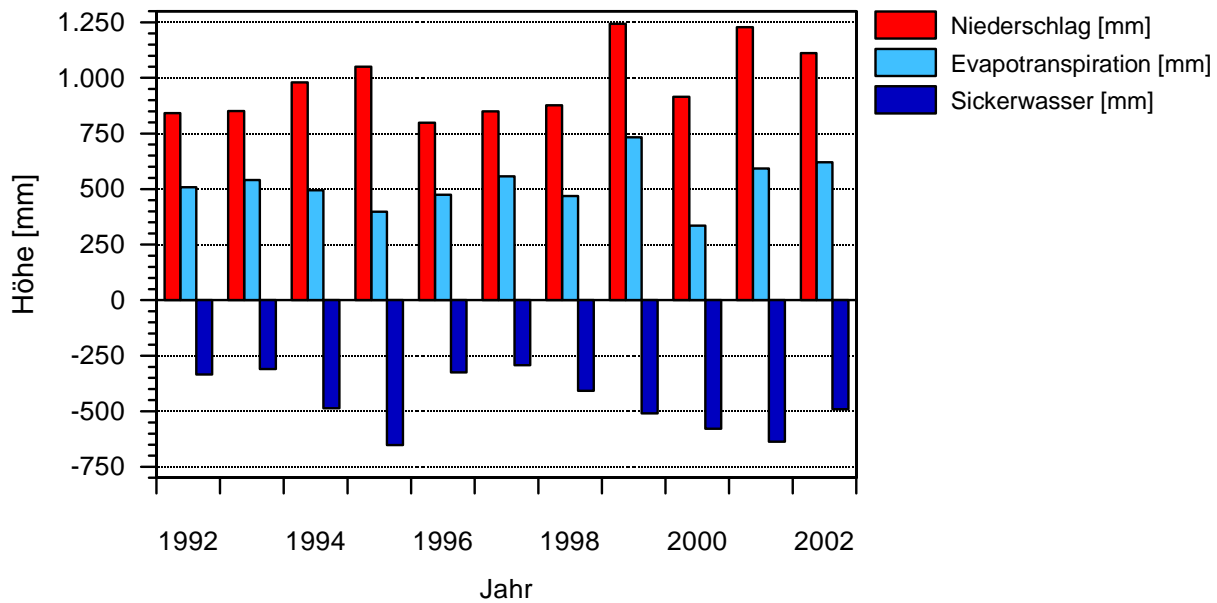


Abbildung 5.8: Niederschlags-, Evapotranspirations- und Sickerwassermengen im für den Zeitraum – 1992 – 2002 , Lysimeter Raental (Datenquelle: LFU).

Die Grundwasserneubildung ist im Wesentlichen vom Niederschlag abhängig. Dieser wird aber erst dann zum Grundwasser gezählt, wenn er den Sickerraum durchquert und die Sickerwasserfront das Grundwasser erreicht hat. Dadurch zeigt sich eine Korrelation zwischen Niederschlags- und Sickerwassermengen. Dies bedeutet, dass der Grundwasserspiegel zeitlich verzögert auf Niederschlagsereignisse reagiert. Mit steigendem Flurabstand nimmt auch die Zeit zu, die der Niederschlag benötigt, um den Sickerraum zu überwinden und um dem Grundwasser zuzufließen.

5.1.6 Industrielle Entwicklung des Raums Rastatt

Rastatt wurde ursprünglich auf den Niederungen des Rheins gegründet und geschichtlich erstmals 1084 unter dem Name Rastetten erwähnt. Aufgrund von politisch instabilen Verhältnissen zwischen 1100 bis zum Ende des 19. Jahrhunderts (Pfälzischer Krieg 1689, Badische Revolution 1848/49, etc.) wurde die Stadt mehrfach bis auf die Grundmauern niedergebrannt (Ebeling 1991). In der Zeit vom Ende des 19. Jahrhunderts bis zum Anfang des 20. Jahrhunderts treten im Siedlungsraum Rastatt die gravierendsten Veränderungen ein: demographisch und industriell. Von 1890 an siedelten sich neue Industriezweige in Rastatt an und brachten der Stadt Arbeitsplätze und damit ansteigenden Wohlstand. In diese Phase fällt auch der Bau der jüdischen Synagoge in Rastatt. Mit dem Ersten Weltkrieg und der darauf folgenden Weltwirtschaftskrise wurde der wirtschaftliche Aufschwung abrupt gestoppt. Arbeitslosigkeit, Wohnungsnot und Armut dominierten in den folgenden Jahrzehnten das Leben in der Grenzstadt. Mitte der 20-er Jahre stellte sich ein wirtschaftliches Wachstum ein, das von einem deutlichen Bevölkerungszuwachs begleitet wurde. 1930 zählte Rastatt 15 000 Einwohner und 38 Fabriken mit jeweils mehr als 20 Angestellten. Im Zweiten Weltkrieg wurde Rastatt aufgrund der strategischen günstigen Lage, stark unter Beschuss genommen und nach Angriffen aus dem Elsass und Luftangriffen zu einem Drittel zerstört. In den Jahren nach dem Zweiten Weltkrieg, während des Wiederaufbaus bekam Rastatt das heutige Aussehen.

Von 1950 an erlebte Rastatt einen erneuten wirtschaftlichen Aufschwung. Durch die Ansiedelung von Industrien wurden zahlreiche Arbeitsplätze geschaffen, was zu einem deutlichen Bevölkerungszuwachs führte. In unmittelbarer Nachbarschaft zum Stadtkern entwickelten sich neue Stadtviertel, die mit neu angelegten Straßenzügen miteinander verbunden wurden. Lag die Bevölkerungszahl 1945 bei 12 000 Einwohnern, so stieg diese 1958 auf 23 000 an. Die in den Jahren 1971-75 durchgeführte Gebietsreform des Landes Baden-Württemberg führte zur Eingemeindung der benachbarten Ortschaften Ottersdorf, Wintersdorf, Plittersdorf, Raental und Niederbühl. Damit zählte die Stadt Rastatt am Ende 39 000 Einwohner. In den 70ern begann Rastatt die Probleme der Stadtsanierung anzugehen. Mit dem Ziel eine Grundlage für eine bessere und ansteigende Lebensqualität zu schaffen, wurden

verkehrsberuhigte Bereiche ausgewiesen und viele ältere einstöckige Häuser mussten neuer Architektur weichen. In Abbildung 5.9 ist die Siedlungsstruktur anhand der einzelnen Gebietsentwicklungsphasen dargestellt.

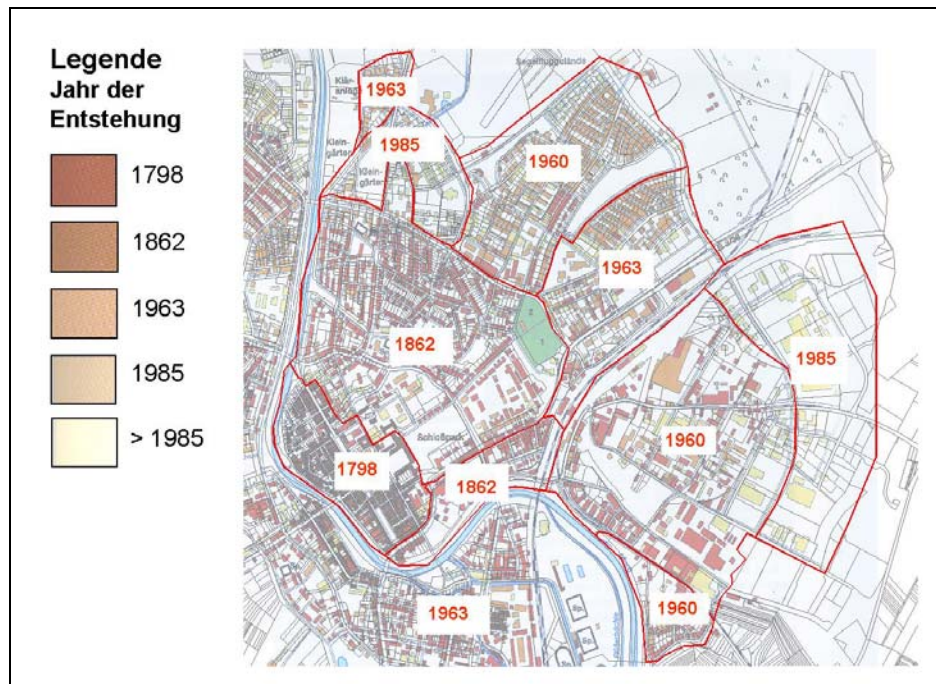


Abbildung 5.9: Siedlungsgeschichte von Rastatt mit den jeweiligen Entwicklungsphasen (aus Klinger et al. 2006, verändert nach Schweinfurth et al. 2002).

Die Industrieregion, die sich in und um den Raum Rastatt entwickelte, zählt heute zu den stärksten in Europa. Für Unternehmen fast jeglicher Größe waren gute Voraussetzungen gegeben, was zu zahlreichen Neuansiedlungen im urbanen Raum führte. Der Wirtschaftsstandort ist geprägt durch eine lange Tradition metallverarbeitender Betriebe, so z.B. Stierlen-Maquet und Diana, sowie dem Autoteilezulieferer Berga. Maßgeblichen Beitrag zur industriellen Entwicklung von Rastatt leistete die Ansiedlung eines Mercedes Werkes in Rastatt. Nach der Eröffnung des Werkes 1992 wurde zunächst die E-Klasse gefertigt. 1993 beschließt DaimlerChrysler die Serienfertigung der A-Klasse, die 1997 aufgenommen wird. DaimlerChrysler als größtes Unternehmen in Rastatt beherbergt auf dem Gelände, im südwestlichen Teil von Rastatt noch neun weitere Autoteilezulieferer im sogenannten Industriepark. Seit Sommer 2005 wird auch die neu eingeführte B-Klasse in Rastatt gefertigt. Neben den alteingesessenen Unternehmen kamen in den letzten Jahren neue Unternehmen hinzu wie Landis Gyr mit Wärme- und Regeltechnik oder dem PKW Montagewerk von BWR Bizerba. Neben den genannten Großunternehmen finden sich in und um Rastatt zahlreiche mittelständische Unternehmen und kleinere Handwerksbetriebe, die ebenso zur Wirtschaftsregion gehören. Im Zuge der wirtschaftlichen Entwicklung wird durch aktive Unterstützung versucht neue mittelständische Betriebe im Raum Rastatt anzusiedeln.

5.1.7 Wasserversorgung in Rastatt

Wasserwerke in Rastatt

Die Wasserversorgung für die ca. 47 500 Einwohner in Rastatt stammt aus insgesamt drei Wasserwerken, die sich um Rastatt anordnen: Raental liegt dabei östlich, Niederbühl süd-östlich und Ottersdorf westlich des Stadtgebiets von Rastatt. Alle drei Wasserwerke liegen im Grundwasserzuström des Stadtgebiets, so dass ein Einfluss urbaner Aktivität nicht nachzuweisen ist. Die Lage der Wasserwerke, deren Brunnen und die dazugehörigen ausgewiesenen Wasserschutz-zonen sind in Abbildung 5.10 dargestellt.

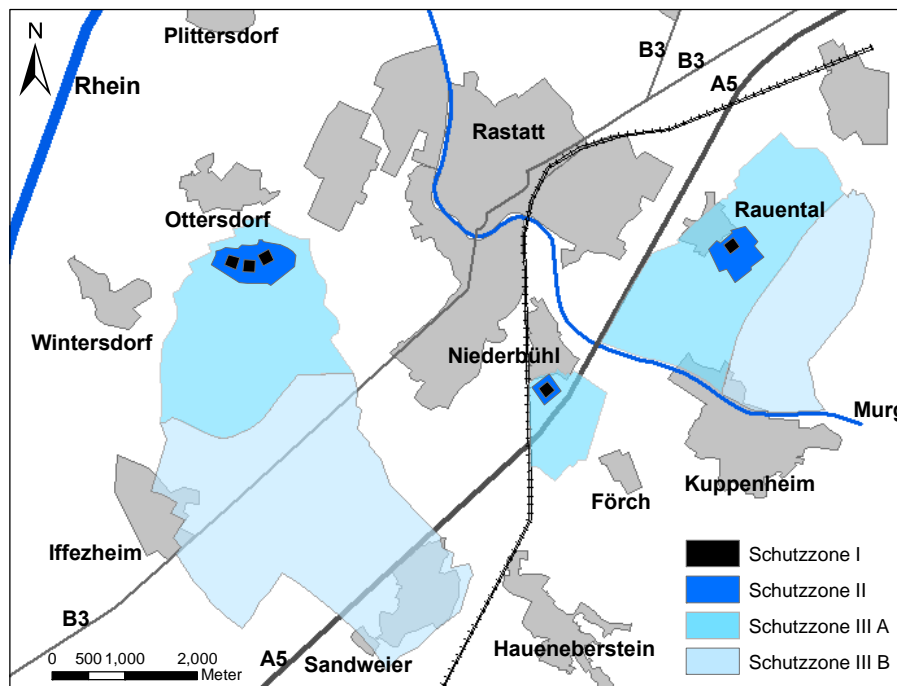


Abbildung 5.10: Übersicht der Wasserschutzgebiete der Wasserwerke Ottersdorf, Raental und Niederbühl.

Das Wasserwerk **Raental** wurde 1901 im Auftrag der Stadt und der Leitung der Wasser und Bauinspektion erbaut. Am 1. Januar 1902 wurde das Wasserwerk in Betrieb genommen. Rastatt besaß damit erstmalig eine moderne, leistungsfähige und den hygienischen Anforderungen genügende Wasserversorgung. Die Wasserförderung erfolgte ursprünglich durch Dampfmaschinen angetriebene Kolbenpumpen, die im Laufe der Zeit durch elektrisch betriebene Kreiselpumpen ersetzt wurden. 1975 wurde eine Entsäuerungsanlage eingebaut. Durch die Zugabe von Kalkwasser wird die überschüssige Kohlensäure des Grundwassers gebunden. Die Wasserhärte erhöht sich dabei von 7 auf 11°dH. Dadurch werden Korrosionsvorgänge in den Versorgungsleitungen unterbunden. Im Jahr 1990 wurde das Werk modernisiert und erweitert. Ein Wasserbehälter wurde angebaut und eine zweite Förderstufe installiert. Damit wurde die Abgabeleistung auf 360 m³/h angehoben und der Wasserdruck erhöht. Das Einzugsgebiet des Wasserwerks Raental erstreckt sich von Raental in Richtung Murgtal, wobei die grundwasserführenden Schichten aus kalkarmen Gesteinen (Granit Gneis, Sandstein), die von der Murg abgelagert wurden aufbaut sind (star.Energiewerke 2002).

Nach eingehenden hydrogeologischen Untersuchungen wurde 1951 im Uchtwald auf der Gemarkung Niederbühl eine Versuchsbohrung durchgeführt. Nachdem ein Dauerpumpversuch einwandfreies Trinkwasser in ausreichender Menge lieferte, wurde der Bau des Wasserwerks **Niederbühl** beschlossen. Das Wasserwerk wurde 1954 in Betrieb genommen und liefert seitdem Trinkwasser, das weder aufbereitet noch gechlort werden muss. Der Versorgungsanteil des Wasserwerks beträgt rund 20 %. Das Einzugsgebiet des Wasserwerks Niederbühl liegt in der Kinzig-Murg Rinne. Die Deckschichten

bestehen hier aus wenig durchlässigen lehmhaltigen Schichten. Das Einzugsgebiet reicht von der Kinzig-Murg-Rinne ausgehend bis Förch und wird landwirtschaftlich intensiv genutzt. Die Schichten in denen der Brunnen verfiltert ist, setzen sich aus kalkhaltigen alpinen Kiesen zusammen.

Um die Wasserversorgung für die kommenden Jahrzehnte zu gewährleisten, wurden seit 1964 Probebohrungen in verschiedenen Gebieten durchgeführt. Insgesamt acht Aufschlussbohrungen wurden zwischen Rheinhochwasserdamm und dem Riedkanal westlich von Rastatt abgeteuft. Das Gewann Grübig und der Oberwald auf der Gemarkung Rastatt-Ottersdorf wurden als günstigstes Wassergewinnungsgebiet ermittelt. Das Wasserwerk **Ottersdorf** wurde am 23. März 1977 in Betrieb genommen. Das Grundwasser wird aus drei Brunnen gefördert und enthält aufgrund des geologischen Aufbaus des Grundwasserleiters geringe Mengen an Eisen und Mangan und ist nahezu sauerstofffrei. Zur Entfernung dieser Stoffe wird eine Aufbereitung durchgeführt. Das Rohwasser wird zunächst in einem Oxidator mit Luftsauerstoff vermischt, was die Flockung des Eisens und Mangans bewirkt. Die Flockungsrückstände werden in sechs mit Quarzsand gefüllten Schnellfiltern zurückgehalten. Aus zwei Reinwasserbehältern wird das Trinkwasser mit druckgeregelten Netzpumpen in das Versorgungsnetz abgegeben. Das Wasserwerk Ottersdorf deckt rund 70 % des gesamten Wasserbedarfs im Versorgungsgebiet der Stadt Rastatt. Das Einzugsgebiet beginnt in den Rheinauen und erstreckt sich über die Niederterrasse bis Sandweier. Der Grundwasserleiter besteht in diesem Bereich aus kalkreichen Kiesen deren Schichtmächtigkeiten bei den Brunnen des Wasserwerks ca. 60 m betragen. Die Deckschichten im Einzugsgebiet sind unterschiedlich: in der Rheinaue sind die Deckschichten lehmig, auf der Niederterrasse sandig. Der größte Teil des Einzugsgebiets ist bewaldet (Eiswirth 2002). Der Betrieb des Wasserwerkes Ottersdorf erfolgt wie in Rauental und Niederbühl automatisch und wird von der zentralen Netzleitstelle der star.Energiewerke Rastatt überwacht. Tabelle 5.2 zeigt die Historie der Wasserversorgung und die wasserwerksspezifischen Eckdaten.

Tabelle 5.2: Wasserwerke im Stadtgebiet Rastatt (Quelle: star.Energiewerke 2002).

Eigenschaften ↓	Wasserwerk		
	Raental	Niederbühl	Ottersdorf
Inbetriebnahme	1. Januar 1902	1. Juni 1954	23. März 1977
Versorgungsgebiet	Stadtteil Rauental, Industriegebiet Lochfeld	Stadtteil Niederbühl, Kernstadt	Kernstadt, Ortsteile Wintersdorf, Ottersdorf, Plittersdorf
Brunnen	1 Schachtbrunnen	1 Vertikalbrunnen	3 Vertikalbrunnen
Tiefe [m. u. GOK]	16,7	20,0	36-55
Filterdurchmesser [m]	2,7	1,0	1,0
Pumpen	2 Unterwasserpumpen	2 Unterwasserpumpen	2 Unterwasserpumpen je Brunnen
Förderung	Q= 140 m ³ /h, p= 2 bar Q= 130 m ³ /h, p= 6 bar	Q= 120 m ³ /h, p= 5 bar Q= 180 m ³ /h, p= 5 bar	Q= 205 m ³ /h, p= 2 bar
Wasseraufbereitung	Bindung überschüssiger Kohlensäure durch Kalkhydrat, Erhöhung der Wasserhärte von 7 auf 11°dH	Direkt ins Versorgungsnetz	Filteranlage zur Entfernung von Eisen und Mangan, 1 Oxidator (Ø 1,6m), Filterkessel (Ø 3,7m)
Netzpumpen	3	1	4
Einspeisung [m ³ /h]	120	120	450
Einspeisedruck [bar]	4,5	5,0	4,5

Wasserqualität des Grundwassers in Rastatt

Aufgrund der unterschiedlichen Grundwasserbeschaffenheit wird das Versorgungsgebiet der Stadt Rastatt in drei Zonen aufgeteilt. Die Zone 1 wird zu 100 % aus den Wasserwerken Ottersdorf und Niederbühl versorgt und umfasst die Bereiche des Stadtkerns und die Stadtteile Niederbühl, Wintersdorf, Ottersdorf und Plittersdorf. Ca. 80 % der Versorgung stammen dabei aus dem Wasserwerk Ottersdorf, 20 % aus Niederbühl. Die Wasserhärte des in die Versorgungszone 1 eingespeisten Grundwassers beträgt 18,7°dH und liegt damit im Härtebereich 3. Zur Zone 2 gehören die Stadtteile Rauental und das Industriegebiet Lochfeld deren Wasserbedarf durch das Wasserwerk Rauental gedeckt wird. Das geförderte Grundwasser liegt hier mit 11,6°dH im Härtebereich 2. Zone 3 bildet das Gebiet um den Stadtteil Förch. Die Wasserversorgung stammt vom dortigen Wasserwerk des Wasserversorgungsverbandes Vorderes Murgtal und liegt im Härtebereich 3 (>15°dH). Anhand der in Tabelle 5.3 aufgeführten Konzentrationen kann deutlich der höhere Grad der Mineralisierung der Wasserwerke Niederbühl und Ottersdorf aufgezeigt werden. Die Ergebnisse der Trinkwasseruntersuchungen zeigen jedoch, dass die von der Trinkwasserverordnung vorgeschriebenen Grenzwerte für alle Stoffe eingehalten bzw. deutlich unterschritten werden.

Tabelle 5.3: Konzentrationen im geförderten Grundwasser der einzelnen Wasserwerke (Daten: star.energiewerke).

Parameter	Einheit	Wasserwerk			Grenzwerte nach TVO
		Rauental	Niederbühl	Ottersdorf	
Temperatur	[°C]	11,1	11,5	11,3	-
pH-Wert	[-]	7,65	6,89	7,19	6,5-9,5
Sauerstoff	[mg/L]	9,4	4,4	9,4	-
Gesamthärte	[°dH]	11,6	19,6	17,8	-
Härtebereich	[-]	2	3	3	-
Calcium (Ca ²⁺)	[mg/L]	68,9	114,0	104,0	400
Magnesium (Mg ²⁺)	[mg/L]	8,5	16,1	14,1	-
Natrium (Na ⁺)	[mg/L]	7,4	11,1	8,6	200
Kalium (K ⁺)	[mg/L]	1,4	4,1	1,0	-
Ammonium (NH ₄ ⁺)	[mg/L]	< 0,01	0,051	0,011	0,5
Nitrat (NO ₃ ⁻)	[mg/L]	35,1	23,8	4,3	50
Nitrit (NO ₂ ⁻)	[mg/L]	<0,01	<0,01	<0,01	0,5
Sulfat (SO ₄ ²⁻)	[mg/L]	30,4	35,8	36,4	240
Phosphat (PO ₄ ³⁻)	[mg/L]	0,099	<0,03	<0,03	-
Eisen (Fe ²⁺)	[mg/L]	0,03	<0,03	<0,03	0,2
Mangan (Mn ²⁺)	[mg/L]	<0,005	<0,005	<0,005	0,05
Chlorid (Cl ⁻)	[mg/L]	21,6	18,4	17,1	250
Fluorid (F ⁻)	[mg/L]	<0,02	<0,02	<0,02	1,5

Wasserversorger und Trinkwassernetz

Die öffentliche Wasserversorgung in Rastatt obliegt der star.Energie GmbH. Das Unternehmen entstand im Januar 2003 aus dem öffentlichen Sektor und versorgt die Bewohner neben dem Trinkwasser auch mit Gas, Strom, Wärme. Zur Versorgung der rund 47 500 Einwohner in Rastatt ist ein Rohrnetz von über 190 km Länge verlegt. Abbildung 5.11 zeigt eine Übersicht des Trinkwassernetzes im Stadtgebiet Rastatt, das hauptsächlich mit Grundwasser aus dem Wasserwerk Otterdorf versorgt wird.

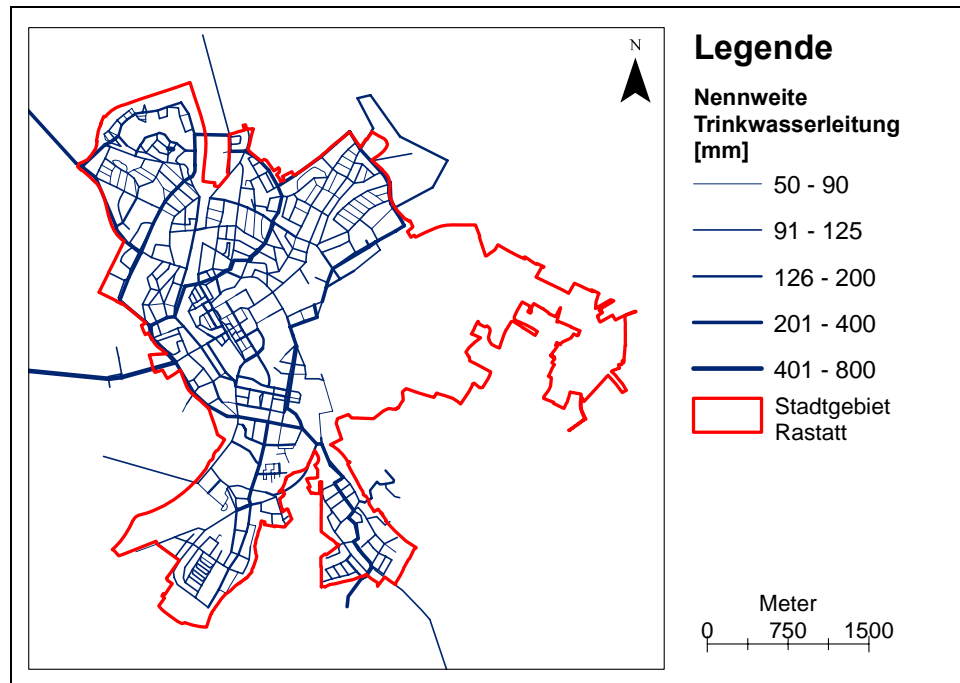


Abbildung 5.11: Trinkwasserversorgungsnetz in Rastatt (Quelle: Star.Energiewerke Rastatt).

Die geschichtliche Entwicklung des Wasserversorgungsnetzes und die Anzahl der Hausanschlüsse ist in Tabelle 5.4 aufgelistet. Der größte Zuwachs an Anschlüssen war zwischen den Jahren 1960 und 1980 zu verzeichnen und geht mit dem Bevölkerungszuwachs in Rastatt einher.

Tabelle 5.4: Entwicklung des Wasserversorgungsnetzes in Rastatt.

Jahr →	1705	1840	1882	1902	1920	1940	1960	1980	2001
Anzahl der Hausanschlüsse	9	51	81	443	1 100	1 548	2 771	6 614	7 511
Entwicklung des Rohrnetzes (Länge in km)	1,2	5,0	8,8	25,0	32,0	45,0	76,7	164,1	193,8

Für das Trinkwassernetz in Ottersdorf, Plittersdorf, Wintersdorf Kernstadt und Niederbühl wurde insgesamt eine Länge von 163,29 km festgestellt. Die Versorgungsrohre weisen dabei einen Innendurchmesser von 50 – 800 mm auf. Leitungsabschnitte mit einem Durchmesser von 100 mm kommen auf die Länge bezogen am häufigsten in diesen Stadtteilen vor (Tabelle 5.5). Nennweiten von 800 mm treten insbesondere bei den Zuleitungen aus dem Wasserwerk Ottersdorf auf.

Tabelle 5.5: Länge des Versorgungsnetzes des Kernstadtgebiets, Ottersdorf, Wintersdorf und Plittersdorf.

Rohrdurchmesser DN [mm]	Anzahl Trinkwasserrohre	Länge [km]	Anteil [%]
< DN 100	155	18,30	11,20
DN 100	488	59,79	36,61
DN 125	238	29,38	17,99
DN 150	185	22,45	13,74
DN 200	38	4,12	2,52
DN 300 - 800	123	29,25	17,91
Σ Gesamt	1227	163,29	100

Die Versorgungsleitungen bestehen aus duktilem Gusseisen, die zum Schutz vor Korrosion innen mit Zementmörtel ausgekleidet sind. Das Material der Anschlussleitungen besteht aus vernetztem Polyethylen. Ca. 1.650 Hydranten sind über das Stadtgebiet verteilt und dienen bei Bedarf zur Löschwasserentnahme. Der Jahresverbrauch beläuft sich im Durchschnitt auf ca. 2,7 Mio. m³ pro Jahr, wobei annähernd 100 % aus dem umliegenden Grundwasserleiter gewonnen wird (Tabelle 5.6). Seit 1990 werden ca. 20 000 m³ pro Jahr importiert bzw. zugemischt. Erwähnenswert ist die Tatsache, dass sich der gesamte Jahresverbrauch von durchschnittlich 2,7 Mio. m³/y von 1985 bis 2004 nur geringfügig verändert hat, obwohl die Anzahl der Hausanschlüsse und die Einwohnerzahl deutlich von 39 700 (1985) auf 47 600 (2004) angestiegen ist. Die Abnahme des Wasserverbrauchs pro Kopf erklärt sich durch eine effizientere Versorgungstechnik der industriellen Betriebe und der privaten Nutzer. Entscheidend dazu beigetragen hat ebenso der bewusste Umgang mit dem Gut Wasser. Der spontane Bevölkerungszuwachs zwischen 1985 und 1990 lässt sich mit dem Ausbau des Mercedes Werkes in Rastatt in Verbindung bringen.

Tabelle 5.6: Entwicklung der Trinkwasserversorgung in Rastatt von 1985-2004 (Quelle: star.Energiewerke, Amt für Stadtmarketing der Stadt Rastatt).

		1985	1990	1995	2000	2004
GW-Förderung	m ³ /y	2 636 000	2 857 900	2 745 174	2 730 623	2 530 165
TW- Import	m ³ /y	-	19 820	20 830	19 190	18 570
GW-Förderung + Import	m ³ /y	2 636 000	2 877 720	2 766 004	2 749 813	2 548 735
Wasserverbrauch total	m ³ /y	2 402 000	2 402 000	2 550 836	2 475 933	2 456 000
Einwohner		39 700	48 000	46 857	45 655	47 596

Trinkwassernetzverluste

Die Trinkwassernetzverluste werden von den star.Energiewerke Rastatt in regelmäßigen Abständen ermittelt und sind für den Zeitraum 1996 - 2000 in Tabelle 5.7 aufgeführt. Die Verluste schwanken zwischen 7,76 % und 12,84 % in Bezug auf das gesamte Versorgungsvolumen. Werden die Verlustmengen mit der Versorgungsfläche korreliert, ergibt sich eine zusätzliche Grundwasserneubildungsrate von 10,2 bis 15,8 mm.

Tabelle 5.7: Trinkwassernetzverluste und assoziierte Grundwasserneubildung bezogen auf das gesamte Versorgungsgebiet (Datenquelle: star.Energiewerke Rastatt)

Jahr	TW abgegeben		Netzverluste		GW-Neubildung
	Menge		Menge		durch Netzverluste
	m ³ /a	mm/y	%	m ³ /a	mm/y
1996	2 579 000	152,7	11,32	291 943	15,8
1997	2 498 000	147,7	9,27	231 565	12,5
1998	2 434 000	144,5	7,76	188 878	10,2
2000	2 475 933	147,0	12,84	317 910	17,2

Obwohl die Netzverluste über das gesamte Versorgungsgebiet bekannt sind, wurde die Schadenverteilung in den Wasserversorgungsleitungen noch nicht im Detail untersucht. Geplant sind ausgedehnte Druckprüfungen des Netzes, die sektorenweise durchgeführt werden. Die Problematik bzw. die Notwendigkeit einer genauen Ermittlung und Instandhaltung ergibt sich aus der Tatsache, dass die Kosten der Netzverluste auf die Endverbraucher umgelegt werden. Der Betreiber steht damit in der Pflicht, die Verluste so gering wie möglich zu halten. Eine Grundwasserneubildungsrate von ca. 12 - 13 mm im gesamten Versorgungsgebiet wird aufgrund der Angabe, dass 10 % der durchgeleiteten Menge im Untergrund versickern, abgeschätzt. Es kann jedoch angenommen werden, dass in Stadtteilen mit großer Einwohnerzahl mit größeren Trinkwassernetzverlusten von bis zu 55 - 74 mm/y gerechnet werden kann. In Verbindung mit hohen Versiegelungsgraden, wie sie im Stadtzentrum anzutreffen sind, können dann die Netzverluste zum größten Teil zur Grundwasserneubildung beitragen.

Im Europäischen Vergleich besitzt Deutschland mit durchschnittlich 7,3 % die mit Abstand geringsten Trinkwasserverluste in Europa. England und Wales liegen mit 19,2 Prozent und Frankreich mit 26,4 % deutlich darüber. Allein die Wasserverluste in Frankreich entsprechen dabei rund 25 % der Gesamtabgabemenge an Trinkwasser in Deutschland (BGW 2005). Der Wasserversorger in Rastatt liegt mit den angegebenen Verlusten nur unwesentlich über dem bundesweiten Trend-

5.1.8 Wasserentsorgung in Rastatt

Kanalisationsnetz

Nach Angaben der zuständigen Behörden sind in Rastatt, einschließlich aller Eingemeindungen, über 99 % aller Anwesen an die öffentliche Kanalisation angeschlossen. Damit liegt Rastatt über dem bundesweit durchschnittlichen Anschlussgrad von 93-95 % (Statistisches Bundesamt 2003). Nach der Sammlung der häuslichen und industriellen Abwässer werden diese auf die Verbandkläranlage Rastatt am nördlichen Stadtrand geleitet. Nach einer mechanischen, biologischen und chemischen Reinigung werden diese in die Murg, die in diesem Bereich die Vorflut darstellt direkt eingeleitet. Das Gruppenklärwerk Rastatt wurde 1976 in Betrieb genommen und ist derzeit für 137 783 Einwohner (EW) + Einwohnergleichwert (EWG) ausgelegt. Das Kanalnetz weist insgesamt eine Länge von 253,63 km auf, wobei die größten Teile des Stadtgebiets im Mischsystem entwässert werden. Wie aus Abbildung 5.12 hervorgeht wird insbesondere die Kernstadt um das Schloss im Mischsystem entwässert.

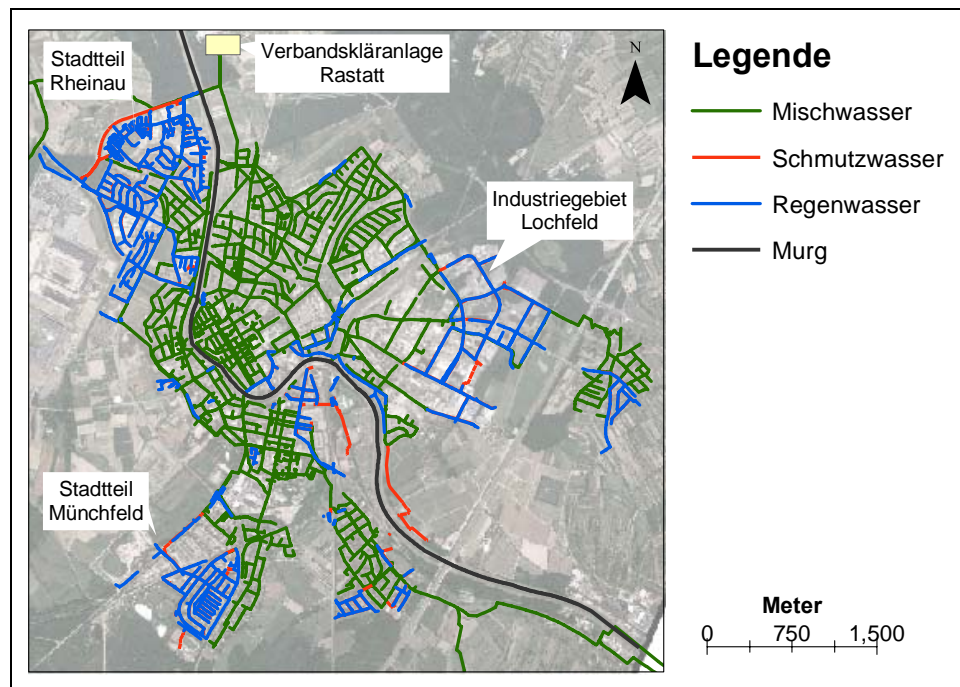


Abbildung 5.12: Kanalnetz des kommunalen Entwässerungssystems im Stadtgebiet Rastatt.

In den 60er Jahren wurde in Rastatt dann erstmals ein getrenntes Entwässerungssystem in den Neubaugebieten Münchfeld und Rheinau-Nord und in dem ebenfalls in den 60-ern erschlossenen Neubaugebiet Lochfeld, im Nordosten der Stadt verlegt. Die Mischwasserkanalisation erreicht eine Länge von 140,65 km (siehe Tabelle 5.8). Das Schmutzwassernetz ist ca. 47,43 km. Die Regenwasserkanalisation ist mit 65,55 km ca. 20 km länger. Dieser Umstand ergibt sich, da die Oberflächenabflüsse an mehreren Punkten aus dem Stadtgebiet abgeführt werden. Im Stadtgebiet Rastatt existieren insgesamt 13 Regenüberläufe, wovon 8 direkt in die Murg münden. Das Schmutzwasser hingegen wird abstromig dem Mischwasser zugeführt.

Tabelle 5.8: Kanalisation die an in die Verbandkläranlage Rastatt angeschlossen ist (nach Auswertung der Datensätze des Tiefbauamts Rastatt).

	Mischwasser	Schmutzwasser	Regenwasser
Anzahl der Haltungen	3 392	1 294	1 750
Länge [km]	140,65	47,43	65,55
Länge gesamt [km]	253,63		

Die Durchmesser der einzelnen Haltungsabschnitte reichen von DN 150 bis max. DN 2000. Die prozentual am Häufigsten verlegten Rohrgrößen sind DN 300 – DN 500 (Eiswirth 2002). Die Rohre des Rastatter Kanalnetzes bestehen im Wesentlichen aus Beton, wie in den meisten Städten der Bundesrepublik auch. Stahl- und Stahlbetonrohre nehmen die zweit- und drittgrößten Anteile an. Zum Alter der Kanalisation wurden bis in die 90er Jahre keine Angaben gemacht, weshalb z.B. eine Korrelation von Kanaldefekten mit dem Verbaualter nur schwer möglich ist.

Zustand der Kanalisation in Rastatt

Um der Forderung der Eigenkontrollverordnung der Länder Folge zu leisten (EKVO 2001), hat die Stadt Rastatt bis zum Jahre 2003 bereits 208 km des Entwässerungsnetzes im Stadtgebiet mittels Kamera-Zustandsbefahrungen erfasst. Die Schäden wurden nach ATV-M 143 klassifiziert und Sanierungsprioritäten zugeordnet. Abbildung 5.13 gibt eine Übersicht über die Schadensverteilung.

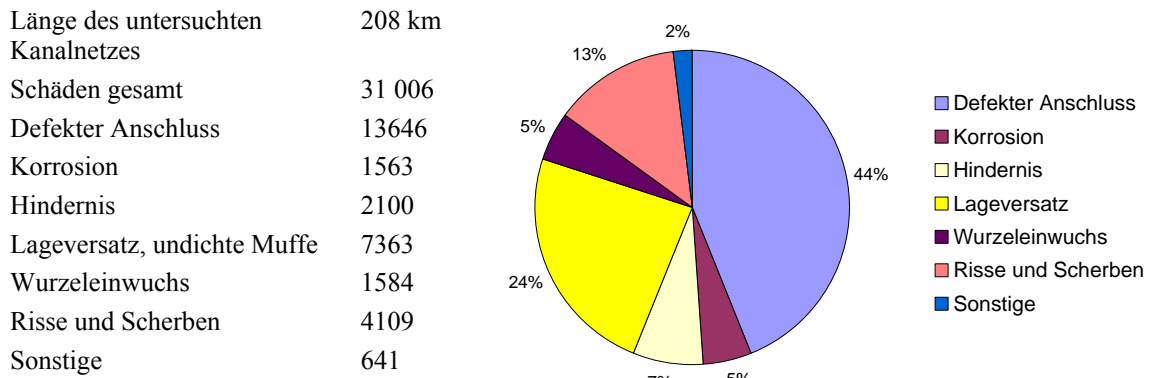


Abbildung 5.13: Aufgenommene Schadensbilder der Rastatter Kanalisation (nach Wolf et al. 2004).

Auffällig häufig tritt das Schadensbild „schadhafter Anschluss“ mit 44 % auf. Damit folgt Rastatt dem bundesweiten Trend, liegt allerdings deutlich über dem bundesweiten Schnitt von 20 %. Muffenversätze bzw. Lageabweichungen schlagen insgesamt mit 24 % zu Buche und liegen auch deutlich über dem bundesweiten Durchschnitt (DWA 2004). Anhand der prozentualen Verteilung der Schadensbilder an den Gesamtschäden zeigt sich, dass sich des Weiteren Schadensursachen aus Rissen und Scherbenbildung, Hindernissen, Korrosion und Wurzeleinwüchsen ergeben.

5.2 Langzeituntersuchungen der Exfiltration an einem realen Kanaldefekt: Teststrecke Kehler Straße

5.2.1 Zielsetzung und Bauvorhaben

Die in Kap. 4.2.3 zitierten Untersuchungen mit dem Ziel die Exfiltrationsprozesse aus defekten Abwasserkanälen zu beschreiben, bzw. die Sickerwassermengen zu quantifizieren wurden im Labor oder auf eigens für die Fragestellung künstlich eingerichteten Versuchstrecken durchgeführt. Um die realen Randbedingungen zu simulieren, wurden die Versuche unter Verwendung von normalem und künstlichem Abwasser, in Abwasserrohren mit verschiedenen Durchmessern und mit Schäden die in Lage und Größe variieren durchgeführt. Untersuchungen an einem realen Kanalschaden an dem die Exfiltration quantitativ und qualitativ beschrieben werden kann, fehlen bisweilen. Mit der Errichtung einer Teststrecke an einem aktiven Schmutzwasserkanal, wurde daher die Abwasserversickerung unter laufendem Betrieb aus einem künstlich geschaffenen Leck definierter Größe und Lage untersucht. Ein Schwerpunkt lag u.a auf der quantitativen und hydrochemischen Bewertung der räumlichen und zeitlichen Variationen in Boden- und Sickerwasser. Abbildung 5.14 zeigt einer Aufsicht des ursprünglichen Bauvorhabens.

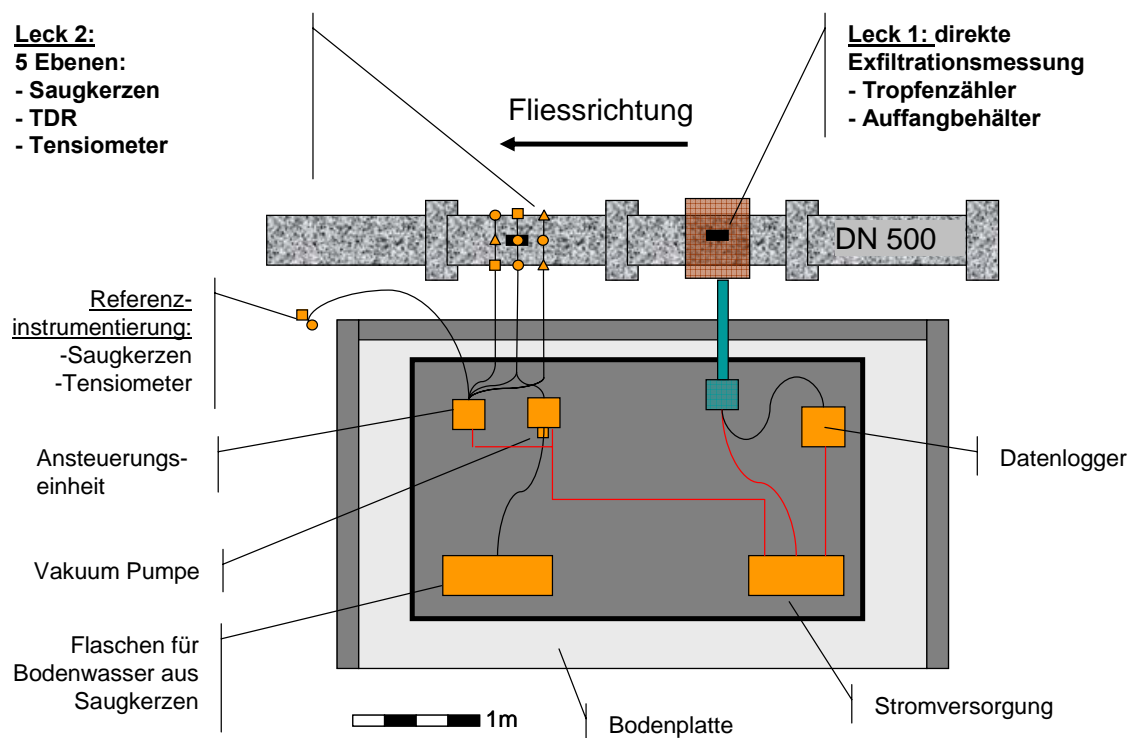


Abbildung 5.14: Aufsicht auf die geplante Versuchseinrichtung für die Langzeituntersuchungen der Exfiltrationsprozesse (Klinger et al. 2006).Klinger et al. 2006

Mit dem Bau der Teststrecke und dem Untersuchungsprogramm sollten Ergebnisse erzielt werden, um grundsätzlicher Fragen wie in Tabelle 5.9 aufgeführt sind zu beantworten.

Tabelle 5.9: Fragestellungen und angewendete Methoden.

Fragestellung	Untersuchungsmethode
Wie entwickelt sich die Exfiltration aus einer realen Kanalleckage unter laufenden Betrieb?	Analyse zeitlich hoch aufgelöster Messungen der Exfiltrationsmengen mittels Tropfenzähler.
Wie entscheidend trägt die biologische Kolmation zur Versiegelung einer Kanalleckage bei? Kann die Mächtigkeit der Kolmationsschicht abgeschätzt werden?	In-situ Probenahme vertikaler Bodenprofile aus dem Kanaldefekt; Bestimmung der Biomassekonzentration im Bodensubstrat.
Wie groß sind die hydraulischen Leitfähigkeiten der Kolmationsschicht?	Berechnungsansätze basierend auf dem Darcy-Gesetz.
Kann das maximale Selbstversiegelungspotential abgeschätzt werden?	Vergleich Abflussmenge/Exfiltrationsmenge
Lassen sich Aussagen zu Transportverhältnissen und Fliesswegen unterhalb der Leckage beschreiben?	Auswertung von tiefen-horizontierten Bodenfeuchteprofilen.
Wie entwickeln sich der Stofftransport und der stoffliche Rückhalt (undifferenzierte Betrachtung) abwasserbürtiger Stoffe bei der Bodenpassage?	Hydrochemische Analysen des Ab- und Sickerwassers, unter besonderer Berücksichtigung von Arzneimittelrückständen

5.2.2 Ausweisung der Teststrecke Kehler Straße in Rastatt

Auf Basis einer langjährigen Zusammenarbeit des Lehrstuhls für Angewandte Geologie Karlsruhe (AGK) und des Tiefbauamts Rastatt wurde dem Bau einer Teststrecke an einer Rastatter Abwasserhaltung zugestimmt (Abbildung 5.15).

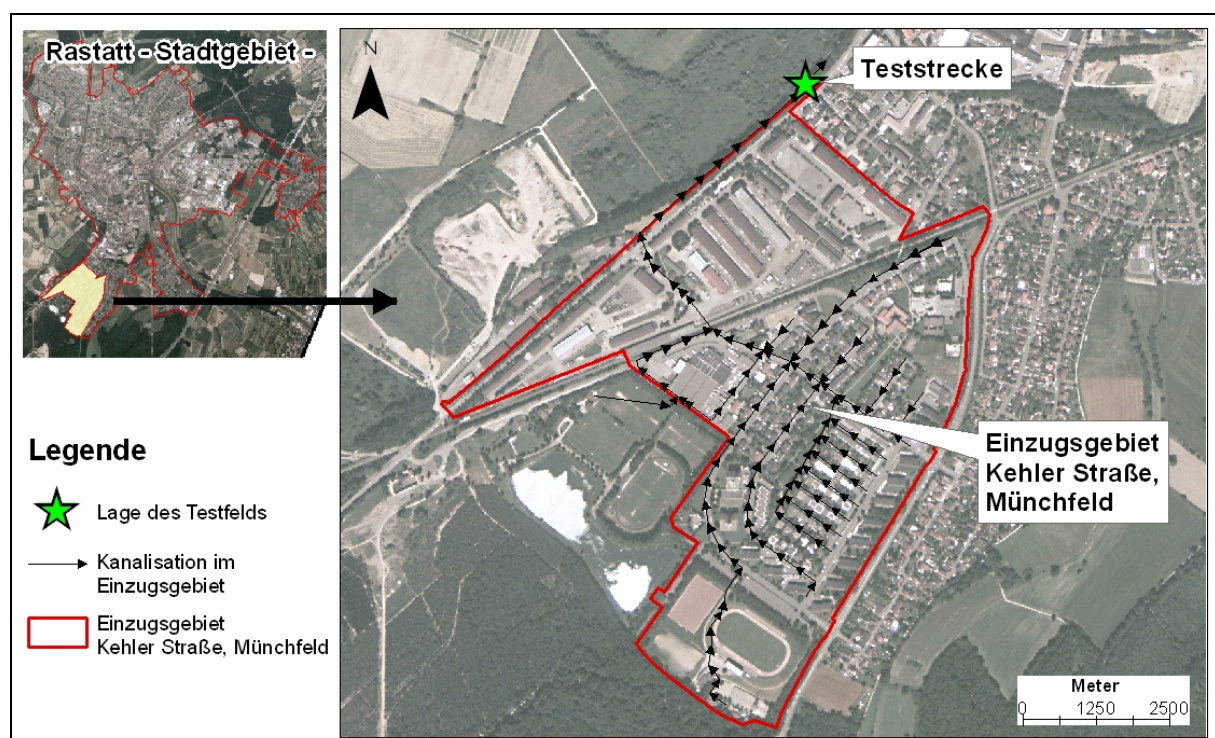


Abbildung 5.15: Einzugsgebiet Kehler Straße im südwestlichen Teil der Stadt Rastatt.

Zunächst musste ein Haltungsabschnitt ausgewiesen werden, der mindestens 1 m über dem Grundwasserschwankungsbereich liegt und aus technischer Sicht gut zugänglich ist, um die Errichtung einer Wasserhaltung, aufwendige Aufgrabarbeiten und Verkehrsumleitungen zu vermeiden. Eine Verschnittoperation der Sohlhöhen der Einstiegsschächte mit der Grundwasseroberfläche (langjähriger mittlerer Grundwasserstand vom 20.10.1986) mittels eines GI-Systems, zeigte potentielle Haltungsabschnitte die für den Testfeldbau im Stadtgebiet Rastatt in Frage kamen. Als Teststrecke wurde der Schmutzwasserkanal in der Kehler Straße am südlichen Ausgang von Rastatt ausgewählt, da sich diese Kanalisationsabschnitte mit 3 m deutlich über dem Grundwasserschwankungsbereich befinden. Die Bundesstraße B36 verläuft östlich der Kanalisation, so dass Aufgrabarbeiten von der westlichen Seite, am Böschungsanschnitt problemlos durchgeführt werden konnten. Nach Absprache mit Vertretern des Tiefbauamts und des Umweltamts Rastatt wurde der Haltungsabschnitt Kehler Straße, Ecke Odenwaldstraße als Versuchsstrecke ausgewiesen.

5.3 Methoden und durchgeführte Untersuchungen

5.3.1 Bau der Teststrecke

Der Betonmantel der Schmutzwasserhaltung in der Kehler Straße (DN 500) wurde am 22.07.2004 an zwei Stellen an der Sohle im Abstand von ca. 1,0 m aufgebrochen. Da dieser Haltungsabschnitt bereits mit einem Inliner saniert wurde, trat nach dem Aufbrechen des Betonrohrs das Kunststoffrohr zu Tage. Mit dem Einsatz eines elektrischen Fuchsschwanzes wurden in den freigelegten Inliner zwei Risse mit einer Fläche von 120 bzw. 70 cm² quer zur Fließrichtung in die Sohle eingebracht. Leck 1 befindet sich oberstromig von Leck 2. Während der Arbeiten an der Schmutzwasserhaltung wurde das Abwasser mittels einer Blase für einen Zeitraum von zwei Stunden rückgestaut.

Leck 1: Unter Leck 1 (Leckgröße 120 cm²) wurde ein mit Mittelsand gefüllter Edelstahlbehälter (Vol. 53,16 l) an die Kanalaußenwandung eingepasst, um das exfiltrierende Abwasser vollständig aufzufangen. Am Auslass, am tiefsten Punkt des Behälters, wurde das Sickerwasser abgeführt und die Sickerate mit einem Tropfenzähler zeitlich hoch aufgelöst aufgenommen (siehe Abbildung 5.16). Die Sickerstrecke von der Kanalsohle bis zum Auslass bzw. bis zum Tropfenzähler beträgt 53 cm.

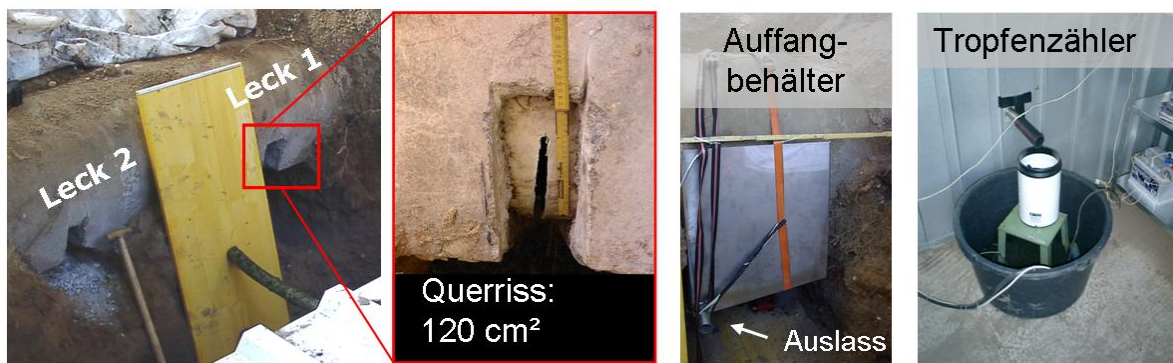


Abbildung 5.16: Leck 1 mit ca. 120 cm² Fläche, Auffangbehälter aus Edelstahl und Tropfenzähler.

Leck 2: Unter Leck 2 wurde der Bodenkörper bis auf eine Tiefe von 80 cm ausgehoben, gegen einen Mittelsand, wie er auch bei Leck 1 verwendet wurde, ausgetauscht und mit 5 TDR-Bodenfeuchte-Sonden, 3 Tensiometern und 9 Saugkerzen in unterschiedlicher Tiefe (10, 20, 30, 40, 50 und 60 cm) und relativer Lage (zentral, rechts, links, ober- und abstromig) zum Leck ausgestattet (siehe Abbildung 5.17).

Beim Wiederaufbau des Bodenkörpers konnte das eigentliche Bettungsmaterial, ein sandiger Kies, aus messtechnischen Gründen nicht eingebaut werden. Die Spitzen der Saugkerzen reagieren auf punktuellen Druck zerbrechlich. Es war weiterhin davon auszugehen, dass sich in dem weit gestreuten Kornspektrum des Bettungsmaterials (0/40, nach DIN EN 1610 1997) präferentielle Fließwege ausbilden und ein einheitlicher hydraulischer Anschluss der Saugkerzen an die Bodenmatrix nicht gewährleistet werden kann. In den ungestörten Boden, außerhalb des Einflussbereichs des Kanallecks wurde zusätzlich 1 TDR-Bodenfeuchte-Sonde, 1 Tensiometer und 1 Saugkerze zur Aufnahme natürlicher Bedingungen eingebaut. In einer Tiefe von 80 cm unter dem Leck wurde ein Auffangblech installiert, das die Sickerwassermengen, die nicht von den Saugkerzen aufgenommen wurden, über einen Auslass in einen Behälter im Versuchsstand leiten.

Bauphase Leck 2

Schematische Darstellung Leck 2

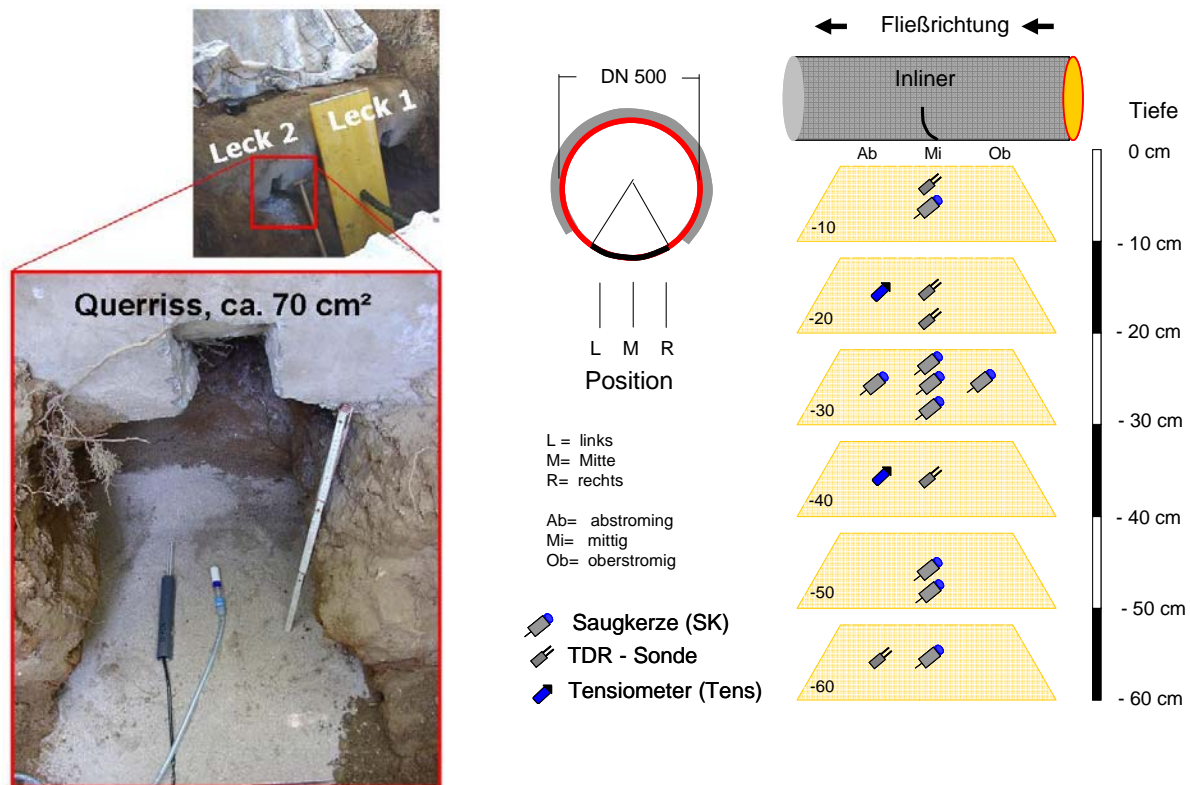


Abbildung 5.17: Links: Leck 2 mit einer Fläche von ca. 70 cm². Rechts: Skizze des Gesamtsystems am Leck 2.

Kamerabefahrung mit Panorama, 3-D Kugelbildscanner

Die Ermittlung der tatsächlichen Schadensfläche der künstlich geschaffenen Kanaldefekte, war im Rahmen der Bauarbeiten aus zeitlichen Gründen nicht möglich. Der Haltungsabschnitt wurde mit einer Blase blockiert, was einen Einstau der oberstromig gelegenen Kanalisation verursachte. Für jedes Leck standen für die Erstellung und Instrumentierung effektiv nur zwei Arbeitsstunden zur Verfügung. Nach einer Versuchsdauer von 403 Tagen wurde eine Kamerabefahrung durchgeführt. Die Verwendung einer Panorama 3-D Kugelbildscannerkamera erlaubte eine abgewinkelte Aufnahme des untersuchten Haltungsabschnitts wie sie in Abbildung 5.18 dargestellt ist.

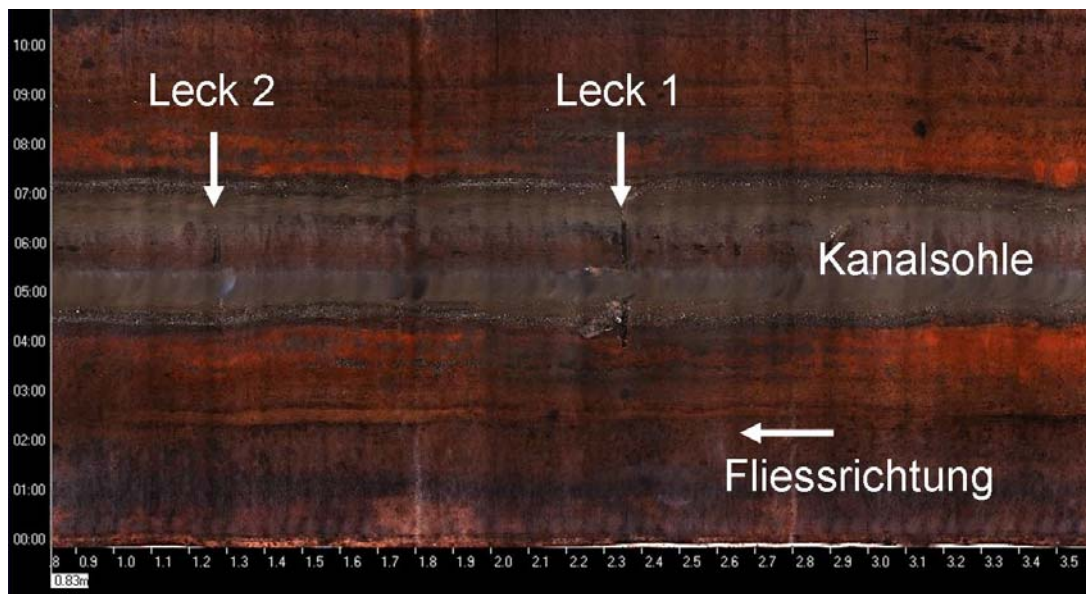


Abbildung 5.18: Abgewinkelte Aufnahme des untersuchten Kanalabschnitts (aufgenommen mit Panorama, 3D-Kugelbildscanner, Aufnahmedatum: 28.08.2005).

Unter einer abgewinkelten Aufnahme versteht man in diesem Zusammenhang, dass der Umfang des Rohres quasi auseinander gerollt wird und die Rohrrinnenfläche in der Ebene dargestellt werden kann. Zur räumlichen Referenzierung wird der Umfang entsprechend eines Zifferblatts in 12 Sektoren eingeteilt. 12 Uhr befindet sich im Scheitel der Krone, 6 Uhr stellt den tiefsten Punkt im Querschnitt, die Kanalsole dar. Mit Angabe der Uhrzeit (von – bis) wird die Länge des Schadens angegeben. In Tabelle 5.10 ist die Beschreibung der Kanaldefekte entsprechend dem ATV Merkblatt M 143 dargestellt.

Tabelle 5.10: Abmessungen der künstlichen Leckagen aufgenommen im Rahmen einer Kamerabefahrung nach Vorgaben des ATV Merkblatts M 143.

Entfernung [m]	Position	Zustand	Beschreibung	Leckgröße	
0,00	Rohranfang	PA	Rohranfang		
1,27	Leckage mit Instrumentierung	RQ-U	Pos: 5 - 6; Querriss Sohle, Rissbreite = 23 mm, Rissweite von 5 - 6 h, 309 mm lang	71,07 cm²	Leck 2
2,34	Leckage mit Auffangbehälter	RQ-U	Pos: 5 - 7; Querriss Sohle, Rissbreite = 29 mm, Rissweite von 5 - 7 h, 444 mm lang	128,76 cm²	Leck 1

Die Schadensfläche von Leck 1 wird mit 128,76 cm² angegeben. Eine detaillierte Betrachtung der Aufnahmen zeigte jedoch, dass die Ränder nicht gerade, sondern wellig verlaufen. Die Rissbreite mit 29 mm stellt die maximale Rissbreite dar. Als Grundlage für die weiteren Berechnungen, wurde daher eine etwas geringere Fläche von 120 cm² angenommen.

In den Detailaufnahmen in Abbildung 5.19, Blick gegen die Fließrichtung, ist deutlich zu erkennen, dass **Leck 1** eine wesentlich größere Fläche abdeckt und in Fließrichtung gesehen auf der linken Seite (auf dem Bild rechts) sich deutlich in den Kämpferbereich hinein erstreckt. Dieser Teil des Risses liegt höher als die Trockenwetterfüllstände und wird nur während Niederschlagsereignissen überstaut. Der Verlauf der Rissränder ist in diesem Bereich noch deutlich zu erkennen. Die Schadensfläche von **Leck 2** liegt hingegen fast vollständig im Einflussbereich des Trockenwetterabflusses. Nur eine geringe Fläche liegt oberhalb der Trockenwetterfüllstände.

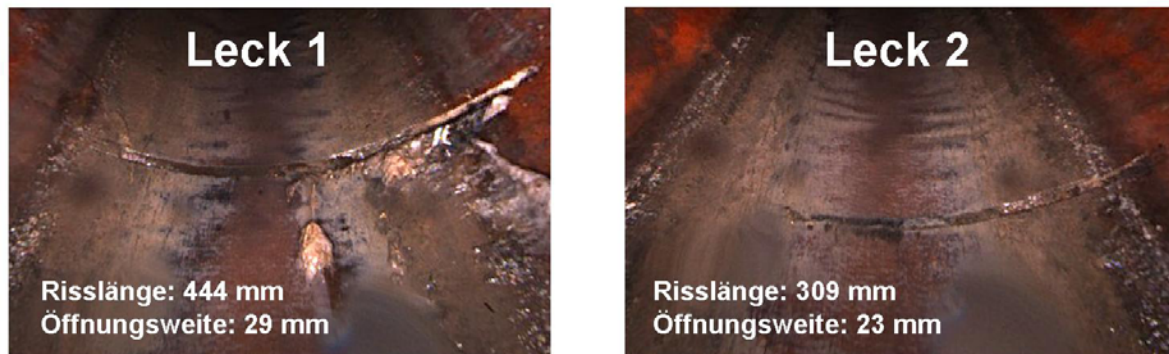


Abbildung 5.19: Aufnahmen der Lecks aufgenommen im Kanal mit Panorama Kamera (Panorama, 3D-Kugelbildscanner, Aufnahmedatum: 28.08.2005). Aufnahme zeigt gegen die Fließrichtung.

5.3.2 Messumfang und Analysenmethoden

Aufzeichnung der physikalischen Parameter

Die für die Beschreibung der Exfiltrationsprozesse verwendeten physikalischen Parameter sind in Tabelle 5.11 aufgeführt. Neben der Charakterisierung des Ab- und Sickerwassers wurden zusätzlich Klimadaten in Form von Niederschlag aufgenommen, bzw. die Datensätze akquiriert.

Tabelle 5.11: Aufzeichnung der physikalische Parameter an der Teststrecke Kehler Straße.

Kompartiment	Instrumentierung	Parameter	Aufnahmeintervall
Klima	Automat. Wetterstation auf der Verbandskläranlage Rastatt	Niederschlag [mm]	Ereignisbezogen
Abwasser	Durchflussmessungen	Füllstand [mm] Geschwindigkeit [m/s] Volumen [m ³ /h]	1, 10, 30, 60 Min. Intervall
	On-line Messsonde im Abwasserkanal	El. Leitfähigkeit [µS/cm] pH-Wert [-] Temperatur [°C] Druckhöhe [mm]	10 Min. Intervall
Leck 1 (Auffangbehälter)	TDR Sonde im Auffangbehälter	Vol. Wassergehalt [%]	15 Min. Intervall
	Tropfenzähler am Auslass	Exfiltrationsrate [q/t]	15 Min. Intervall
Leck 2 (Instrumentierung unterhalb der Leckage)	TDR Sonden	Vol. Wassergehalt [%]	15 Min. Intervall
	Tensiometer	Saugspannung [hPa]	15 Min. Intervall
	Saugkerzen	Sickerwasserproben	kontinuierlich

Die Klimadaten (Niederschlag) stammen von der automatischen Wetterstation, die auf der Verbandskläranlage in Rastatt installiert ist. Die Charakterisierung des Schmutzwasserabflusses wurde mittels eines im Schacht, im Scheitel der Haltung installierten Durchflussmesser vorgenommen. Der Schacht befindet sich 18 m oberstromig der Lecks und misst in Fließrichtung über Ultraschall den Füllstand im

Kanal und mittels Radar die Fließgeschwindigkeit. Unter Berücksichtigung der Nennweite und der Haltungsgeometrie berechnet sich die Abflussmenge. Eine Multiparameter-Sonde zur Aufnahme des pH-Werts, el. Leitfähigkeit, Sauerstoffgehalt und der Druckhöhe wurde ca. 5 m abstromig der Leckagen installiert.

Hydrochemische Parameter und Analysenmethoden

Zur Bewertung der Stofftransportprozesse wurden wöchentlich Abwasser-, Sickerwasser (Leck 1) und Bodenwasserproben (mittels Saugkerzen entnommen) (Leck 2), zum jeweils gleichen Zeitpunkt entnommen und auf die in Tabelle 5.12 aufgeführten Stoffkonzentrationen bestimmt.

Tabelle 5.12: Aufzeichnung der hydrochemischen Parameter an der Teststrecke Kehler Straße

Kompartiment	Analysenumfang	Parameter	Aufnahmeintervall
Abwasser, Sickerwasser unterhalb Leck 1,	Hauptanionen und -kationen	(Na, K, Mg, Ca, B, Cl, NH_4^+ , NO_3^- , Al, Zn, SO_4^{2-} , PO_4^{3-})	Wöchentliche Probenahme und Analyse
Sickerwasser unterhalb Leck 2	Schwermetalle	Cu, Pb, Fe, Cd, Mn	Messkampagne
	Mikrobiologische Parameter	E.coli, Fäkale Streptokokken,	Messkampagne
	Pharmazeutische Wirkstoffe	Antibiotika, Antiepileptika, Antirheu- matika, etc.	Messkampagne

Im Rahmen von separat durchgeführten Messkampagnen wurden Ab- und Sickerwasserproben und Proben aus dem Zulauf der Kläranlage, auf Schwermetalle (Kupfer, Blei, Eisen, Cadmium, Mangan) und Zink sowie mikrobiologische Parameter (E-coli, fäkale Streptokokken, Gesamtkeimzahl) und 48 pharmazeutische Rückstände analysiert.

BO_3^{3-} , NO_3^- und NH_4^+ wurden photometrisch bestimmt (DIN 38405 - 17 1981; DIN 38406 - 10 1983).

Die Konzentrationen der Anionen (Clorid; Phosphat, Sulfat, Nitrit) wurden mit Ionenchromatographie ermittelt (DIN EN ISO 10304 T1 1995).

Die Kationen (Natrium, Kalium, Magnesium, Calcium, Aluminium, Zink) wurden mittels Atomabsorptionsspektrographen (AAS) gemessen (DIN 38406 - 14 1992).

Die Schwermetallkonzentrationen (Kupfer, Blei, Cadmium, Eisen, Mangan) wurden zum einen mittels AAS gemessen und zum anderen mit einem Massenspektrometer (ICP/MS).

Die mikrobiologischen Parameter wurden unter Verwendung der Membranfiltertechnik bestimmt (DIN EN ISO 9308-1 2001).

Biomassenbestimmung und Schwermetallanreicherung in der Kolmationsschicht

In Bodenproben die in-situ, direkt aus dem Kanaldefekt mittels eines Plexiglasstechzylinders entnommen wurden, wurden die Biomassekonzentrationen in verschiedenen Tiefen bestimmt. Die Biomassekonzentration in der Kolmationsschicht wurde indirekt über den DNA-Gehalt bestimmt. Die Aktivität wurde über das Verhältnis von RNA- zu DNA-Konzentration ermittelt. Mittels einer Ionentauscher-Chromatographie mit HPLC wurden beide Größen gemeinsam bestimmt. Das Verfahren stammt ursprünglich von Dell'Anno (Dell'Anno et al. 1999) und wurde von Schwarz (2004) weiterentwickelt. In Schwarz ist die Analysemethode wie sie in der vorliegenden Arbeit durchgeführt wurde detailliert beschrieben. Die Schwermetallkonzentrationen im Tiefenprofil der Kolmationsschicht wurden mittels einer ICP/MS-MS durchgeführt.

5.3.3 Charakterisierung des Einzugsgebiets

Siedlungsspezifische Kartierung des Einzugsgebiets Münchfeld

Die Ansiedlung Münchfeld ist ein klar abgrenzbares Einzugsgebiet, dessen häusliche Abwässer vollständig über die Haltungsabschnitte in der Kehler Straße entwässert werden. Die Schmutzwasserhaltungen der Kehler Straße treffen im weiteren Verlauf nach Norden auf den großen Verbandssammler der Oberwaldstraße, der die Abwässer nach Westen zur Verbandskläranlage transportiert. Die Oberflächenabflüsse werden über die Regenwasserkanalisation direkt in das westlich der Kehler Straße gelegene Naturschutzgebiet geleitet.

Im Rahmen einer Feldbegehung wurden die unterschiedlichen Häusertypen und gewerblichen Betriebe kartiert (siehe Filby 2006). Eine bekannte Landnutzung sollte als Interpretationshilfe bei der Charakterisierung der Abwasserzusammensetzung und des Abflusses dienen. Das Münchfeld ist als typisches Wohngebiet mit Ein- und Mehrfamilienhäusern, mit wenigen Geschäften, jedoch mit öffentlichen Einrichtungen wie Schulen bzw. einem Gemeindezentrum zu charakterisieren. An gewerblichen Betrieben finden sich eine chemische Reinigung, eine Fleischerei und eine Bäckerei. Weiterhin sind eine chirurgische Gemeinschaftspraxis, ein Kinderarzt und eine Physiotherapeutische Praxis im Einzugsgebiet angesiedelt. Das Münchfeld als Wohngebiet entstand etwa ab 1968. Vor der Ansiedlung unterlag dieses Gebiet der landwirtschaftlichen Nutzung (FELDMANN 2006). Im nordwestlichen Bereich des Einzugsgebiets befindet sich ein verlassenes Militärgelände mit leer stehenden Gebäuden. Seit dem Frühjahr 2004 ist in diesem Bereich eine „Wohnwagensiedlung“ ansässig, die nach Angaben der Bewohner jedoch nicht an die Kanalisation angeschlossen ist. Durch das Einzugsgebiet verlaufen Bahngleise der Bahnverbindung Rastatt-Baden Baden. Abbildung 5.20 zeigt das kartierte Einzugsgebiet mit den unterschiedlichen Landnutzungen.

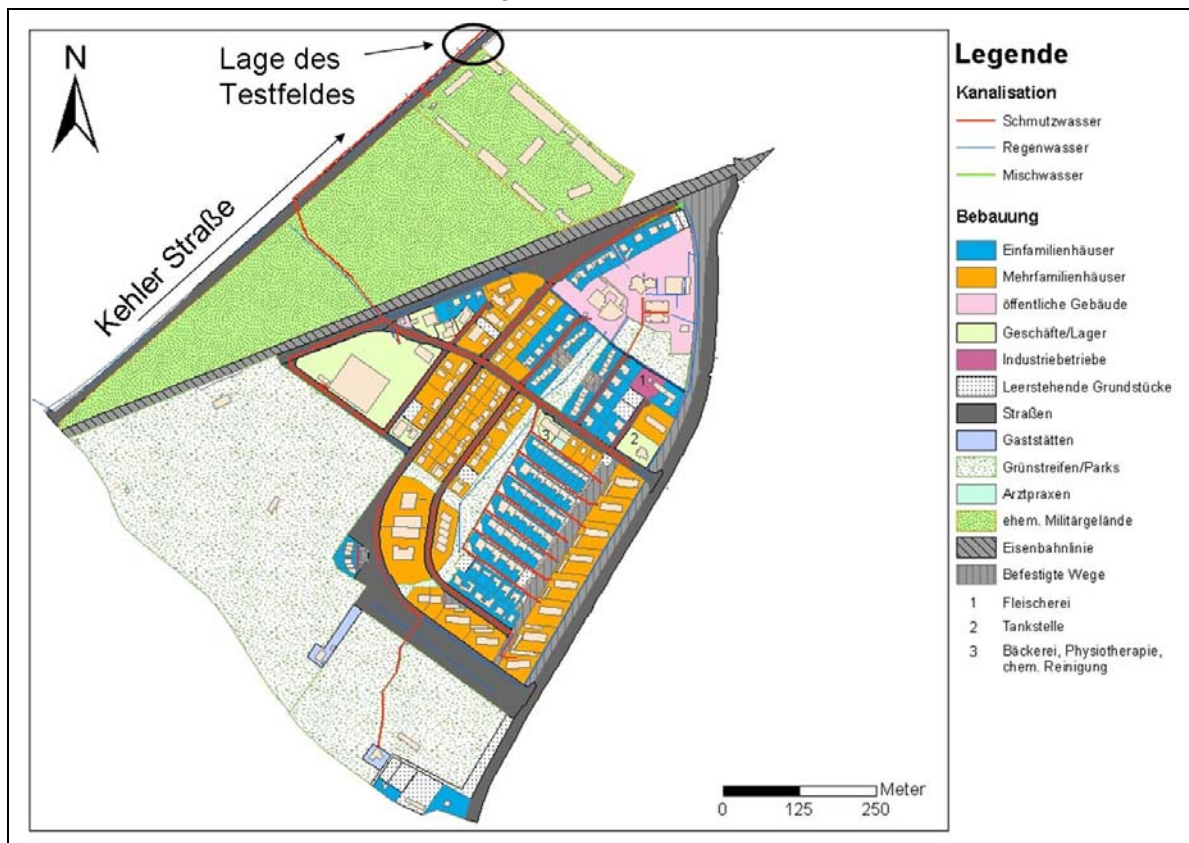


Abbildung 5.20: Stadtteil Rastatt-Münchfeld (nach Filby 2006, verändert).

Siedlungswasserwirtschaftliche Aspekte des Einzugsgebiets

Die Datensätze zur Beschreibung des Stadtteils Münchfeld wurden vom Tiefbauamt und vom Amt für Stadtmarketing Rastatt in digitaler Form zur Verfügung gestellt und sind in Tabelle 5.13.

Tabelle 5.13: Siedlungswasserwirtschaftliche Aspekte des Stadtteils „Münchfeld“ (Quelle: Amt für Stadtmarketing Rastatt, Tiefbauamt Rastatt)

Parameter	
Einwohner	1600
Fläche gesamt	6,65 ha
Versiegelungsgrad	55 %
Entwässerungssystem	Trennsystem
Länge Schmutzwasserkanalisation	5393 m
Länge Regenwasserkanalisation	7813 m
Kanaldefekte	1024
Defekte deklariert als Schadensklasse 1	188

Das Tiefbauamt Rastatt untersucht seit Anfang der 90er Jahre die Kanalisation im Stadtgebiet mittels Kamerabefahrung. In Abbildung 5.21 ist die Gesamtanzahl der Schäden sowie die Zuordnung zu den Schadenklassen nach ATV-M 143 aufgeführt. Insgesamt wurden 1434 Schäden im Stadtteil Münchfeld aufgenommen, allerdings entfallen davon nur 18 % auf die Schadensklasse (SK) 1 und 2, die einen sofortigen bzw. kurzfristigen Handlungsbedarf verlangen. Das Schadensbild „Schadhafter Anschluss“ tritt mit 57 % außergewöhnlich häufig auf und liegt deutlich über dem bundesweiten Durchschnitt von 20 % (DWA 2004) und der benachbarten Stadt Karlsruhe mit 24 % (Lempe 2006).

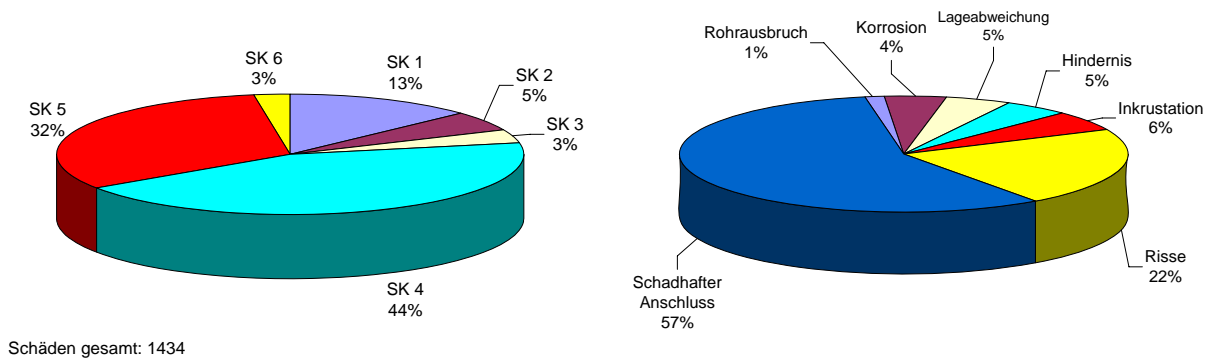


Abbildung 5.21: Zustandsbewertung des Kanalnetzes im Stadtteil Münchfeld auf Basis von Kamerabefahrung und Schadenbildklassifizierung nach ATV-M 143.

5.4 Ergebnisse: quantitative Beschreibung der Exfiltrationsprozesse am Einzelschaden

5.4.1 Durchflussmessungen im Schmutzwasserkanal

Die Abflussmessungen zeigen, dass der Schmutzwasserabfluss im Tagesgang variiert. Die Durchflussmessungen ergaben minimale Abflüsse von 2,5 – 3,0 m³/h zwischen zwei und sechs Uhr morgens, Ab sechs Uhr kommt es zu einem starken Anstieg der Abflussmengen, die gegen 10 Uhr am Morgen höchste Werte von 19 m³/h erreichen. Im Laufe des Tages nehmen diese kontinuierlich auf 15 m³/h gegen 21 Uhr ab und fallen dann wieder auf das Nachtminimum zurück. Die Gesamtschmutzwassermenge beläuft sich bei Trockenwetterabfluss auf ca. 320 m³/d. In Abbildung 5.22 sind Tagesabflusskurven über einen Zeitraum von einer Woche nebeneinander aufgetragen. Das Abflussmuster zeigt für jeden Tag einen ähnlichen Trend im Verlauf. Eine Ausnahme stellen die Abflussspitzen (blaue und grüne Kurve), die sich während Niederschlagsereignissen einstellen. Über den gesamten Untersuchungszeitraum kam es während Niederschlagsereignissen zu deutlich höheren Abflüssen, die bis zu 800 m³/d erreichen konnten. Diese hohen Abflussraten führten zu Füllständen > 500 mm und zu einer Flutung des Haltungsabschnitts.

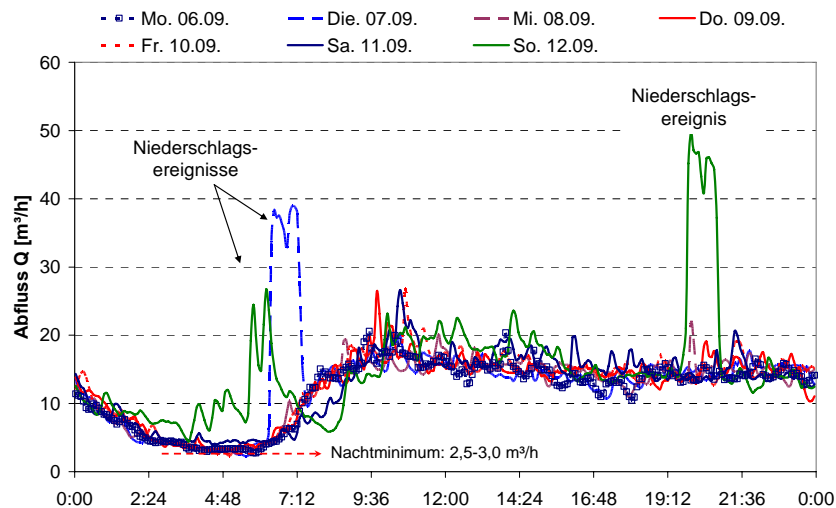


Abbildung 5.22: Durchflussmessungen im Schmutzwasserkanal Kehler Strasse.

5.4.2 Physikalischen Parameter des häuslichen Abwassers

Elektrische Leitfähigkeit

Die gemessenen Werte der elektrische Leitfähigkeit (ELF) des Abwassers decken eine Bandbreite von 1 200 µS/cm bis 3 200 µS/cm ab und zeichnen einen Verlauf der mit dem Tagesgang des Abflusses korreliert, nach. Geringste Werte von 600 µS/cm im Trockenwetterabfluss fallen mit dem Nachtminimum zusammen. In den Morgenstunden zwischen 6:00 Uhr und 7:30 Uhr treten regelmäßig Konzentrationsmaxima von bis 3 200 µS/cm auf. In unregelmäßigen Abständen werden Spitzenwerte von 4 200-5 000 µS/cm gemessen. Über den gesamten Betrachtungszeitraum treten in Verbindung zum Regenwasserabfluss Werte von 300 µS/cm auf.

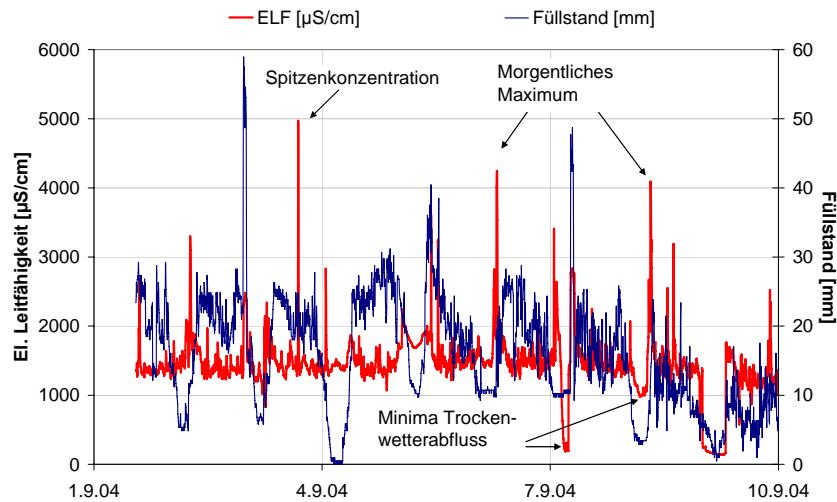


Abbildung 5.23: Elektrische Leitfähigkeit gemessen im Schmutzwasser Kehler Strasse.

pH-Wert und assoziierte Temperatur

In Abbildung 5.24 sind die Verläufe des pH-Wertes und der assoziierten Temperatur aufgetragen. Der pH-Wert unterliegt einer Schwankungsbreite von 7,5 - 9,5 und liegt im Tagesmittel im leicht basischen Bereich bei ca. 8,5. Täglich wiederkehrend treten zwischen 9:00 - 10:00 h morgens kurzzeitige Maximalwerte von 9,0 - 9,5 auf. Unmittelbar nach dem Erreichen der pH-Wert-Spitzen stellt sich dieser bei Werten von 8,0 - 8,3 ein und bleibt damit im leicht basischen Milieu. Geringste pH-Werte von < 8,0 treten unregelmäßig über den Tag verteilt auf und sind keinem definierten Zeitfenster zuzuordnen.

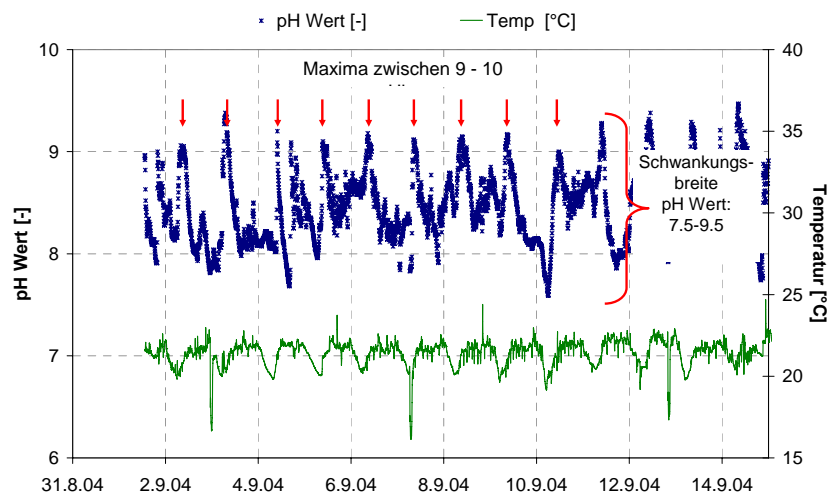


Abbildung 5.24: pH-Wert gemessen im Schmutzwasser Kehler Straße.

Die Temperaturen bewegen sich in einem engen Rahmen, wobei während den Nachtstunden eine deutliche Temperaturabnahme eintritt. Der Verlauf der Temperatur variiert im Tagesgang und schwankt von 20 bis 23°C. Die durchschnittlichen Tagestemperaturen liegen im Zeitraum von 11:00 Uhr bis 0:00 Uhr bei 21,5°C. Temperaturspitzen von bis zu 24,5°C treten in unregelmäßigen Abständen, jedoch immer zwischen 6:00 und 23:00 Uhr auf. Das Temperaturminimum tritt in den Nachtstunden zwischen 5:00 Uhr und 6:30 Uhr mit ca. 19,5 °C auf.

5.4.3 Quantitative Untersuchungen der Exfiltrationsprozesse am Einzelschaden

Quantifizierung der Exfiltration am Einzelschaden

In Abbildung 5.25 ist der zeitliche Verlauf der Exfiltration, der im Rahmen des Langzeitversuchs am Auslass des Auffangbehälters aufgenommen wurde, dargestellt. Aufgetragen ist die Exfiltrationsmenge in Liter pro Tag. Die Exfiltrationsrate zeigt nach Fertigstellung der Teststrecke initial höchste Exfiltrationsraten. Mit der Fortdauer des Versuchs nimmt die Exfiltration exponentiell ab und erreicht nach ca. sechs Monaten ein erstes Minimum und einen ersten „metastabilen“ Zustand. Diese erreichten Zustände variieren über die weitere Versuchsdauer nur noch unwesentlich und schwanken dabei um 1-5 l/d.

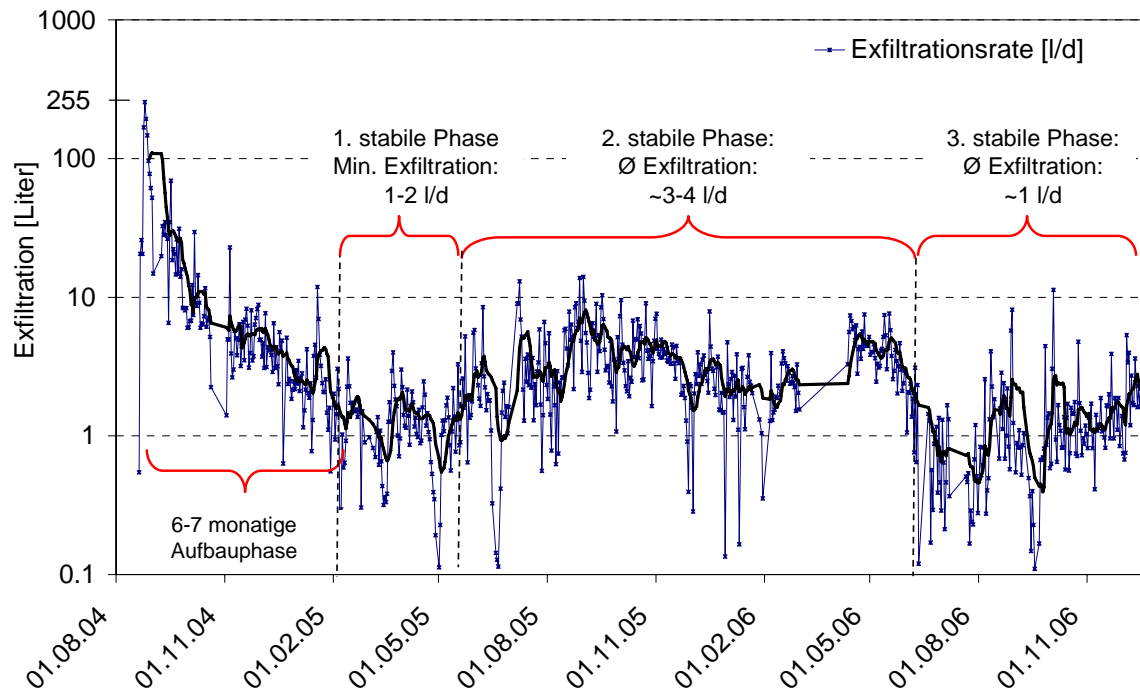


Abbildung 5.25: Exfiltrationsrate gemessen am Auslass des Auffangbehälters an Leck 1.

Nach der visuellen Bewertung des gesamten Verlaufs wird das System in vier Phasen eingeteilt (Tabelle 5.14): der Einlaufphase und den metastabilen Phasen 1-3. Der Begriff „metastabil“ wird in diesem Zusammenhang verwendet, da sich die Exfiltration zwar in jeder Phase in einem klar eingrenzbareren Bereich bewegt, allerdings eine deutliche Schwankungsbreite abdeckt. Um die Vergleichbarkeit mit Säulenversuchen und Untersuchungen an Modellkanälen herzustellen (siehe Vollertsen & Hitved-Jacobsen 2003; Fuchs et al. 2004; Blackwood et al. 2005; Turkovic et al. 2006), werden die Bewertungsabschnitte in Tagen angegeben.

Tabelle 5.14: Beschreibung der Exfiltrationsphasen auf Basis der aufgenommenen Exfiltrationsraten.

	Start	Ende	Anzahl Versuchstage		Exfiltration [l/d]		
			Seit Versuchsbeginn	Pro definierter Phase	Min.	Max.	Mittelwert
Einlaufphase	22.07.2004	31.01.2005	194	194	0,54	255,79	15,02
1. Phase	01.02.2005	15.05.2005	298	104	0,11	4,00	1,30
2. Phase	16.05.2005	31.05.2006	679	381	0,12	14,01	3,51
3. Phase	01.06.2006	20.12.2006	882	203	0,10	11,33	1,39

In Tabelle 5.15 sind die Verhältnisse zwischen mittleren Exfiltrationsraten und Exfiltrationsraten die während Niederschlägen auftreten zusammengestellt. In die Bewertung gingen nur Tageswerte ein, für die mindestens 20 Stundenwerte vorlagen. Daraus resultiert die nicht stimmige Tagesanzahl im Vergleich zu Tabelle 5.14.

Tabelle 5.15: Exfiltrationsraten während Niederschlagsabflüssen und mittleren Abflussverhältnissen.

	Exfiltrationsmenge		Exfiltration [l/d]		Verhältnis Niederschlags~/ Ø -Exfiltration
	[l]	Tagen	Max. ¹⁾	MW TWA ²⁾	
Einlaufphase	2162	145	255,79	11,31	22,5
1. Metastabile Phase	124	101	4,00	1,3	3
2. Metastabile Phase	1109	323	14,01	3,51	4
3. Metastabile Phase	239	176	11,33	1,39	8
Summe total	3634	745	-	-	-

¹⁾ Max. wurde während Niederschlagsereignissen gemessen, ²⁾ MW TWA = Mittlere Exfiltrationsrate währende Trockenwetterabfluss.

Einlaufphase des Systems (22.07.2004 - 31.01.2005)

Die Einlaufphase deckt einen Zeitraum von rund sechs Monaten (194 Tage) nach Fertigstellung der Teststrecke ab, die mit dem Erreichen eines ersten Minimums endet. Nach unmittelbarer Fertigstellung des Versuchsstands sickern die größten Mengen von 255 l/d Abwasser in den Auffangbehälter. Im weiteren Verlauf nehmen die Exfiltrationsraten exponentiell ab und erreichen nach 194 Tagen ein erstes Minimum. Zu diesem Zeitpunkt exfiltrieren noch 1,0 - 3,0 l/d. In der Einlaufphase ist die Exfiltration im Vergleich zum gesamten Untersuchungszeitraum den stärksten kurzzeitigen Schwankungen unterworfen. Neben den täglichen Füllstandsschwankungen, kommt es bei Niederschlagsereignissen zu deutlich höheren Füllständen im Kanal und teilweise zur Flutung des Kanalisationsabschnitts. Während Füllständen, die über den Tagesganglinien liegen, kann die Exfiltrationsrate bis zu 22,5-mal höher sein im Vergleich zur durchschnittlichen Exfiltration während Trockenwetterabfluss.

1. Metastabile Phase (von 01.02.2005-15.05.2005)

Nach einer Versuchsdauer von 194 Tage wird eine erste (meta-)stabile Phase erreicht die einen Zeitraum von 104 Tagen abdeckt. In dieser Zeit sickern durchschnittlich nur noch 1,5 - 2,0 l Abwasser pro Tag durch das Leck in den Untergrund. Niederschlagsereignisse schlagen sich aufgrund der deutlich erhöhten Füllstände im Kanal mit Exfiltrationsraten, die um den Faktor 3 höher sind, im Vergleich zu den mittleren Exfiltrationsraten, nieder.

2. Metastabile Phase (16.05.2005-31.05.2006)

Im Anschluss der ersten metastabilen Phase kommt es nach einer Laufzeit von ca. 10 Monaten (nach 298 Tagen) zu einem deutlichen Anstieg der Exfiltrationsrate innerhalb kurzer Zeit, auf durchschnittlich 3,81 l/d. Neben den veränderten Randbedingungen, die sich durch die täglichen Abflussmuster ergeben, lassen sich Niederschlagsereignisse weiterhin mit erhöhten Exfiltrationsraten korrelieren. Diese Phase deckt den längsten Zeitraum von 381 Tagen ab. Auffällig häufig treten immer wieder temporäre Minima und Maxima unabhängig von der hydrostatischen Last auf, die um Faktor zwei bis drei höher sind, im Vergleich zur ungestörten Trockenwetterexfiltration. Die Exfiltrationsraten während Niederschlagsereignissen sind durchschnittlich 4 - mal höher im Vergleich zur Trockenwetterexfiltration. Es ist festzuhalten, dass sich die Sickerwassermengen in einem klar abgrenzbaren Bereich bewegen und selbst bei Starkniederschlägen nur noch max. 14 l/d durch das Leck in den Untergrund sickern.

3. Metastabile Phase (01.06.2006-20.12.2006)

Nach einer Laufzeit von 22 Monaten (nach 679 Tagen) nimmt die Exfiltrationsrate innerhalb weniger Tage signifikant auf durchschnittlich 1,31 l/d ab. Maximale Exfiltrationsraten liegen bei ca. 11 l/d korrespondieren mit stark erhöhten Füllständen. Das Verhältnis der Exfiltration während Niederschlagsereignissen und Trockenwetter liegt bei Faktor 8.

5.4.4 Korrelation von Füllstand im Kanal und Exfiltration

In Abbildung 5.26 sind die zeitlichen Verläufe des Füllstands im Kanal und der Exfiltration aufgetragen. Die Betrachtung der aufgeführten Zeitreihen, zeigt zunächst, dass sich Füllstandsvariationen mit den Exfiltrationsratenvariationen korrelieren lassen. Einer Füllstandserhöhung im Kanal folgt eine erhöhte Exfiltrationsrate. Niedrige Füllstände haben geringere Exfiltrationsraten zur Folge.

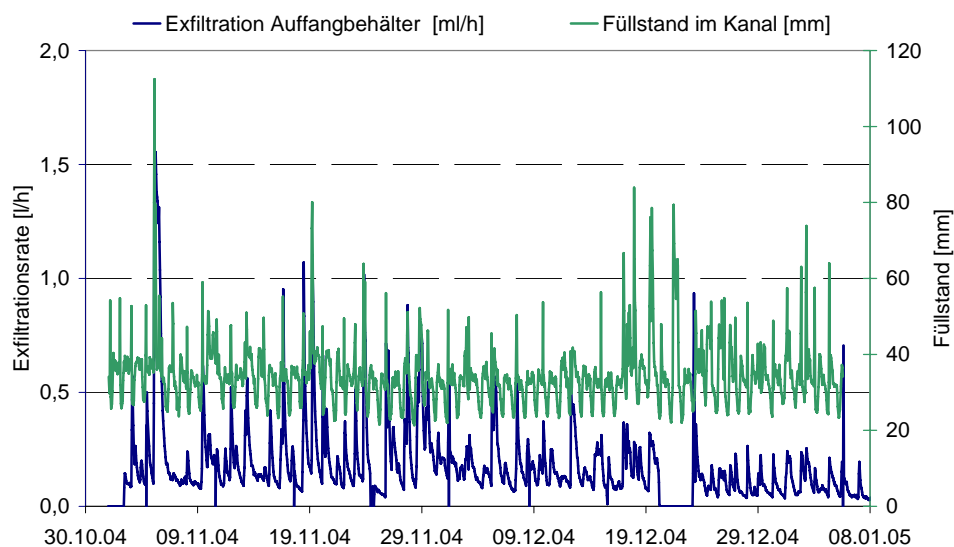


Abbildung 5.26: Exfiltration und Füllstand im Kanal über eine Zeitperiode von Monaten.

Aus der Abbildung geht weiter hervor, dass sich in unregelmäßigen Abständen deutlich höhere Füllstände im Vergleich zum eigentlichen Schmutzwasserabfluss einstellen. Der Füllstand während Trockenwetterabfluss liegt bei max. 50 mm. Füllstände die deutlich darüber liegen, sind in Zusammenhang mit Niederschlagsereignissen zu bringen. Im dargestellten Ausschnitt werden bis zu 105 mm erreicht. Im gesamten Untersuchungszeitraum wurden jedoch auch Füllstände > 500 mm registriert, die eine Flutung des Haltungsabschnitts zur Folge hatten. Die Betrachtung einer zeitlich höher aufgelösten Zeitreihe wie sie in Abbildung 5.27 dargestellt ist, verdeutlicht den Zusammenhang zwischen hydrostatischem Druck und Exfiltration. Die Füllstände bewegen sich bei Trockenwetterabfluss zwischen 23 und 45 mm im Kanal. Auffällig sind die weitgehenden Übereinstimmungen selbst

bei geringen Füllstandsschwankungen wie sie zwischen dem 1.10. und 2.10.2004 zu beobachten sind. Obwohl zwischen der Kanalsohle und dem Auslass eine Sickerstrecke von 50 cm liegt, schlagen sich Füllstandsschwankungen im Millimeterbereich im Verlauf der Exfiltration durch.

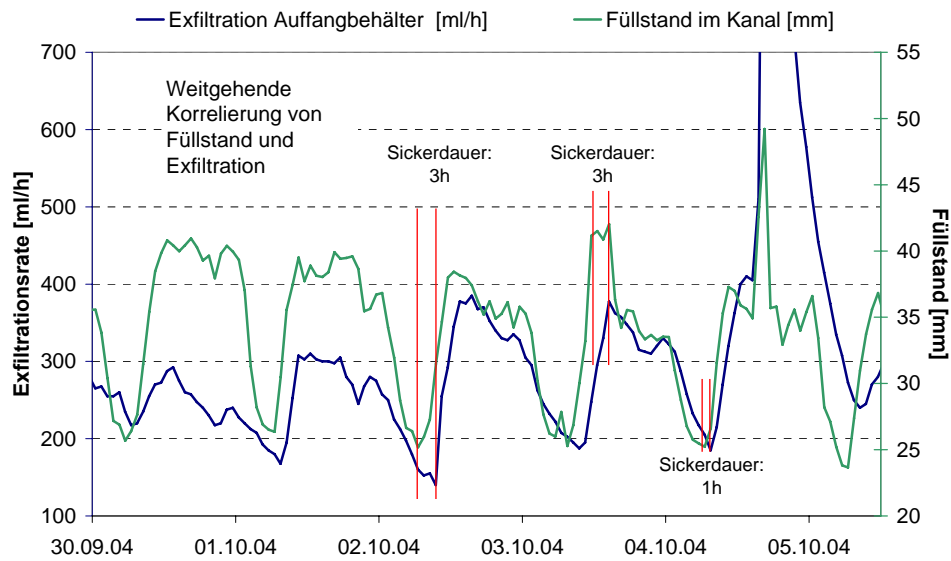


Abbildung 5.27: Übereinstimmender Trend von Exfiltration und Füllstand im Kanal mit variablen Versatz von 1-3 Stunden.

Die Korrelation von Füllstandsspitzen mit höchsten Exfiltrationsraten und minimalen Füllständen mit den darauf folgenden geringsten Exfiltrationsraten erlaubt eine Abschätzung der Sickergeschwindigkeiten, die sich zwischen 1-3 Stunden bewegen. Dass die Exfiltrationsprozesse nicht nur vom hydrostatischen Druck beeinflusst werden, zeigt Abbildung 5.28.

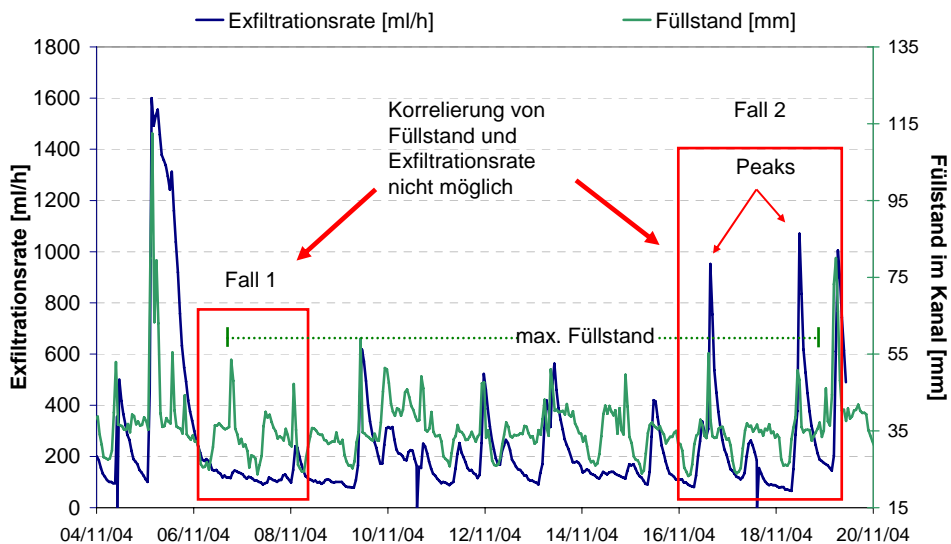


Abbildung 5.28: Zustände im System die eine Korrelation von Füllstand und Exfiltration nicht zulassen.

Zwei Phänomene sind dargestellt, die sich jeweils in unregelmäßigen Abständen wiederholen. Im ersten Fall kommt es trotz eines Anstiegs des hydrostatischen Drucks zu einer signifikanten Abnahme der Exfiltrationsrate (Fall 1).

Im Fall 2 kommt es trotz normalen Füllstandsschwankungen während Trockenwetterabflüssen zu einem sprunghaften Anstieg der Exfiltrationsrate, die um den Faktor 2 größer ist im Vergleich zu den normalen Tagesspitzen. Dieses Phänomen wurde in jeder Versuchsphase in unregelmäßigen Abständen beobachtet. Die Rehabilitationszeit, der Zeit bis sich wieder normale Zustände einstellten, lag bei mehreren Stunden bis maximal zwei Tagen.

5.4.5 Häufigkeitsverteilung der Exfiltrationsmengen

Das System „Kanaldefekt“ wurde unter Auswertung von Häufigkeitsverteilungen der Exfiltrationsmengen mit statistischen Mitteln beurteilt. Entscheidend war zunächst die Betrachtung des gesamten Untersuchungszeitraums. In einem zweiten Schritt wurde das System nach Erreichen der ersten metastabilen Phase (ab dem 1.2.2005) in gleicher Weise bewertet. Als Parameter wurde die Exfiltrationsmenge die pro Tag aus dem Kanaldefekt sickert herangezogen. Da es im Laufe der Untersuchungen in unregelmäßigen Abständen zu Datenverlust kam (z.B. durch den Ausfall der Stromversorgung), wurden ausschließlich Tageswerte herangezogen, an denen mehr als 19 Stundenwerte registrierte werden konnten. Für den gesamten Betrachtungszeitraum konnten 706 Datensätze berücksichtigt werden. Die Skala der x-Achse wurde aus Darstellungsgründen auf 20 Liter begrenzt. Das Verhalten der exponentiellen Annahme der Exfiltrationsrate über den gesamten Untersuchungszeitraum, wie in Abbildung 5.25 dargestellt, zeigt sich auch in der Häufigkeitsverteilung. Bewertet wurden nur die Exfiltrationsmengen pro Tag unter Vernachlässigung des tatsächlichen Aufnahmezeitpunktes (Abbildung 5.29).

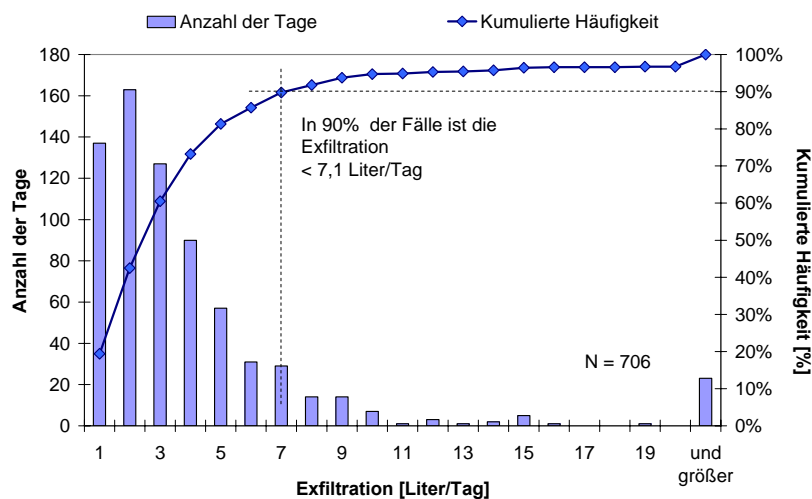


Abbildung 5.29: Häufigkeitsverteilung der Exfiltrationsmengen pro Tag seit Untersuchungsbeginn.

Die in Tabelle 5.16 aufgeführten Größen liefern die weiteren Grundlagen zur Bewertung des Gesamtsystems. Die Exfiltrationsmengen decken eine Bandbreite von 0,01 bis 255 l/d am Anfang der Untersuchungen ab.

Tabelle 5.16: Statistische Angaben zur Häufigkeitsverteilung der Exfiltrationsmengen über den gesamten Untersuchungszeitraum.

			Momente	
		l/d		l/d
100 %	maximum	255,79	Mittelwert	4,98
90 %	Quantil	7,10	Std. Abw.	16,09
75 %	Quartil	4,17	Std Fehler Mittelwert	0,61
50 %	Median	2,36	Oberer Mittelwert 95%	6,17
25 %	Quartil	1,21	Unterer Mittelwert 95%	3,79
10 %	Quantil	0,57	N	706

Dass die Verteilungskurve keiner Normalverteilung folgt, ergibt sich aus der Tatsache, dass sich zu jedem Zeitpunkt Exfiltrationsmengen $> 0,1$ l/d einstellen. Die Verteilung zeigt eine starke Asymmetrie, was sich in einer großen Differenz zwischen dem Median von 2,36 l/d und dem Mittelwert von 4,98 l/d niederschlägt. Die extrem hohen Exfiltrationsmengen in den Anfangswochen von weit über 10 l/d können zwar als Ausreißer über den gesamten Zeitraum betrachtet werden, haben jedoch sensiblen Einfluss auf den Mittelwert. Die Standardabweichung beträgt 16,09 und kann zum einen auf die anfänglich sehr hohen Exfiltrationsraten zurückgeführt werden. Zusätzlich sind die mit Regenerereignissen gekoppelten Exfiltrationsspitzen für diesen Effekt verantwortlich zu machen.

Die Betrachtung der Quantile zeigt jedoch, dass 90 % der Exfiltrationsmengen kleiner als 7,1 l/d über die gesamte Versuchsdauer sind.

5.4.6 Ermittlung der flächenbezogene Exfiltration

Berechnung der benetzten Schadensfläche

Aufgrund der komplexen Zusammenhänge von Füllstand, Kolmation und Abwasserzusammensetzung, die die Exfiltrationsprozesse maßgeblich beeinflussen, wurden bisher nur von Rott & Zacher (1999) Angaben zu einer flächenbezogenen Exfiltration gemacht. Selbst Turkovic et al. (2006) sprechen sich gegen einen Zusammenhang von Schadensgröße und Exfiltrationsrate aus, obwohl die durchgeführten Untersuchungen am Modellkanal unter kontrollierten Randbedingungen stattfanden. Zur Abschätzung des Gefährdungspotentials auf das Grundwasser durch defekte Abwassersysteme, wäre eine übertragbare Angabe der Exfiltrationsmenge pro Flächeneinheit allerdings von entscheidender Bedeutung.

Die aufgenommenen Zeitreihen von Füllstand und Exfiltrationsmenge am Leck 1 der Versuchsstrecke erlauben keine exakte Angabe, aber zumindest eine relative Abschätzung einer flächenbezogenen Exfiltrationsmenge. Aufgrund der Schadensgeometrie (Querschnitt in der Sohle) ist die Schadensfläche nicht immer vollständig vom Abwasser benetzt. Die überstaute Fläche variiert mit dem Füllstand, wie in Abbildung 5.30 dargestellt. Für die Abschätzung wurde daher zunächst die Beziehung von benetzter Schadensfläche und Füllstand hergeleitet.

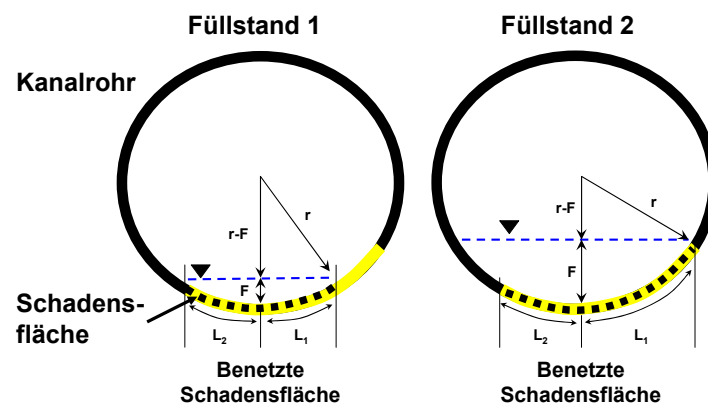


Abbildung 5.30: Darstellung der Abhängigkeit Füllstand und benetzter Schadensfläche.

Die Schadensfläche ist nicht symmetrisch über den Querschnitt verteilt, sondern erstreckt sich in Fließrichtung links gesehen (L_1) weiter in den Kämpferbereich hinein. Aus diesem Grunde wurde die Berechnung zunächst für jeweils eine Hälfte des Kanalrohrs erstellt (siehe (Gl. 5-1) und (Gl. 5-2)). In einem zweiten Berechnungsschritt wurden die Teilflächen aufaddiert.

$$L_1 = r \cdot \text{Arc cos}((r - F) / r) \quad (\text{Gl. 5-1})$$

$$L_2 = r \cdot \text{Arc cos}((r - F) / r) \quad (\text{Gl. 5-2})$$

Mit: L_1, L_2 = Länge des benetzten Risses [cm], r = Radius [cm], F = Füllstand im Kanal [cm].

Übersteigt der Füllstand ein bestimmtes Niveau, sind die Teilflächen vollständig mit Abwasser überstaut. L_1 ist bei Füllständen $F \geq 2,30$ cm maximal und auf einer Länge von 35,52 cm überstaut. Bei Füllständen $F \geq 1,10$ cm ist L_2 auf einer Länge von 8,88 cm überstaut. Die Gesamtlänge beträgt dann 44,40 cm. Die gesamte benetzte Schadensfläche ergibt sich durch die Multiplikation mit der Rissbreite B , die anhand der Kamerabefahrung mit 2,50 cm festgestellt wurde (Gl. 5-3).

$$A_{ges} = (L_1 + L_2) \cdot B \quad (\text{Gl. 5-3})$$

Mit: A_{ges} = Gesamte benetzte Fläche [cm^2], L_1, L_2 = Länge des benetzten Risses [cm], B = Breite des Risses [cm].

Berechnung der flächenbezogenen Exfiltration

Als Grundlage für die Abschätzung der flächenbezogenen Exfiltration wurden die Datensätze von 1.06.2005 bis zum 3.10.2006 ausgewählt. Die Exfiltrationsmengen lagen als Stundenwerte vor. Da der zeitliche Versatz von Füllstandsschwankung und darauf reagierende Exfiltration keinen konstanten Wert annimmt, sondern innerhalb kurzer Zeit um mehrere Stunden variiert, wurden Extrem- und Mittelwerte des Füllstands und den analogen Exfiltrationsraten miteinander korreliert. Der höchste Füllstand pro Tag wurde der höchsten Exfiltrationsmenge zugeordnet. Die niedrigsten Füllstände wurden mit niedrigsten Exfiltrationsmengen in Verbindung gebracht. Für die Berechnungen wurden nur Tage ausgewählt, an denen Trockenwetterabfluss herrschte. Für jeden Füllstand konnten 170 Datensätze ausgewertet werden. Tabelle 5.17 zeigt für den jeweils charakteristischen Füllstand eine assoziierte benetzte Schadensfläche und die gemessenen Exfiltrationsraten. Der minimale Füllstand wird aufgrund der Fremdwassermengen nie unterschritten und beträgt 22,5 mm. Damit ist eine Fläche von 50,5 cm^2 permanent mit Abwasser bedeckt.

Tabelle 5.17: Flächenbezogenen Exfiltration für die charakteristischen Füllstände während Trockenwetterabfluss.

		Minimaler Füllstand	Durchschnittlicher Füllstand	Maximaler Füllstand
Füllstand →	[mm]	22,5	31	45
Benetzte Fläche →	[cm^2]	50,50	53,35	58,01
Exfiltration ↓				
Min.	[$\text{l}/(\text{h} \cdot \text{cm}^2)$]	0,0002	0,0008	0,0015
Max.	[$\text{l}/(\text{h} \cdot \text{cm}^2)$]	0,0043	0,0107	0,0221
Median	[$\text{l}/(\text{h} \cdot \text{cm}^2)$]	0,0012	0,0027	0,0049
Mittelwert	[$\text{l}/(\text{h} \cdot \text{cm}^2)$]	0,0015	0,0029	0,0056
Standardabweichung	[$\text{l}/(\text{h} \cdot \text{cm}^2)$]	0,0009	0,0016	0,0035

Bei geringsten Füllständen variieren die Exfiltrationsraten zwischen minimalen und maximalen Exfiltrationsraten um den Faktor 17. Bei mittleren und höchsten Füllständen liegen die Faktoren mit 13 – 14 unwesentlich niedriger. Die ermittelte hohe Streubreite der Exfiltrationsrate drückt sich ebenfalls in der hohen Standardabweichung bei jedem charakteristischen Füllstand aus. Der Vergleich der Mittelwerte fällt weniger signifikant aus. So beträgt das Verhältnis der Exfiltration bei geringsten Füllständen im Vergleich zu mittleren und Tageshöchstständen: 1:2:4.

Um Schätzwerte für eine Bewertung eines Kanaldéfekts zu erbringen, ist es sinnvoll, Exfiltrationsmengen die pro Tag pro Flächeneinheit exfiltrieren, anzugeben. Für die Berechnung eines flächenbezogenen Tageswertes wurden die mittleren Exfiltrationsraten pro Stunde für einen Tag hochgerechnet und in Tabelle 5.18 dargestellt.

Tabelle 5.18: Mittlere Exfiltrationsraten pro Flächeneinheit und Gesamtschadensfläche.

		Durchschnittlicher Füllstand		
Füllstand →	[mm]	31		
Benetzte Fläche →	[cm ²]	53,35		
Exfiltration ↓		[l/(h·cm ²)]	[l/(d·cm ²)]	[l/d]
Min.		0,0008	0,0194	1,04
Max.		0,0107	0,2575	13,74
Median		0,0027	0,0645	3,44
Mittelwert		0,0029	0,0695	3,70
Standardabweichung		0,0044	0,1056	2,05

Die mittlere Exfiltrationsrate pro Flächeneinheit und Tag wurde mit 0,0695 l/(d·cm²) berechnet. Auf die gesamte Schadensfläche bezogen, ergibt dies eine tägliche Exfiltrationsmenge von 3,70 l. Diese Werte korrespondieren gut mit den durchschnittlichen Trockenwetterexfiltrationsraten von 3 - 4 l/d, die in dieser Messperiode registriert wurden (siehe Kap. 5.4.3).

5.4.7 Biomassenbestimmung zur Abschätzung der mikrobiellen Kolmation

Grundlagen zur Ermittlung der mikrobiologischen Biomasse

Die mikrobielle Biomasse ist der Anteil organischer Substanz in lebenden Organismen in einem Umweltkompartiment und wird häufig unter Verwendung der Gesamtkeimzahl ausgedrückt. Da eine direkte Biomassenbestimmung aus methodischen Gründen jedoch nicht immer möglich ist, bedient man sich sogenannter quantitativer Bioindikatoren, beispielsweise der Konzentrationen der Desoxyribonucleinsäure (DNA). Der DNA-Gehalt einer Zelle ist weitgehend unabhängig vom metabolischen Zustand der Zelle und kann daher als guter Bioindikator für die mikrobielle Biomasse und daher zur Quantifizierung verwendet werden (Details siehe Schwarz 2003). Der Gehalt an Ribonucleinsäure (RNA) ist ein Maß für die absolute Bioaktivität und besteht aus der tRNA (Transfer RNA) und der rRNA (ribosomale RNA). Zwischen dem RNA- und DNA-Verhältnis und der Wachstumsrate besteht ein lineares Verhältnis. Somit eignet sich dieses Verhältnis für die spezifische oder relative Bioaktivität, da sie sich auf mikrobielle Biomasse einer gegebenen Bakterienpopulation bezieht (Schwarz 2003). Mit der Analyse von Stechzylinderproben aus der Kolmationsschicht auf die DNA-Konzentrationen wurde die Bioaktivität und damit die Mächtigkeit der mikrobiellen Kolmationsschicht ermittelt. Das RNA/DNA – Verhältnis diente zur Abschätzung der mikrobiellen Aktivität und zur Abgrenzung des aeroben bzw. anaeroben Bereichs.

In-situ Probenahme der Kolmationsschicht

Am 28.05.2005 wurden nach einer Laufzeit von 311 Tagen in-situ Proben direkt aus dem Leck 2 entnommen. Mittels Plexiglasröhrchen (Ø10 mm, Länge 15 cm) wurden über die gesamte Rissbreite sechs Stechzylinderproben entnommen. Jeweils zwei Proben stammen aus dem unmittelbaren Sohlbereich, sowie rechts und links der Sohle. Die Mächtigkeiten der Profile lagen bei 5 - 7 cm. Abbildung 5.31 zeigt eine skizzenhafte Darstellung des Kanalrohrs, der Schadensfläche und eines Stechzylinders.

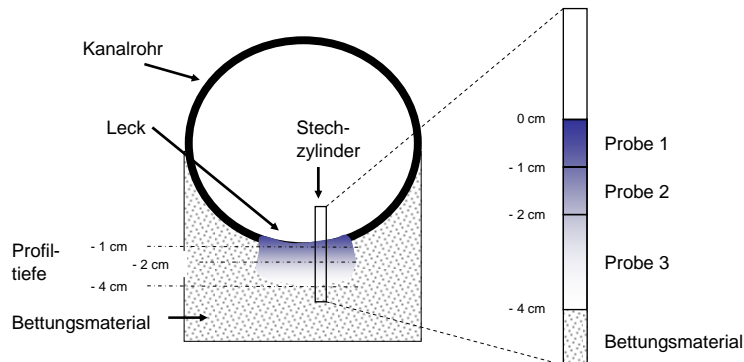


Abbildung 5.31: Skizze des Systems Kanaldefekt zur Veranschaulichung der in-situ Probenahme.

Nach den Probenahmen wurden die Stechzylinder sofort in flüssigem Stickstoff eingefroren. Zur Ermittlung der Biomassekonzentration wurden die Stechzylinderproben in mehrere Teilproben unterteilt (0 - 1 cm, 1 - 2 cm, 2 - 4 cm). Die Analyse wurde mittels HPLC mit UV - Detektor bei einer Wellenlänge von 260 nm durchgeführt. Die Stoffkonzentrationen beziehen auf das Trockengewicht (TG).

Tiefenprofile der DNA-Konzentration

In Abbildung 5.32 sind die DNA-Konzentrationen aus 3 Stechzylinderproben nebeneinander aufgetragen. Die Richtungsangaben sind bezogen auf die relative Lage im Kanal in Fließrichtung.

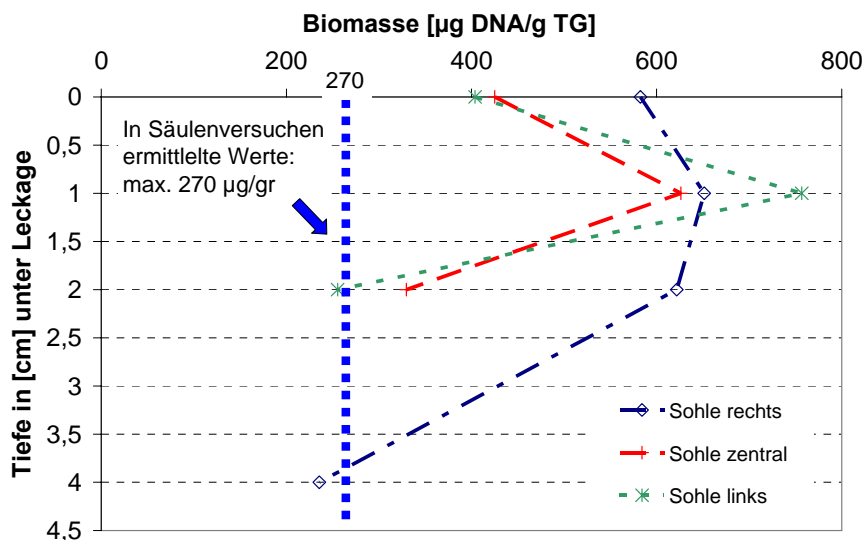


Abbildung 5.32: Tiefenprofil der Biomassenkonzentration direkt aus der Schadensfläche.

Die DNA-Konzentrationen im obersten Horizont (0 - 1 cm) der Stechzylinderproben liegen zwischen 450 -580 µg/g. In der zweiten Schicht von 1 - 2 cm wurde über die gesamte Breite ein signifikanter

Anstieg auf die höchste Biomassekonzentration beobachtet. Es treten deutlichste Anstiege um 30 % (linker Bereich der Sohle) bis 50% (zentraler Sohlbereich) auf bis zu 750 $\mu\text{g/g}$ auf. In einer Tiefe >2 cm kommt es zu einer drastischen Abnahme der Biomassekonzentrationen auf 250 - 300 $\mu\text{g/g}$ für die Proben aus dem zentralen und linken Sohlbereich. In der gleichen Tiefe links der Sohle nehmen die DNA-Konzentrationen nur unwesentlich um 30 $\mu\text{g/g}$ ab. Für dieses Profil wurde erst in einer Tiefe von 4 cm Biomassekonzentration von 235 $\mu\text{g/g}$ bestimmt.

Bestimmung der Bioaktivität (RNA/DNA-Verhältnis)

Die in Abbildung 5.33 dargestellten Werte des RNA/DNA-Verhältnis entstammen aus den gleichen Proben, aus denen auch die DNA-Konzentrationen ermittelt wurden. Die RNA-Konzentrationen sind in den oberen 10 mm um den Faktor 1,8 - 2,7 größer als die DNA-Konzentrationen und liegen damit deutlich über dem Wert 1. Während das Verhältnis RNA/DNA im zentralen und linken Sohlbereich in 1 cm Tiefe bereits einen signifikanten Rückgang erfährt, zeigt sich der Bereich rechts der Sohle mit sehr hoher Bioaktivität und einem ansteigenden Wert für RNA/DNA. In 2 cm Tiefe liegt das Verhältnis in allen Horizonten jedoch deutlich unterhalb von 1. Fällt der RNA/DNA-Wert unter 1 anderen sich die Milieubedingungen vom Anaeroben zum Aeroben. In 4 cm Tiefe wird im rechten Sohlbereich ein leichter Anstieg des DNA/RNA-Verhältnisses verzeichnet. Aus Mangel an Probematerial konnte dieser Horizont in den anderen Proben nicht analysiert werden.

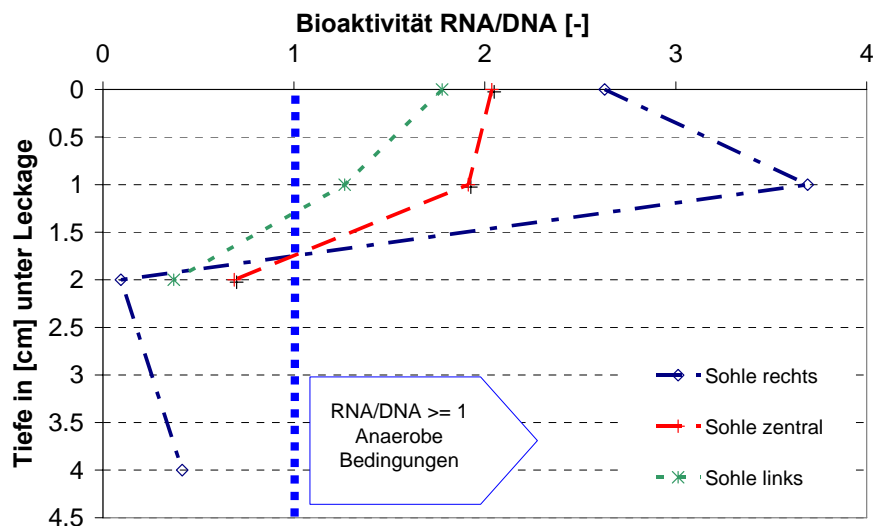


Abbildung 5.33: DNA/RNA-Konzentrationsverhältnis in den Stechzylinderproben in unterschiedlichen Horizonten.

5.4.8 Abschätzung der hydraulischen Leitfähigkeit der Kolmationsschicht

Berechnungsgrundlage

Mit einer Abschätzung der hydraulischen Leitfähigkeit der Kolmationsschicht sollen Richtwerte für die Bewertung von Kanaldefekten geliefert werden. Die bisher dokumentierten Untersuchungen haben gezeigt, dass die Exfiltration maßgeblich durch das auf die Schadensfläche wirkende hydraulische Potential und die Existenz der Kolmationsschicht gesteuert wird. Eine Berechnung der hydraulischen Leitfähigkeit der Kolmationsschicht wurde bereits in verschiedenen Untersuchungen unter Anwendung des Darcy'schen Gesetzes angewendet (Rauch & Stegner 1994; Amick & Edward 2000; DeSilva et al. 2006; Wolf 2006). Die in Abbildung 5.34 dargestellte Prinzipskizze eines Kanaldefektes beinhaltet die für die Abschätzung relevanten Parameter.

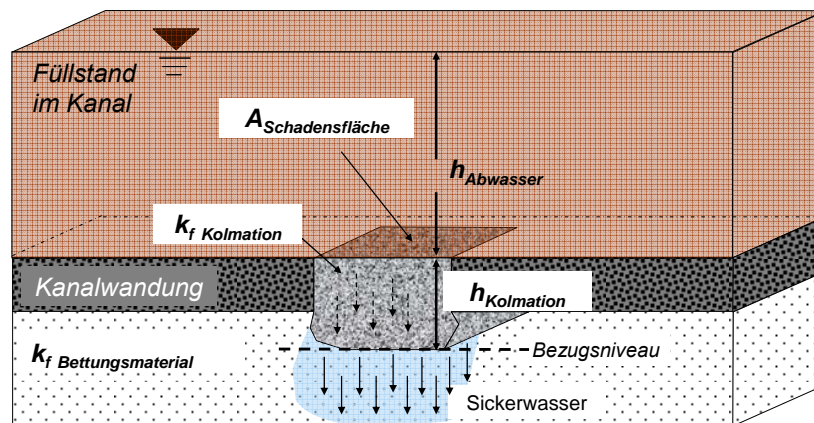


Abbildung 5.34: Blockbilddarstellung eines Kanaldefekts mit relevanten Parametern zur Abschätzung der hydraulischen Leitfähigkeit (in Anlehnung an Wolf 2006)

Die erforderlichen Größen zur Ermittlung der hydraulischen Leitfähigkeit sind durch die gemessenen Exfiltrationsmengen (Q), der bekannten Schadensfläche (A) und die durch die Stechzylinderproben ermittelten Mächtigkeiten (I) gegeben. Das Darcy Gesetz kommt wie folgt zu Anwendung:

$$k_f = \frac{Q}{A \cdot I} \quad (\text{Gl. 5-4})$$

und

$$I = \frac{h_{\text{Abwasser}} + h_{\text{Kolmation}}}{h_{\text{Kolmation}}} \quad (\text{Gl. 5-5})$$

Mit: k_f = hydraulische Leitfähigkeit der Kolmationsschicht [m/s], Q = Exfiltrationsmenge [m^3/s], A = Schadensfläche [m^2], I = Potentialdifferenz [-], h_{Abwasser} = Druckspiegelhöhe im Kanal [m], $h_{\text{Kolmation}}$ = Mächtigkeit der Kolmationsschicht [m].

Das Darcy-Gesetz hat nur dann Gültigkeit, wenn die hydraulische Durchlässigkeit der durchströmten Schicht sehr viel kleiner ist, als die des Bettungsmaterials.

Voraussetzung: $k_{f \text{ Kolmation}} \ll k_{f \text{ Bettungsmaterial}}$

Hydraulische Durchlässigkeit der Kolmationsschicht

Für die Abschätzung der hydraulischen Durchlässigkeit der Kolmationsschicht wurden zunächst die durchschnittlichen Füllstände im Schmutzwasserkanal Kehler Straße ermittelt. Entscheidend war, dass für die Berechnungen nur Tage herangezogen wurden, an denen Trockenwetterabfluss herrschte und mindestens eine Exfiltrationsrate von 0,01 l/d erreicht wurde. Geringere Exfiltrationsraten konnten im Untersuchungszeitraum immer mit technischen Fehlern erklärt werden. Für die Ermittlung der Werte wurde die Zeitreihe vom 01.06.2005 - 20.12.2005 ausgewertet. Für jeden Tag wurde der minimale, der maximale und der mittlere Füllstand, die assoziierte benetzte Schadensfläche und die dazugehörige

Exfiltration ermittelt (Tabelle 5.19). Insgesamt konnten 163 Datensätzen in den Berechnungen berücksichtigt werden. Die Mächtigkeit der Kolmationsschicht wurde mit 4,0 cm angesetzt und basiert auf den Ergebnissen der Biomasseuntersuchungen (in diesem Kapitel).

Tabelle 5.19: Durchschnittliche Werte der Füllstände, assoziierter benetzter Fläche und Mächtigkeit der Kolmationsschicht im Schmutzwasserkanal während Trockenwetterabfluss.

	Minimum	Maximum	Mittelwert
Durchschnittlicher Füllstand [mm]	22,5	45,0	31,0
Benetzte Fläche [cm ²]	50,50	58,01	53,35
Mächtigkeit Kolmationsschicht [cm]	4,00	4,00	4,00

Aus Abbildung 5.35 und Tabelle 5.20 geht die Streubreite der k_f -Werte hervor. Die geringsten hydraulischen Leitfähigkeiten werden während minimalen Füllständen mit $2,92 \text{ E-}08 \text{ m/s}$ berechnet. Allerdings wird hier auch die größte Bandbreite erreicht. Die größten k_f -Werte sind um den Faktor 17 größer im Vergleich zu den geringsten.

Bei hohen Füllständen werden die größten k_f -Werte mit $3,99 \text{ E-}6 \text{ m/s}$ erreicht. Sie sind damit 14-mal größer im Vergleich zu den geringsten k_f -Werten von $2,80 \text{ E-}7 \text{ m/s}$.

Bei einem Vergleich der k_f -Werte bei mittleren Füllständen werden liegt die Bandbreite in der gleichen Größenordnung. Die größten Werte wurden mit $1,52 \text{ E-}6 \text{ m/s}$ berechnet die rund 13 höher sind als die geringsten Werte während mittleren Füllständen mit $1,15 \text{ E-}7 \text{ m/s}$.

Tabelle 5.20: Berechnete k_f -Werte der Kolmationsschicht für die jeweiligen Exfiltrationszustände.

k_f -Wert	Exfiltrationszustände		
	Minimum	Mittelwert	Maximum
Min	$2,92 \text{ E-}08$	$1,15 \text{ E-}07$	$2,80 \text{ E-}07$
Mittelwert	$1,72 \text{ E-}07$	$4,10 \text{ E-}07$	$1,01 \text{ E-}06$
Max	$5,02 \text{ E-}07$	$1,52 \text{ E-}06$	$3,99 \text{ E-}06$
Median	$1,46 \text{ E-}07$	$3,81 \text{ E-}07$	$8,79 \text{ E-}07$

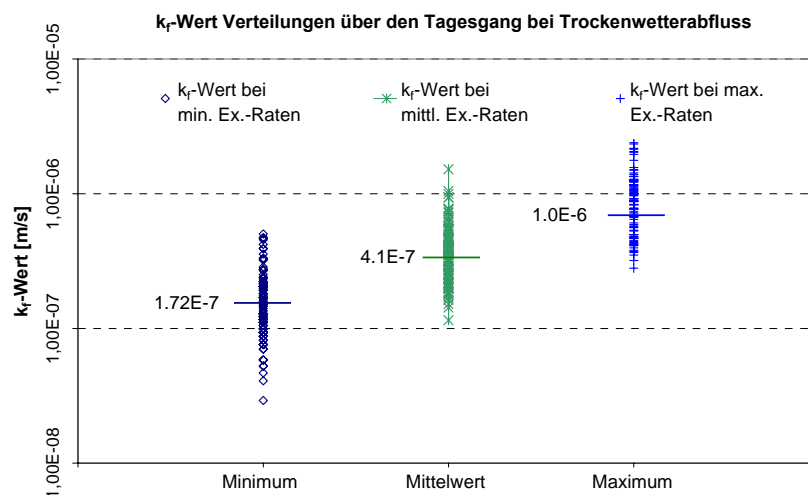


Abbildung 5.35: Streubreite der k_f -Werte für minimale, mittlere und maximale Exfiltrationsraten.

Eine Betrachtung der Häufigkeitsverteilung in diesem Zeitraum erlaubt eine deutlichere Eingrenzung der k_f -Werte während Trockenwetterabfluss. 90 % aller bestimmten Werte sind kleiner als $8,90 \text{ E-}6 \text{ m/s}$. Am häufigsten weist die Kolmationsschicht hydraulische Durchlässigkeiten auf, die im

Bereich von $2,11 \text{ E-}6 \text{ m/s}$ liegen. Damit bewegen sich die ermittelten Durchlässigkeiten im Bereich eines schluffigen Feinsandes und ist damit als gering durchlässig einzustufen.

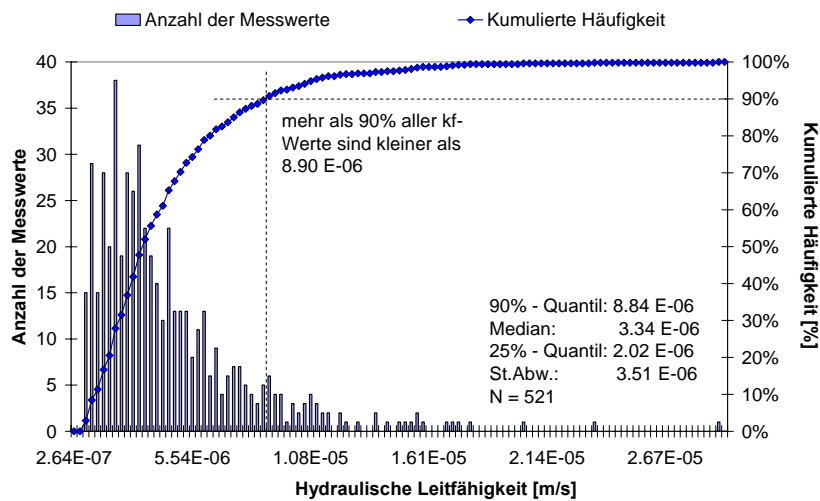


Abbildung 5.36: Häufigkeitsverteilung der berechneten Werte für die hydraulische Leitfähigkeit

5.4.9 Beschreibung der Sickerprozesse unter Leck 2

Bodenfeuchteprofile, volumetrischer Wassergehalt

Die volumetrische Bodenfeuchte wird in einer Tiefe von 20, 40 und 60 cm Tiefe unterhalb des Lecks im 15 Minuten Intervall aufgenommen. Am eingespielten System stellten sich während des Trockenwetterabfluss sehr gleichmäßige Bedingungen ein. Die Wassergehalte schwanken dabei von 7,1-8,4 Vol.- % (Tabelle 5.21). Unmittelbar unterhalb des Lecks in 20 cm Tiefe sind die Wassergehalte in der Regel höher als in 40 cm Tiefe. Auffällig sind die wiederum ansteigenden Wassergehalte in 60 cm Tiefe. Allerdings liegen die Werte nur unwesentlich über den Durchschnittswerten in 40 cm Tiefe.

Die Maximalwerte bewegen sich in 20 und 40 cm im gleichen Bereich mit rund 26 Vol.- %, erreichen in 60 cm jedoch deutlich geringere Werte von nur 21,7 Vol.- %. Die TDR Sonde, die außerhalb des Einflussbereichs eingebaut wurde, zeigt eine weitaus größere Schwankungsbreite des Wassergehalts von 8,6 bis max. 38,4 Vol.- %. Es kann in diesem Fall angenommen werden, dass sich hier temporär gesättigte Verhältnisse einstellen.

Tabelle 5.21: Volumetrischer Wassergehalt unterhalb des Lecks (Leck 2).

Instrument	Tiefe unterhalb des Lecks [cm]	durchschnittl. Wassergehalt [Vol.-%]	Max. Wassergehalt [Vol.-%]
TDR C20	20	8,4	26,1
TDR C40	40	7,1	26,2
TDR C60	60	7,7	21,7
Referenz	-	8,6	38,4

Bei Betrachtung einer hoch aufgelösten Zeitreihe, kann gezeigt werden, dass es in unregelmäßigen Abständen auch während Trockenwetterabfluss zu spontanen Anstiegen des Wassergehalts kommt. Bei einer erhöhten Exfiltrationsrate brechen Sickerfronten in das Bettungsmaterial ein und erreichen nach ca. 160 Minuten die TDR Sonde in 60 cm Tiefe. Die Sickergeschwindigkeiten liegen bei ca. 20 - 25 cm/h. Der Wassergehalt steigt dabei auf bis zu 17 Vol.-% an (Abbildung 5.37). Die Abstände zwischen den Durchbruchereignissen liegen häufig zwischen 34 – 36 Stunden, können jedoch bis zu 66 Stunden betragen. Eine Korrelation zwischen hohen Füllständen und dem Durchbrechen einer Sickerwasserfront, kann teilweise beobachtet werden. Die Phänomene, dass es trotz erhöhtem

Füllstand zu keiner Aufsättigung im Sandkörper kommt, wurde ebenso beobachtet wie eine spontane Aufsättigung bei mittleren oder niedrigsten Füllständen (siehe auch Kap 5.4.4).

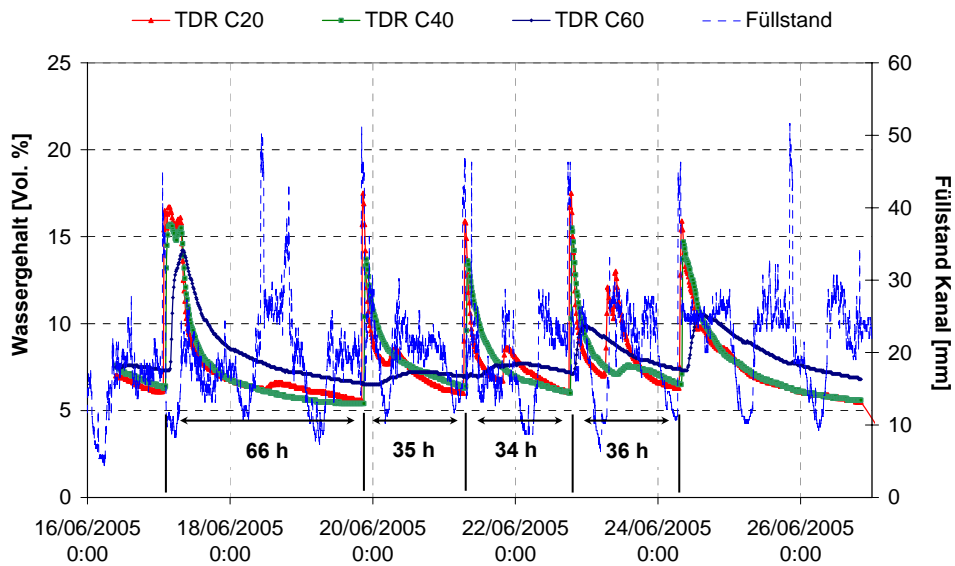


Abbildung 5.37: Bodenfeuchteprofile aufgenommen in 20, 40 und 60 cm Tiefe unterhalb des Lecks.

Steigen die Füllstände im Kanal außergewöhnlich an, zeigen sich deutlich höhere Sickergeschwindigkeiten, die bis zu 180 cm/h erreichen. Es werden dabei annähernd gesättigte Verhältnisse von bis zu 25 - 30 Vol.-% erreicht (Abbildung 5.38).

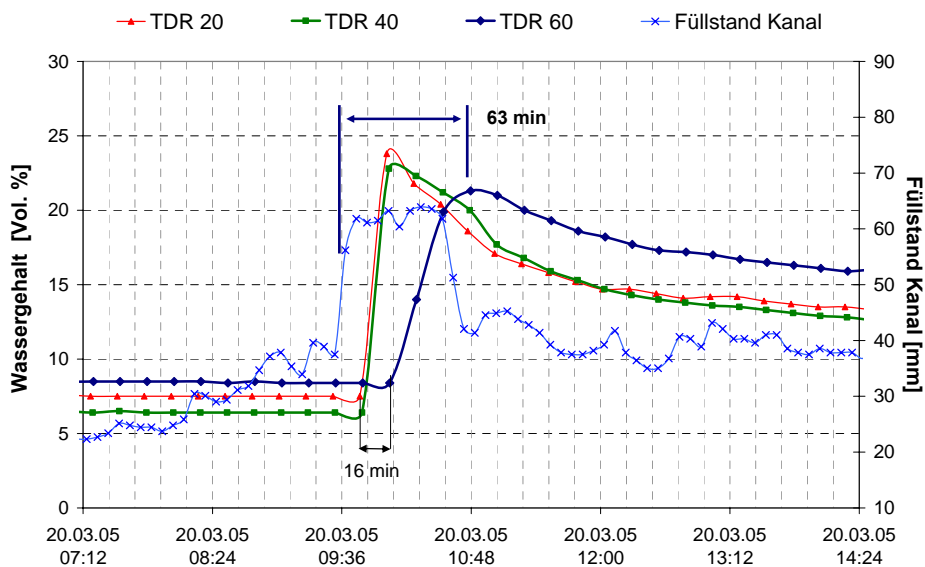


Abbildung 5.38: Hochaufgelöste Zeitreihe des volumetrischen Wassergehalts in 20, 40 und 60 cm Tiefe unterhalb von Leck 2.

Beim Durchbruch von Sickerwasserfronten verläuft die Durchfeuchtung des Bodenkörpers ungleichmäßig. Zur Dokumentation wird die räumliche Verteilung der Bodenfeuchte zu drei aufeinander folgenden Zeitpunkten aus einem einen Zeitraum von 8 Stunden dargestellt (Abbildung 5.39). Der Zustand gegen 9:40 Uhr entspricht dem Trockenwetterzustand. Um 10:45 Uhr kommt es infolge eines Niederschlagsereignisses zur Aufsättigung im Bodenkörper. Gegen 17:45 Uhr hat die Sickerwasserfront das untersuchte Kompartiment weitgehend passiert.

Die in der Abbildung dargestellten Zustände zeigen um 9:40 Uhr eine gleichmäßig Bodenfeuchteverteilung über die gesamte Tiefe. Unmittelbar unterhalb des Lecks werden gesättigte Verhältnisse mit

40 Vol.-% angenommen. In 20 cm Tiefe werden Wassergehalte zwischen 8 - 10 Vol.-% gemessen, die in 60 cm Tiefe kontinuierlich auf 7,6 Vol.-% abnehmen.

Mit einsetzen des Niederschlagsabflusses kommt gegen 10:45 Uhr es zum Durchbruch der Sickerfront und zu einer inhomogenen Aufsättigung des Untergrunds (Bild mittig). Die TDR Sonde in 20 cm Tiefe, rechts des Lecks gelegen, registriert zu diesem Zeitpunkt mit 30 Vol.-% einen wesentlich höheren Wassergehalt als die zentral eingebaute, die nur 24 Vol.-% misst. In 40 cm Tiefe werden 22 Vol.-% Bodenfeuchte gemessen, die mit zunehmender Tiefe auf 20 Vol.-% abnehmen. Nach ca. 7 Stunden, gegen 17:45 Uhr (rechts in der Abbildung) werden wieder annähernd die Ausgangswassergehalte erreicht. Im rechten Kompartiment 20 cm unterhalb des Lecks sind die Wassergehalte jedoch noch leicht erhöht gegenüber dem zentralen Bereich.

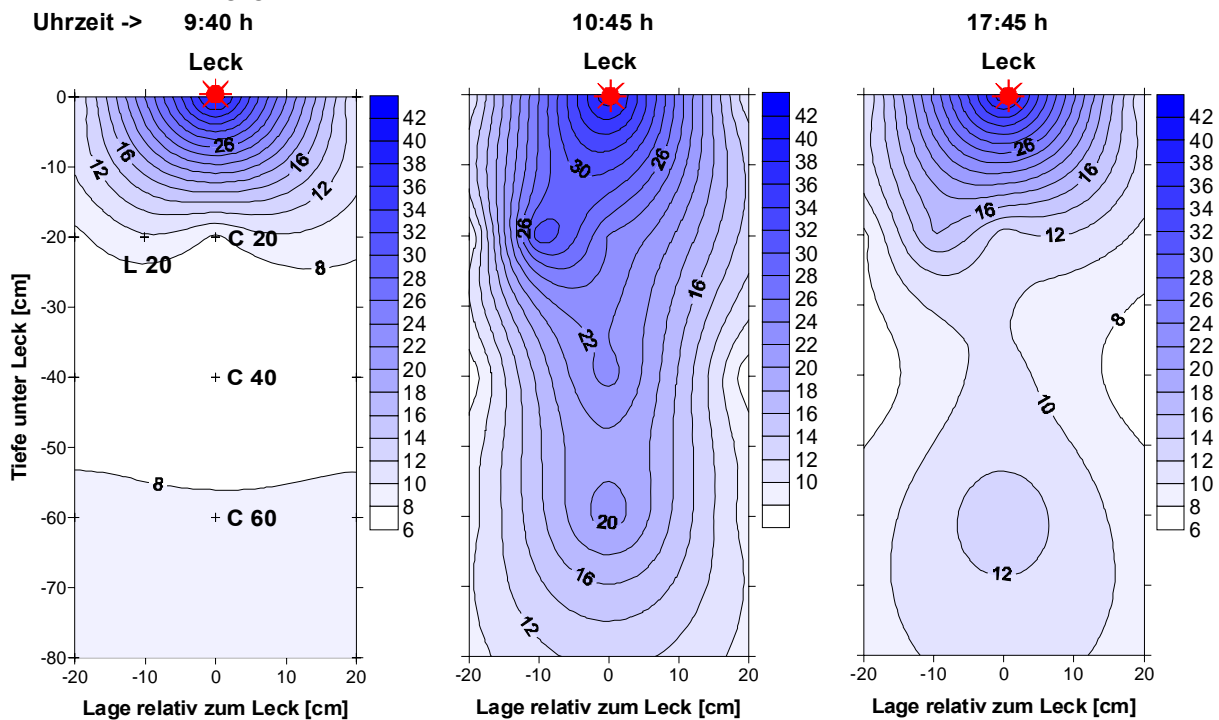


Abbildung 5.39: Verteilung der volumetrischen Bodenfeuchte; links: Zustand während Trockenwetterabfluss. Mitte: Durchbruch einer Sickerfront infolge eines Regenabflussereignisses; rechts: Ausgangszustand ist annähernd wieder erreicht (C20, C40, C60, L20 geben die Position der TDR Sonden an).

Verhalten der Saugspannung im Einflussbereich des Sickerwassers

Für die bodenphysikalische Bewertung unterhalb von Leck 2 sind in Tabelle 5.22 die Minimal-, Maximal-, die Durchschnittswerte und die Standardabweichung für die Tensiometer in 20 und 40 cm Tiefe sowie für den im unbeeinflussten Bereich installierten Tensiometer aufgetragen. Als Bewertungszeitraum wurden die Messreihen vom 12.01.2005 -01.06.2005 analysiert.

In 20 cm Tiefe unterhalb des Lecks stellt sich bei Trockenwetterabflüssen eine Saugspannung von durchschnittlich 134 hPa ein. Während längeren Trockenwetterperioden steigt die Saugspannung auf Spitzenwerte von 255,0 hPa. Niedrigste Werte, die mit einer annähernden Vollsättigung zu korrelieren sind, liegen bei 7,5 hPa. Die Saugspannung in 40 cm Tiefe weicht mit Maximalwerten von 245,0 hPa und Durchschnittswerten von 123,0 hPa nur geringfügig von den Werten in 20 cm ab, indiziert allerdings gleichzeitig, dass es die Bodenfeuchte über die Tiefe inhomogen verteilt.

Im vom Sickerwasser unbeeinflussten Bereich (Tens Ref.) liegen die Werte für die Saugspannung durchweg höher. Der Maximalwert liegt mit 482,5 hPa signifikant über den Werten unterhalb des Lecks. Analog verhält sich der Minimalwert mit 72,5 hPa.

Tabelle 5.22: Saugspannung unterhalb des Lecks (Leck 2) und außerhalb des Einflussbereichs.

Instrument	Tiefe unterhalb des Lecks [cm]	Min. Saugspannung [hPa]	Max. Saugspannung [hPa]	durchschnittl. Saugspannung [hPa]	Standard-abweichung [hPa]
TENS 20	20	7,5	255,0	134,0	32,5
TENS 40	40	7,5	245,0	123,0	43,7
TENS Ref.	-	72,5	482,5	300,5	51,0

Mit: Tens = Tensiometer, Ref. = Referenztensiometer im unbeeinflussten Bereich.

Ausschlaggebend für die geringeren Werte in der Referenzmessstelle, ist die vollständig inhomogene Zusammensetzung des umgebenden Bodens. Weiterhin erhält dieses Kompartiment nur Sickerwasser, wenn es zu Niederschlagsereignissen kommt. Im betrachteten Zeitraum gab es zahlreiche Perioden in denen mehrere Tage nicht zu Niederschlägen kam. Unterhalb des Lecks hingegen kommt es wesentlich häufiger zum Durchbruch von Sickerwasserfronten. Ein Austrocknen des Bodenkörpers unterhalb des Lecks kann daher nicht beobachtet werden.

Bei der Betrachtung der zeitlich hoch aufgelösten Verläufe der Saugspannung, der Bodenfeuchte und des Füllstands werden die bodenphysikalischen Zusammenhänge deutlich (Abbildung 5.40). Bei Füllständen im Tagesschwankungsbereich reagiert die Saugspannung mit geringen Änderungen und bewegt sich zwischen 120 und 180 hPa. Die Bodenfeuchte nimmt währenddessen einen Wert von ca. 7,1 Vol.-% ein.

Bei einer Aufsättigung des Bodens treten Wassergehalte von 17 -18 Vol.-% auf und die Saugspannung fällt parallel auf bis zu 65 hPa. Es handelt sich dabei jedoch um temporäre Zustände und sobald die Sickerfront den Horizont passiert hat steigt die Saugspannung wieder auf 165 hPa an und der Wassergehalt fällt auf den Ausgangswert von 7,1 Vol.-% zurück. Dieser typische, weitgehend gegenläufige Verlauf von Bodenfeuchte und Saugspannung ist in Abbildung 5.40 beispielhaft illustriert. Was bereits aus der Zeitreihenanalyse des Wassergehalts hervorging, zeigt sich auch im Verlauf der Saugspannung. Während Trockenwetterabflüssen kann eine Wiederkehrate der Sickerwasserfronten, die zu einem Abfallen der Saugspannung führen teilweise beobachtet werden. Allerdings treten wie in Kap. 5.4.4 dokumentiert auch Sickerwasserdurchbrüche ohne signifikante Füllstandsänderungen auf. Umgekehrt führt nicht jeder Tagesspitzenwert im Kanal zur Ausbildung einer Sickerwasserfront.

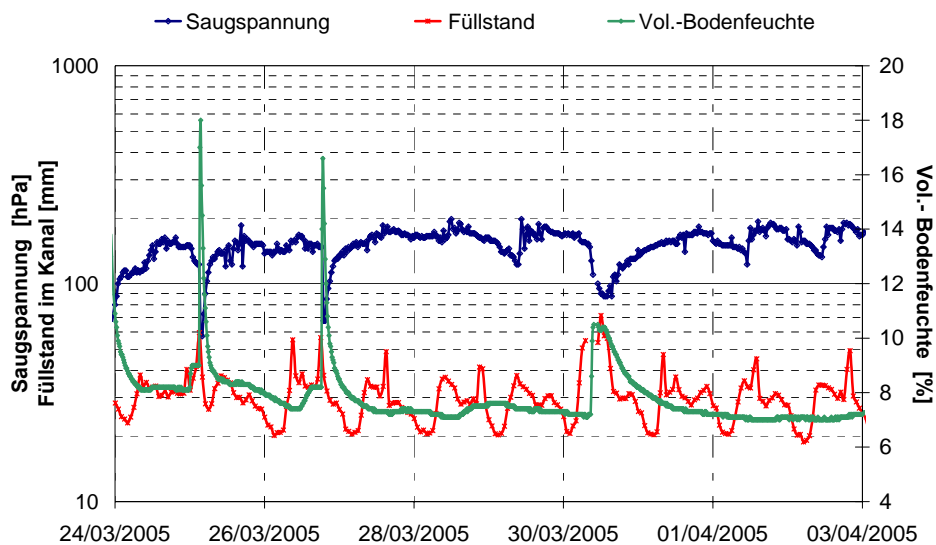


Abbildung 5.40: Zusammenhang zwischen Saugspannung und volumetrischer Bodenfeuchte unterhalb des Lecks. Parallel aufgetragen: Füllstand im Schmutzwasserkanal.

5.5 Ergebnisse: hydrochemische Bewertung

5.5.1 Schwermetallanreicherung unterhalb der Kanalleckage

Probenahme und Messumfang

Im Rahmen einer **in-situ Beprobung** der Kolmationsschicht (02.06.2006), wurden Stechzylinderproben aus der Schadensfläche von Leck 2 gewonnen. Ein Stechzylinder aus Plexiglas mit Probe und eine Aufnahme aus dem Kanal während der Probenahme sind in Abbildung 5.41 dargestellt. Die Proben aus dem Stechzylinder wurden mittels ICP-MS auf Schwermetallkonzentrationen im Feststoff analysiert. Die Stoffkonzentrationen in der Kolmationsschicht wurden mit durchschnittlichen Werten, wie sie für Rohschlamm üblich sind (Koppe & Stotzek 1999), mit Untersuchungen an Sielhäuten in Abwasserkanälen (Gutekunst 1988) und den Grenzwerten, die durch die AbfkläV (1992) vorgegeben sind, verglichen. Dargestellt sind die Ergebnisse für Blei, Kupfer, Cadmium, Zink, Mangan und Eisen. Die Parameter Kobalt, Nickel, Chrom, Arsen, Strontium, Rubidium, Thorium, Uran, etc. waren ebenfalls Teil des Analysenprogramms. Die Konzentrationen lagen jedoch im Bereich oder unterhalb der Nachweisgrenze, so dass auf eine Darstellung verzichtet wird.

Optische Bewertung des Tiefenprofils

Das Profil der Kolmationsschicht in den Stechzylindern wurde nach optischer Begutachtung in drei Horizonte eingeteilt (Abbildung 5.41, links): **Horizont 1** (0,0 – 2,0 cm) ist ca. 2 cm mächtig, sehr dicht, von weicher Konsistenz und von leicht humoser Erscheinung. Dieser Horizont besteht im Wesentlichen aus Feinpartikeln und, wie aus der Biomassebestimmung bereits hervorging, aus mikrobieller Biomasse. Vom ursprünglichen Bettungsmaterial (Mittelsand) war nichts vorhanden. Die deutlich schwarze Färbung ist auf sulfidische Ausfällungsprodukte zurückzuführen, die damit auf anaerobe Bedingungen hinweisen. Als häufigste Ausfällungsprodukte treten in diesen Horizonten Eisen- und Mangansulfide auf, wie sie auch in Laborversuchen nachgewiesen wurden (Hua et al. 2006).

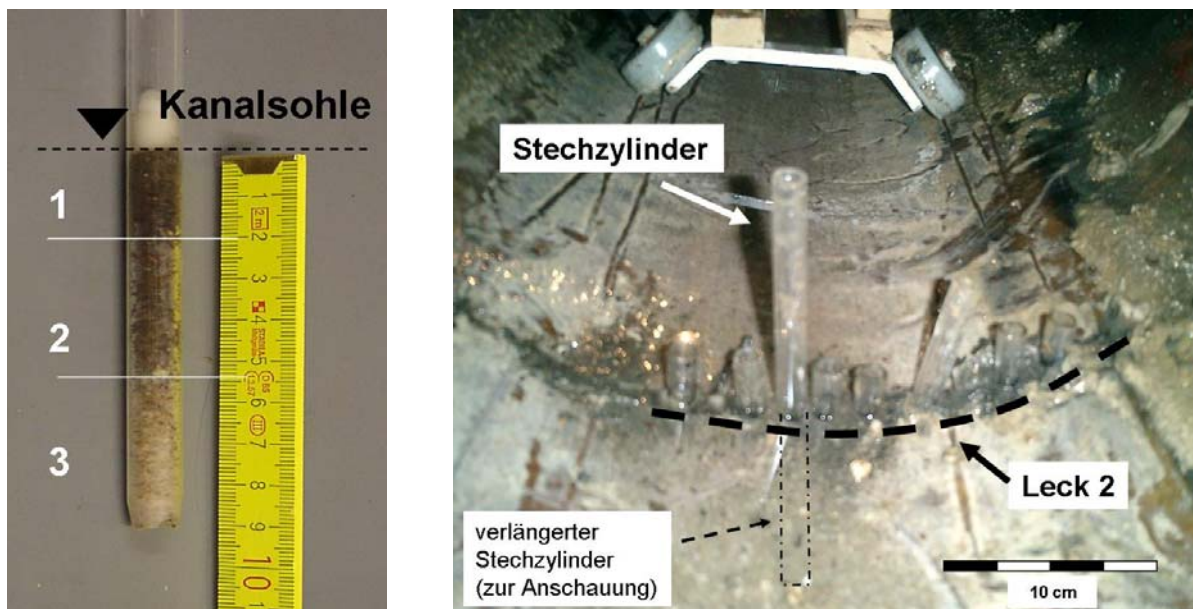


Abbildung 5.41: Links: Stechzylinder mit Tiefenprofil der Kolmationsschicht, entnommen aus Leck 2; rechts: Stechzylinder, die in das Leck 2 eingebracht wurden.

Horizont 2 (2,0 - 5,5 cm) ist ca. 3,5 cm mächtig und kann farblich vom Horizont 1 deutlich abgegrenzt werden. Dieser Bereich kann als Übergangszone betrachtet werden. Der humose Feinpartikelanteil geht deutlich zurück, das Korngerüst des Bettungsmaterials wird sichtbar; die schwarze Färbung als Indikator der Ausfällungsprodukte nimmt ebenfalls deutlich ab und geht eine bräunlich-graue Farbe über.

Im **Horizont 3** (5,5 – 9,0 cm), mit einer Mächtigkeit von $\geq 3,0$ cm tritt das korngestützte Gefüge klar in den Vordergrund und es sind keine färbenden Ausfällungsprodukte mehr zu beobachten. Mit der grau-rosa Färbung entspricht dieser Horizont dem ursprünglich eingebauten Bettungsmaterial. Die Existenz einer biologischen Kolmation durch Bakterien, Algen etc. kann allein aufgrund des optischen Befunds nicht nachgewiesen werden, allerdings indizieren die DNA-Konzentrationen von bis zu 200 $\mu\text{g/g}$ das Vorhandensein von mikrobiologischer Biomasse (siehe Kap. 5.4.7).

Stoffliche Anreicherung von Schwermetallen im Tiefenprofil

Die stoffliche Anreicherung in den jeweils untersuchten Horizonten ist Tabelle 5.23 aufgelistet. Als Referenz zur Abschätzung der prozentualen Abnahme der Stoffkonzentrationen wurden die Teilproben ins Verhältnis zur obersten Probe gesetzt. Es zeigte sich, dass die relative Anreicherung der jeweiligen Elemente je nach Position der Probenahme recht unterschiedlich sein kann, dass jedoch stets ein signifikanter Rückgang der Stoffkonzentrationen schon in einer Tiefe von 2,5 cm zu beobachten ist.

Tabelle 5.23: Stoffliche Anreicherung in der Kolmationsschicht (bezogen auf die Trockensubstanz).

Position	Profiltiefe [cm]	Länge [cm]	Pb [mg/kg]	Cu [mg/kg]	Cd [mg/kg]	Zn [mg/kg]	Mn [mg/kg]
Sohle Zentral, oben	0-3	3	2301	1020	4,70	3855	1457
Sohle Zentral, unten	3-6	3	453	424	2,08	2188	1018
Konz. Abnahme [%]			80%	58%	56%	43%	30%
Sohle links, oben	0-2,5	2,5	59628	1928	5,69	4997	1316
Sohle linke, unten	2,5-5	2,5	1389	462	3,31	3292	823
Konz. Abnahme [%]			98%	76%	42%	44%	37%
Sohle links P2, oben	0-2	2	8997	28054	13,16	11522	3288
Sohle links P2, mittig	2-5,5	3,5	184	436	3,30	2656	1633
Konz. Abnahme [%]			98%	98%	75%	77%	50%
Sohle links P2, unten	5,5-9	3,5	22,23	31,29	0,78	110	216,64
Konz. Abnahme [%]			99,8%	99,9%	94%	99,4%	93%
Ø-Konz. Rohschlamm ¹⁾			100-300	200-500	2-8	bis 3000	200-1000
Grenzwert AbfKlärV 1992 ²⁾			100	60	1,5	200	-

¹⁾ Koppe & Stotzek 1999, ²⁾ Grenzwert nach AbfKlärV §4 (8)

Grundsätzlich werden die Elemente in folgender Reihenfolge

$$\text{Pb} > \text{Cu} > \text{Cd} > \text{Zn} > \text{Mn}$$

mit absteigender Intensität in den obersten Zentimetern der Kolmationsschicht gebunden bzw. ausgefällt. In dieser Folge korreliert die Affinität der Kolmationsschicht für Schwermetalle mit der für den Boden allgemein gültigen Mobilitätsreihe der Elemente, insbesondere bei der ersten in der Tabelle aufgeführten Probe (Sohle zentral). Untersuchungen an Sielhäuten bestätigen diese Ergebnisse und gehen konform mit der dokumentierten Abfolge der Stoffbindung (Gutekunst 1988). Der Vergleich Stoffkonzentrationen in der Kolmationsschicht und Rohschlamm, ergibt eine um den Faktor 2-20 (!) höhere Anreicherung und überschreitet in allen Kompartimenten die Grenzwertvorgaben der AbfKlärV (1992).

5.5.2 Stoffkonzentrationen im Sickerwasser unterhalb des Leck 2

Parameter und Messumfang

In folgendem Kapitel werden mit Nitrat, Chlorid und Bor die aussagekräftigsten Parameter aus dem Analyseprogramm des Sickerwassers aus den Saugkerzen unterhalb von Leck 2 vorgestellt und diskutiert. Die Messergebnisse für Natrium, Kalium, Magnesium, Calcium, Aluminium und Zink sowie Phosphat und Sulfat sind im Anhang aufgeführt.

Da die geförderten Sickerwassermengen aus den Saugkerzen sowohl zeitlich als auch räumlich starken Schwankungen unterworfen waren und somit als Interpretationshilfe herangezogen wurden, werden die jeweils gewonnenen Mengen zunächst dargestellt und diskutiert.

Sickerwassermengen aus den Saugkerzen

Die deutlichen räumlichen und zeitlichen Schwankungen der Sickerwassermengen sind in Abbildung 5.42 illustriert. Die höchsten Bodenwassermengen konnten in der Anfangsphase des Versuches entnommen werden. Diese gingen nach wenigen Wochen jedoch deutlich, obwohl der Unterdruck der auf die Saugkerzen aufgebracht wurde, konstant bei $-0,3$ hPa gehalten wurde. Zu erwarten wäre gewesen, dass die Saugkerze, die sich unmittelbar unter dem Leck befindet (SK Z 10), die höchsten Mengen liefern würde. Die Saugkerze in 30 cm Tiefe, rechts des Lecks installiert (SK R 30), förderte jedoch von Beginn an und über die gesamte Versuchsdauer die größten Mengen an Bodenwasser.

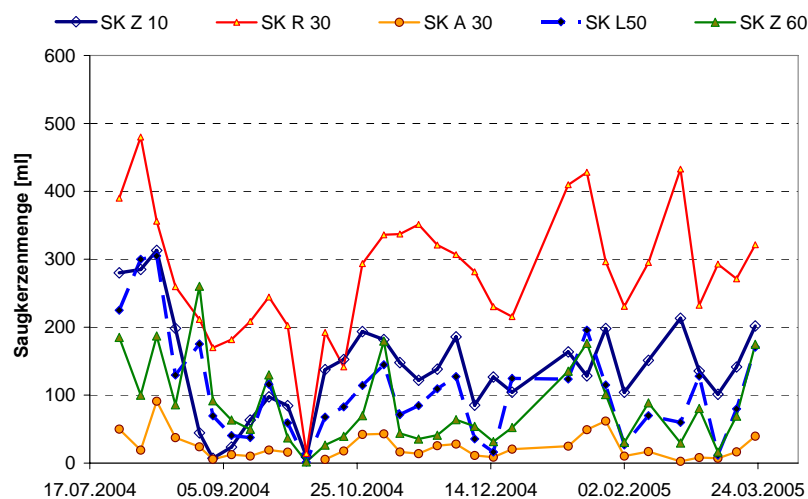


Abbildung 5.42: Zeitlicher Verlauf gewonnenen Saugkerzenmengen. Mit: SK = Saugkerze, Z = zentrale Lage, R = rechts des Lecks, L = links des Lecks, A = abstromig.

Da die Saugkerze in 10 cm deutlich weniger Bodenwasser im Vergleich zu den Saugkerzen in 30 cm Tiefe fördert, kann an den beschriebenen Zuständen liegen. Da in diesem Horizont jedoch nur eine Kerze eingebaut ist, können diese Verhältnisse nicht über den ganzen Horizont in 10 cm Tiefe übertragen werden. Die größte Bandbreite an Sickerwasser wird in einer Tiefe von 30 cm abgedeckt und bewegt sich zwischen 480 ml und 2 ml. Mit zunehmender Tiefe nehmen die Fördermenge deutlich ab, was auf die Dispersion des Sickerwassers zurückgeführt wird.

Das über die Saugkerzen gewonnene und in Probenahmeflaschen eingeleitete Sickerwasser war immer klar und ohne Verfärbung. Fäkalgeruch wurde nicht festgestellt. Niederschlagsereignisse wurde zwar hydrochemisch nachgewiesen, hatten auf die optische Bewertung jedoch keinen Einfluss.

Nitrat-Stickstoff ($\text{NO}_3\text{-N}$) im Sickerwasser

In den ersten drei Wochen des Versuchs bewegen sich die $\text{NO}_3\text{-N}$ -Konzentrationen auf sehr niedrigem Niveau zwischen 0,0 – 4,2 mg/l (Abbildung 5.43), obwohl im Abwasser durchschnittlich $\text{NH}_4\text{-N}$ Konzentrationen von 47,0 mg/l gemessen werden. Bereits in dieser Phase ist jedoch auffällig, dass sich in 10 cm Tiefe nur ca. 0,3 mg/l $\text{NO}_3\text{-N}$ nachweisen lassen, während in 30 cm Tiefe bereits von 3,7 mg/l gemessen wurden. Nach einer Versuchsdauer von drei Wochen kommt es zu einem spontanen Anstieg der Stoffkonzentrationen auf über 35 mg/l in 30, 50 und 60 cm Tiefe. In 10 cm Tiefe wurden zu diesem Zeitpunkt lediglich 4,6 mg/l ermittelt. Nach ca. fünf Wochen (28.08.) werden auch in 10 cm Tiefe erhöhte Konzentrationen von 64,0 mg/l gemessen, die im weiteren Verlauf stetig steigen und am 8.09. Werte von 122,5 mg/l erreichen.

Betrachtet man das Kompartiment in 30 - 60 cm Tiefe, zeigt sich ein einheitlicher Trend im Konzentrationsverlauf, wobei auch hier sehr hohe $\text{NO}_3\text{-N}$ - Konzentrationen von 27,2 - 68,3 mg/l vorliegen. Ab dem 17.11.04 stellt sich in einer Tiefe von 30 cm eine Stoffkonzentration zwischen 45,2 und 90,3 mg/l ein. In 50 und 60 cm Tiefe verhält sich dieser Trend annähernd gegenläufig und es werden Werte erreicht die sich zwischen 21,1 und 58,5 mg/l bewegen.

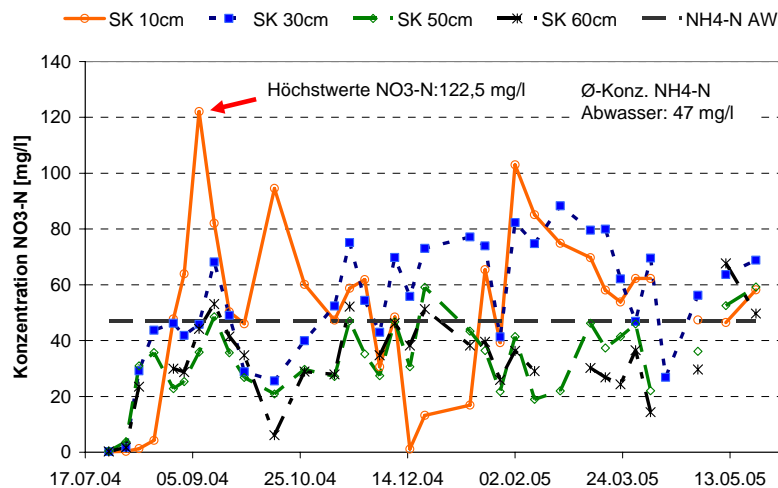


Abbildung 5.43: Zeitlicher Verlauf der Nitratkonzentrationen im Sickerwasser in 10, 30, 50 und 60 cm unter dem Leck.

Auffällig ist der Rückgang der $\text{NO}_3\text{-N}$ Konzentrationen am 14.12.04. Niederschlagsereignisse, die zu erhöhten Sickerwassermengen führen betreffen die Saugkerze in 10 cm Tiefe unmittelbar. In größeren Tiefen (30, 50 und 60 cm) unterhalb der Leckage ist dieser Effekt nicht nachweisbar. Die $\text{NO}_3\text{-N}$ - Konzentrationen in einer Tiefe von 10 cm unterliegen über den gesamten Untersuchungszeitraum gesehen keinem Trend, sondern schwanken zeitlich deutlich von 1,1 – 102,8 mg/l. Im Gegensatz dazu verhalten sich die Sickerwässer in 30, 50 und 60 cm Tiefe moderat. Die Schwankungsbreite wird mit Werten zwischen 20 – 80 mg/l $\text{NO}_3\text{-N}$ abgedeckt. Die kurzfristigen Variationen zwischen zwei Messungen fallen jedoch wesentlich geringer auf. Auffällig, fast parallel verhalten sich die Verläufe in 50 und 60 cm Tiefe. In wieweit sich die Stoffkonzentrationen räumlich variieren geht aus Tabelle 5.24 hervor. Es werden die Extrem- und Mittelwerte aus den Saugkerzen in der Ebene 30 cm unterhalb des Lecks aufgelistet.

Tabelle 5.24: Nitrat und Nitritkonzentrationen im Bodenwasser, 30 cm unterhalb der Leckage.

Lage →	SK Z		SK R		SK L		SK O		SK A	
	NO ₃ -N (mg/l)	NO ₂ -N (mg/l)	NO ₃ -N (mg/l)	NO ₂ -N (mg/l)	NO ₃ -N (mg/l)	NO ₂ -N (mg/l)	NO ₃ -N (mg/l)	NO ₂ -N (mg/l)	NO ₃ -N (mg/l)	NO ₂ -N (mg/l)
Anzahl	36	17	32	12	31	16	34	7	33	13
Max.	110,2	15,0	105,2	14,3	81,9	9,9	86,7	7,1	98,3	2,8
Min.	0,2	0,5	0,2	0,5	0,2	0,7	0,2	0,5	0,5	0,5
Median	57,5	2,1	75,7	1,2	40,7	1,5	43,3	1,2	69,1	0,7
MW	54,8	3,7	68,2	3,1	41,6	2,4	44,5	2,4	63,9	1,0
StAW	23,5	4,3	27,0	4,4	24,6	2,4	19,7	2,7	23,9	0,7

Mit: SK = Saugkerze; Lage: Z = zentral, R = rechts, L = links, O = oberstromig, A = abstromig des Lecks gelegen.

Chloridkonzentrationen im Sickerwasser

Chlorid ist generell als persistenter Stoff einzustufen, der bei der Bodenpassage keinen Sorptions- oder Transformationsprozessen unterliegt. Dies spiegelt sich auch in Abbildung 5.44 wider. Die Anfangskonzentrationen liegen bei 50 mg/l und steigen dann auf über 100 mg/l an. Damit liegen die Sickerwasserkonzentration im Konzentrationsfenster des Abwassers von durchschnittlich 20 - 120 mg/l im Tagesgang. Die Konzentrationsminima am 01.09. bzw. am 13.10.2004 korrelieren mit Niederschlagsereignissen. Das sich Chlorid konservativ verhält, zeigt sich offensichtlich in den Konzentrationsverläufen über die gesamte Versuchsdauer. In 30 cm Tiefe sind die Chlorid-Konzentrationen grundsätzlich höher als in 50 cm, was den Verdünnungseffekt mit zunehmender Tiefe verdeutlicht. Auffällig ist der Konzentrationsverlauf in 60 cm Tiefe der i.d.R. über dem 50 cm Verlauf liegt.

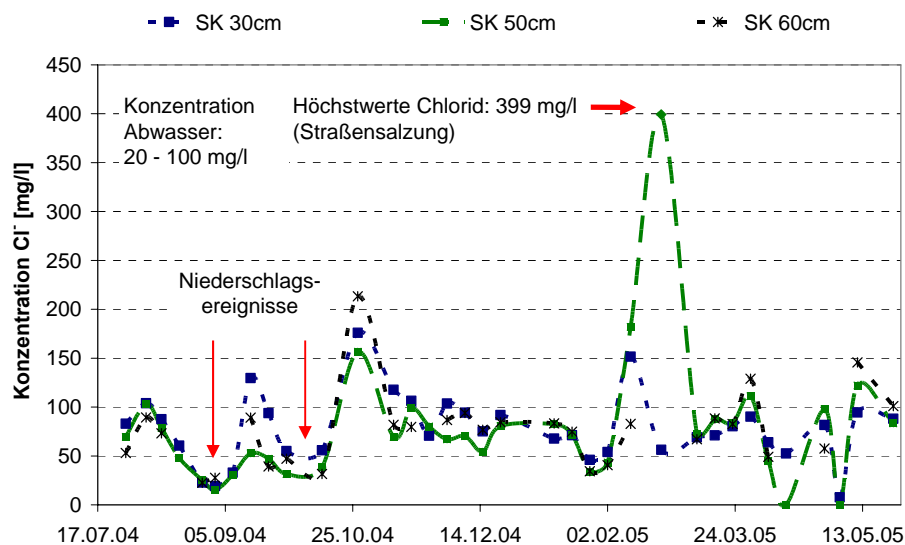


Abbildung 5.44: Zeitlicher Verlauf der Chloridkonzentrationen im Sickerwasser in 10, 30,50 und 60 cm unter dem Leck.

Das die Chloridkonzentrationen räumlich als auch zeitlich stark variieren wird in Abbildung 5.45 veranschaulicht. Es werden die Stoffkonzentrationen die in den Saugkerzen in der Ebene 30 cm unterhalb des Lecks dargestellt und zeigt damit die horizontale Stoffverteilung in 30 cm Tiefe. Am 02.02.2004 erreichen die Stoffkonzentrationen 75 mg/l im Zentrum und im linken Bereich unterhalb des Lecks und nehmen auf 33 mg/l im abstromigen Bereich des Lecks ab. Im Vergleich dazu werden am 28.04 erneut im linken Bereich des Lecks höchste Konzentrationen von 100 mg/l im direkten Zentrum jedoch nur 83 mg/l.

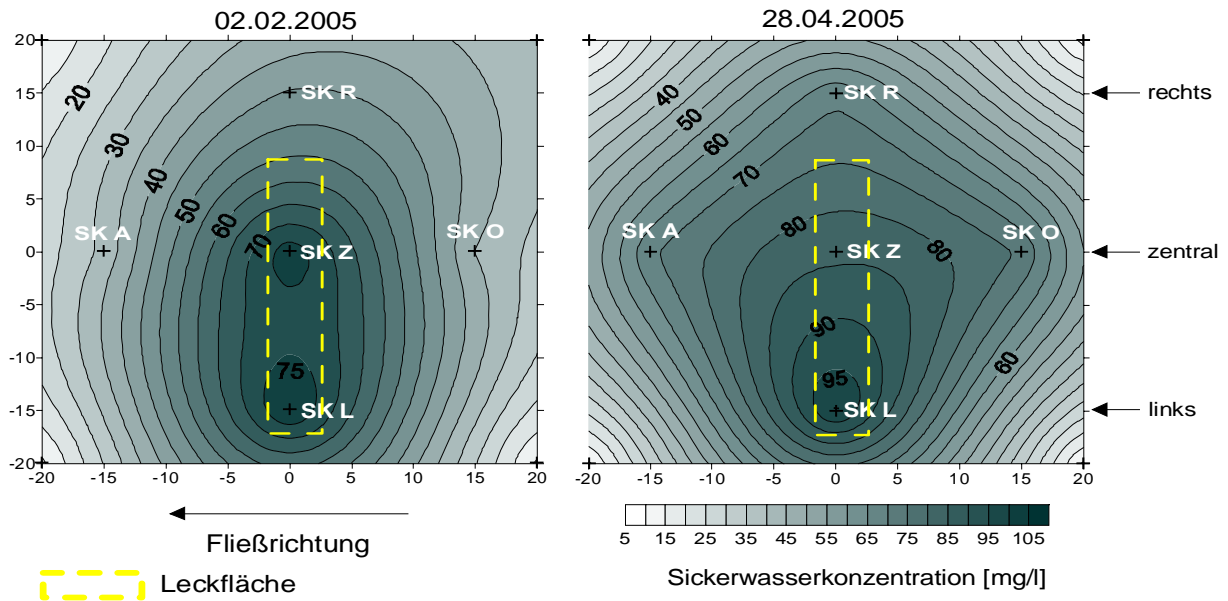


Abbildung 5.45: Horizontale Konzentrationsverteilung von Chlorid in 30 cm Tiefe unterhalb des Lecks.

Borkonzentrationen im Sickerwasser

Die Konzentrationsverläufe, wie sie für Chlorid beobachtet wurden, zeigen sich in ähnlicher Weise für Bor in allen Kompartimenten (Abbildung 5.46).

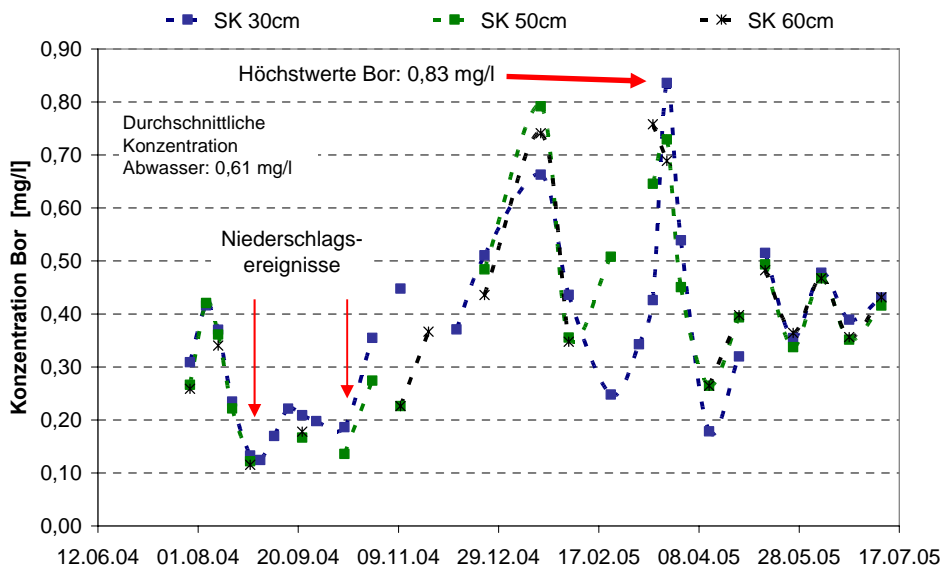


Abbildung 5.46: Zeitlicher Verlauf der Bor Konzentrationen im Sickerwasser in 10, 30, 50 und 60 cm unter dem Leck.

Die durchschnittlichen Abwasserkonzentrationen liegen bei 0,61 mg/l und damit unwesentlich über den mittleren Sickerwasserkonzentrationen. Am 23.03.2005 werden in allen Sickerwasserproben höchste Konzentrationen ermittelt, die bis zu 0,83 mg/l erreichen. Die Borkonzentrationen über die Tiefe betrachtet weisen im Trend einen annähernd parallelen Verlauf auf, so dass gezeigt werden kann, dass weder Sorptions- noch Abbauprozesse stattfinden. Niederschlagsereignisse führen zu einer starken Verdünnung des Sickerwasser und kann anhand der Konzentrationsminima dokumentiert

werden. Diese Zustände indizieren gleichzeitig, dass Bor hauptsächlich über die Hausanschlüsse in die Kanalisation eingebracht wird und nicht aus Oberflächenabflüssen stammt.

Anhand der Stoffkonzentrationen in 30 cm unterhalb des Lecks wird verdeutlicht, dass sich auf engem Raum die Bedingungen stark variieren (Abbildung 5.47). Als Bewertungszeitpunkt wurde in Analogie zu Beschreibung des Parameters Chlorid der 02.02.2005 und der 28.04.2005 gewählt. Aus der Darstellung geht hervor, dass sich die höchsten Konzentrationen in beiden Fällen unmittelbar unter dem Leck einstellen. Die Saugkerze im Abstrom des Lecks (SK U) fördert in der i.d.R. Sickerwasser mit Borkonzentrationen, die deutlich höher sind im Vergleich zur Saugkerze im Zustrom. Daraus lässt sich ableiten, dass der abstromige Bereich stärker vom Sickerwasser beeinflusst ist als das Kompartiment im Zustrom. Wenn sich die Sickerwasserfronten stärker in abstromigen Bereich fortsetzen, werden die Sickerwassermengen im Zustrom zusätzlich durch das unbeeinflusste Bodenwasser mit geringen Borkonzentrationen verdünnt.

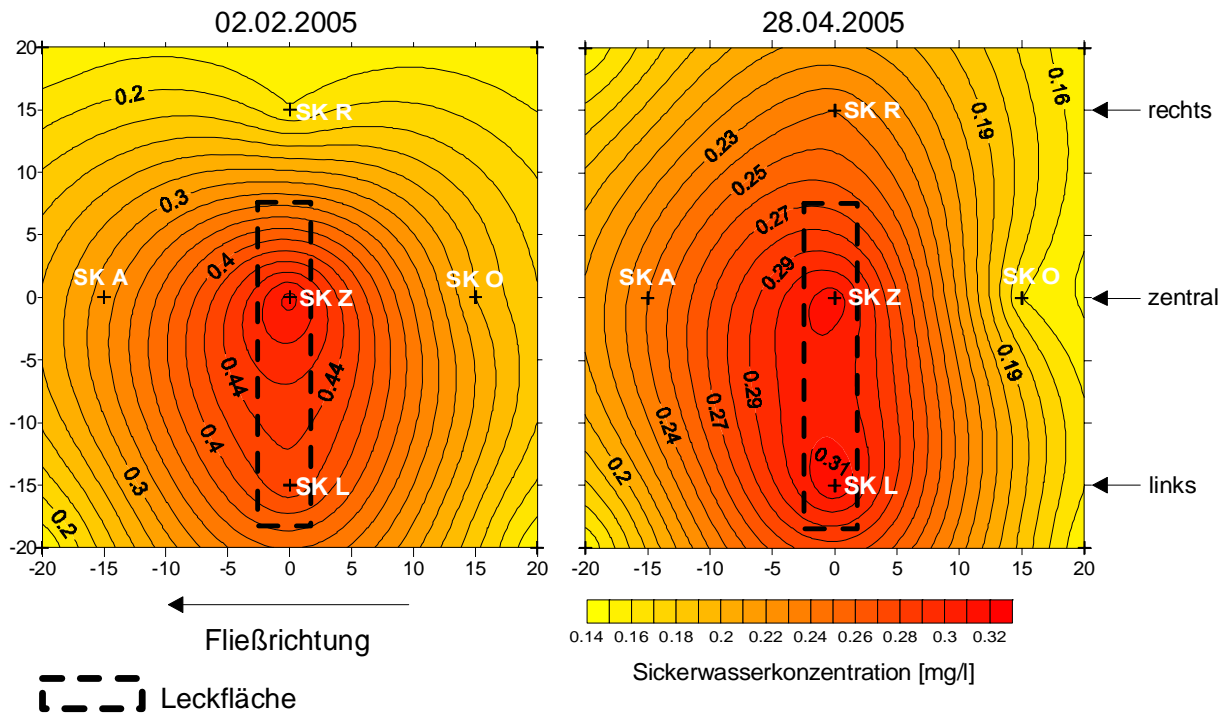


Abbildung 5.47: Horizontale Konzentrationsverteilung von Bor in 30 cm Tiefe unterhalb des Lecks.

Der Unterschied der Stoffkonzentrationen zu den dargestellten Zeitpunkten ergibt durch die unterschiedliche Abwasserzusammensetzung und darf nicht Sorptions- oder Transformationsprozessen in Verbindung gebracht werden.

5.5.3 Pharmazeutische Stoffe im kommunalen Abwasser und im Sickerwasser

Messkampagne: Pharmazeutische Rückstände im Ab- und Sickerwasser

Im Rahmen einer Messkampagne (Durchführungszeitpunkt 06.11. & 07.11.2005) wurden Proben am Zulauf der Kläranlage sowie dem Ab- und Sickerwasser in der Kehler Straße entnommen. Die Proben wurden auf 48 pharmazeutische Substanzen analysiert. Die untersuchten Substanzen zählen zu den Wirkstoffgruppen Analgetika, Betablocker, Zytostatika, Broncholytika, Sekretolytika, Antiepileptika, die die bundesweit höchsten Verreichungsmengen aufweisen. Zusätzlich wurden die Stoffe Bezafibrat, Carbamazepin, Clofibrinsäure, Diclofenac, Fenofibrat, Gemfibrozil, Ibuprofen untersucht (siehe Tabelle 5.25 und Tabelle 5.26).

Im Zulauf der Kläranlage wurden bei 48 untersuchten Substanzen 15 positive Befunde (15/48) festgestellt. Von den untersuchten analgetischen Wirkstoffen konnte Dimethylaminophenazon, Diclofenac und Ibuprofen nachgewiesen werden. Für die Betablocker Atenolol, Metoprolol und Sotalol wurden die höchsten Konzentrationen bestimmt. Für die Substanzen der Wirkstoffgruppen Broncholytika, Sekretolytika und Zytostatika wurden keine Nachweise erbracht. Mit Dehydrato-Erythromycin A, Clarithromycin, Sulfamethoxazol und Trimethoprim wurden für vier antibiotische Substanzen positive Befunde festgestellt. Von den untersuchten Blutfettwertsenkern konnten Bezafibrat und Gemfibrozil nachgewiesen werden. Carbamazepin ein weit verbreitetes Antiepileptikum konnte in allen untersuchten Proben nachgewiesen werden.

Alle Substanzen die im Zulauf der Kläranlage auftraten, wurden sowohl im Abwasser der Kehler Straße als auch im Sickerwasser nach einer Bodenpassage von 50 cm nachgewiesen. Für die Betablocker Atenolol und Metoprolol ließen sich sowohl im Abwasser, als auch nach der Bodenpassage von 50 cm signifikante Mengen von 1 100 - 1 200 ng/l nachweisen. Für die Stoffe Ibuprofen, Diclofenac, Bezafibrat, Carbamazepin wurden im Zulauf Konzentrationen festgestellt die sich im µg Bereich bewegen und bis zum Faktor 100 höher konzentriert sind, als die antibiotischen Stoffe.

Auffällig ist jedoch, dass die Stoffkonzentrationen im Sickerwasser teilweise deutlich über den im Abwasser oder der Kläranlage liegen, so z.B. für Dimethylaminophenazon, Atenolol, Metoprolol, Bezafibrat, Carbamazepin und Gemfibrozil (durch rote Schrift in der Tabelle hervorgehoben).

Alle Sickerwasserproben die aus den Saugkerzen entnommen wurden, lieferten keine positiven Befunde von pharmazeutischen Rückständen. Allerdings muss darauf hingewiesen werden, dass die Standzeiten des Sickerwassers sich in der Regel auf 1 Woche beliefen. Die Klarsichtflaschen standen zwar im abgedunkelten Versuchsstand, waren allerdings den täglichen Temperaturschwankungen unterworfen.

Die nachgewiesenen Substanzen, lagen mit Ausnahme von Sulfadiazin deutlich über der Bestimmungsgrenze (BG).

Tabelle 5.25: Nachweis pharmazeutischer Stoffe im Kläranlagenzulauf, im Abwasser der Kehler Straße und im Sickerwasser nach einer Bodenpassage von 50 cm (Messkampagne 11.06.2005).

Parameter	BG	Einheit	Abwasser Kläranlage	Abwasser Kehler Straße	Sickerwasser am Leck 1	Sickerwasser am Leck 2
Bezafibrat	0,50	µg/L	0,88	< 0,5	1,54	< 0,5
Carbamazepin	0,10	µg/L	1,09	0,93	2,93	< 0,1
Clofibrinsäure	0,50	µg/L	< 0,5	< 0,5	< 0,5	< 0,5
Diclofenac	0,50	µg/L	3,10	2,84	1,86	< 0,5
Fenofibrat	0,10	µg/L	< 0,1	< 0,1	< 0,1	< 0,1
Gemfibrozil	0,10	µg/L	< 0,1	0,5	1,79	< 0,1
Ibuprofen	1,00	µg/L	14	1,49	< 1	< 1
Indometazin	0,50	µg/L	< 0,5	< 0,5	< 0,5	< 0,5

Tabelle 5.26: Nachweis pharmazeutischer Stoffe im Kläranlagenzulauf, im Abwasser der Kehler Straße und im Sickerwasser nach einer Bodenpassage von 50 cm.

Parameter	BG	Einheit	Abwasser Zulauf Kläranlage	Abwasser Kehler Straße	Sickerwasser am Leck 1
Analgetika:					
Phenazon	10	ng/L	< 100	< 50	< 20
Dimethylaminophenazon	10	ng/L	< 100	< 50	150
Propyphenazon	10	ng/L	< 100	< 50	< 20
Betablocker:					
Atenolol	10	ng/L	480	620	450
Betaxolol	10	ng/L	< 100	< 50	< 20
Bisoprolol	10	ng/L	< 100	< 50	< 20
Metoprolol	10	ng/L	500	540	1100
Pindolol	10	ng/L	< 100	< 50	< 20
Propranolol	10	ng/L	< 100	< 50	< 20
Sotalol	10	ng/L	620	1200	1200
Broncholytika, Sekretolytika:					
Clenbuterol	10	ng/L	< 100	< 50	< 20
Salbutamol	10	ng/L	< 100	< 50	< 20
Terbutalin	10	ng/L	< 100	< 50	< 20
Zytostatika:					
Ifosamid	10	ng/L	< 100	< 50	< 20
Cyclophosphamid	10	ng/L	< 100	< 50	< 20
Antibiotika:					
Azithromycin	10	ng/L	(54)	< 50	< 20
Dehydrato-Erythromycin A	10	ng/L	240	(39)	98
Clarithromycin	10	ng/L	150	< 50	45
Roxithromycin	10	ng/L	< 100	< 50	31
Clindamycin	10	ng/L	(65)	< 50	230
Ronidazol	10	ng/L	< 100	< 50	< 20
Metronidazol	10	ng/L	< 100	< 50	< 20
Sulfadiazin	10	ng/L	< 100	< 50	21
Sulfamerazin	10	ng/L	< 100	< 50	< 20
Furazolidon	10	ng/L	< 100	< 50	< 20
Sulfadimidin	10	ng/L	< 100	< 50	< 20
Sulfamethoxazol	10	ng/L	440	170	50
Dapson	10	ng/L	< 100	< 50	< 20
Trimethoprim	5	ng/L	190	120	41
Amoxicillin	20	ng/L	< 100	< 50	< 20
Penicillin G	20	ng/L	< 100	< 50	< 20
Penicillin V	20	ng/L	< 100	< 50	< 20
Cloxacillin	20	ng/L	< 100	< 50	< 20
Oxacillin	20	ng/L	< 100	< 50	< 20
Nafcillin	20	ng/L	< 100	< 50	< 20
Dicloxacillin	20	ng/L	< 100	< 50	< 20
Oleandomycin	10	ng/L	< 100	< 50	< 20
Chloramphenicol	10	ng/L	< 100	< 50	< 20
Tylosin	10	ng/L	< 100	< 50	< 20

24 Stunden Messkampagne mit 1 Stunden Probenahmeintervall

Die Analysenergebnisse der ersten Messkampagnen zeigten, dass die Bandbreite der raum-zeitlichen Variationen der Stoffkonzentrationen nur im Rahmen einer kontinuierlichen Beprobung über einen längeren Zeitraum von mehreren Stunden abzugrenzen ist. Um diesem Umstand Rechnung zu tragen, wurde ein Untersuchungsprogramm erstellt, das eine Bewertung des Abwassers und des Sickerwassers über den Tagesgang ermöglicht. Aus dem Schmutzwasserkanal wurde stündlich eine Abwasserprobe entnommen. Die Sickerwasserprobe wurde zeitparallel, allerdings über einen Zeitraum von einer Stunde genommen und stellt damit eine Mischprobe dar. Um einen Vergleich zu den im kommunalen Abwasser auftretenden Inhaltsstoffen herzustellen, wurde zusätzlich eine Mischprobe über einen Tag im Zulauf der Verbandskläranlage Rastatt entnommen. Die Ab- und Sickerwasserproben wurden hinsichtlich der el. Leitfähigkeit, des pH-Werts und den Stickstoffverbindungen sowie auf acht humanpharmazeutische Substanzen untersucht. Als Ergebnis der Messkampagne sollten Hinweise über die Aufenthaltszeit des Sickerwassers sowie über Transformationsprozesse und den mikrobiellen Abbau der untersuchten Stoffe gewonnen werden.

In Abbildung 5.48 sind die im Abwasser und im Sickerwasser gemessenen **el. Leitfähigkeiten** und der pH-Wert aufgetragen. Die el. Leitfähigkeit zeigt zu Beginn des Versuchs gegen 5:00 h morgens minimale Werte von $337 \mu\text{S}/\text{cm}$, die mit dem Nachtfluss korrelieren. Im weiteren Verlauf nehmen die el. Leitfähigkeiten auf Werte zwischen 1013 bis $1610 \mu\text{S}/\text{cm}$ zu und bewegen sich damit im Bereich kommunaler Abwässer (Gujer 2002). Die el. Leitfähigkeiten im Sickerwasser bewegen sich in einem engeren Spektrum. Geringste Werte wurden zwar ebenfalls zu Beginn des Versuchs bestimmt, allerdings liegen die Werte mit $1081 \mu\text{S}/\text{cm}$ deutlich über den Abwasserwerten. Im weiteren Verlauf schwanken die Werte unwesentlich um $1339 \mu\text{S}/\text{cm}$ und liegen damit deutlich über den Werten die im Abwasser gemessen wurden. Die Zusammensetzung des exfiltrierenden Abwassers erfährt beim Sickerprozess eine Homogenisierung, so dass die Spitzen, wie sie im Schmutzwasser gemessen wurden sich nicht mehr abzeichnen.

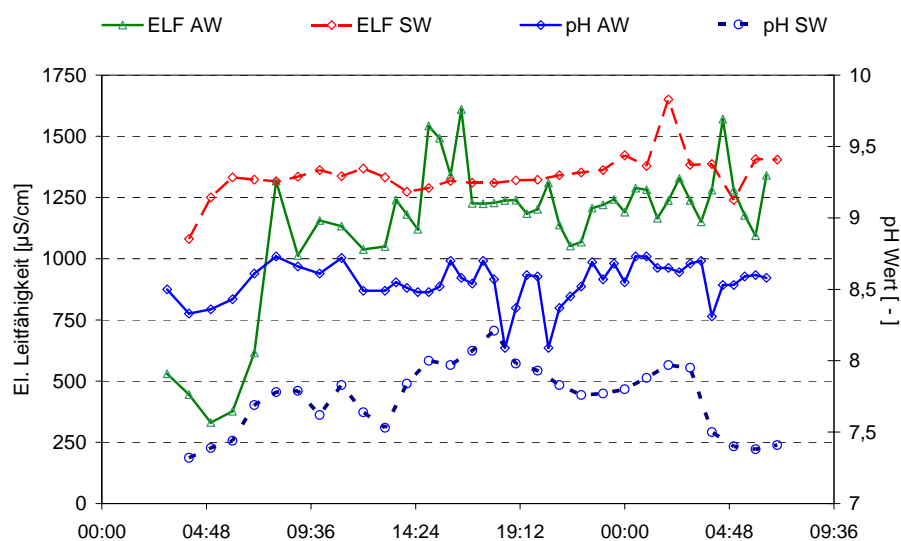


Abbildung 5.48: Zeitliche Verläufe der el. Leitfähigkeit (ELF) und des pH-Werts im Abwasser (AW) und Sickerwasser (SW).

Der **pH-Wert** bewegt sich im Abwasser 8,09 und 8,73 und lässt bis auf die ersten Versuchsstunden keine Korrelation mit Tagesgang des Abflusses zu. Im Sickerwasser hingegen liegt der pH-Wert in allen Proben deutlich unter den Werten des Abwassers. Im weiteren Verlauf des pH-Werts im Sickerwasser fehlen die kurzzeitigen im Abwasser gemessenen Spitzen und Senken, so dass mit diesem Parameter ebenfalls die Homogenisierung des exfiltrierenden Abwassers auf der Sickerstrecke verdeutlicht werden kann. Ein zeitlicher Versatz, der Aussagen über die Verweilzeiten erlaubt konnte in keinem der Fälle nachgewiesen werden.

Neben den Werten für die el. Leitfähigkeit und des pH-Wertes sind in Tabelle 5.27 Konzentrationen des Stickstoffs in Form von $\text{NH}_4\text{-N}$ und $\text{NO}_3\text{-N}$ aufgelistet.

Tabelle 5.27: Analysenergebnisse der 24-h Beprobung (vom 28. und 29.11.2005).

Kompartiment → Parameter ↓	Abwasser im Kanal			Sickerwasser		
	Min.	Max.	Ø -Wert	Min.	Max.	Ø -Wert
pH-Wert [-]	8,09	8,73	8,54	7,32	8,21	7,74
El. Leitfähigkeit [$\mu\text{S}/\text{cm}$]	337	1610	1150	1081	1650	1339
$\text{NH}_4\text{-N}$ [mg/l]	11,13	80,57	46,81	13,30	33,21	19,23
$\text{NO}_3\text{-N}$ [mg/l]	0,85	1,23	1,05	0,72	4,23	2,30

Die erheblich geringeren $\text{NH}_4\text{-N}$ Konzentrationen im Sickerwasser indizieren bereits, dass auf der Sickerstrecke ein Großteil des $\text{NH}_4\text{-N}$ nitrifiziert wird. Anschaulicher geht dies aus der Abbildung 5.49 hervor. Die Stickstoffkonzentrationen im Abwasser, in Form des **Ammonium-Stickstoff** ($\text{NH}_4\text{-N}$) zeigen einen typischen Verlauf im Tagesgang. Niedrigste Konzentrationen von 10 mg/l fallen mit dem Nachtminimum zusammen. Im weiteren Verlauf treten höchste Konzentrationen am Morgen gegen 6:00 Uhr und in den späten Abendstunden gegen 0:00 Uhr auf. Im Sickerwasser, nach einer Bodenpassage von 50 cm werden aufgrund der Nitrifikationsprozesse durchschnittlich deutlich geringere Konzentrationen, die sich zwischen 12-33 mg/l $\text{NH}_4\text{-N}$ bewegen, gemessen. Die analysierten Stickstoffkonzentrationen erlauben eine Bilanzierung über einen Zeitraum von 12 Stunden. Bei einer durchschnittlichen Eintrittskonzentration von 39 mg/l und einer Sickerwasserkonzentration von 17 mg/l kommt es bei der Bodenpassage zu einem Umsatz von ca. 22 mg/l $\text{NH}_4\text{-N}$, was einer Eliminationsrate von 56% entspricht.

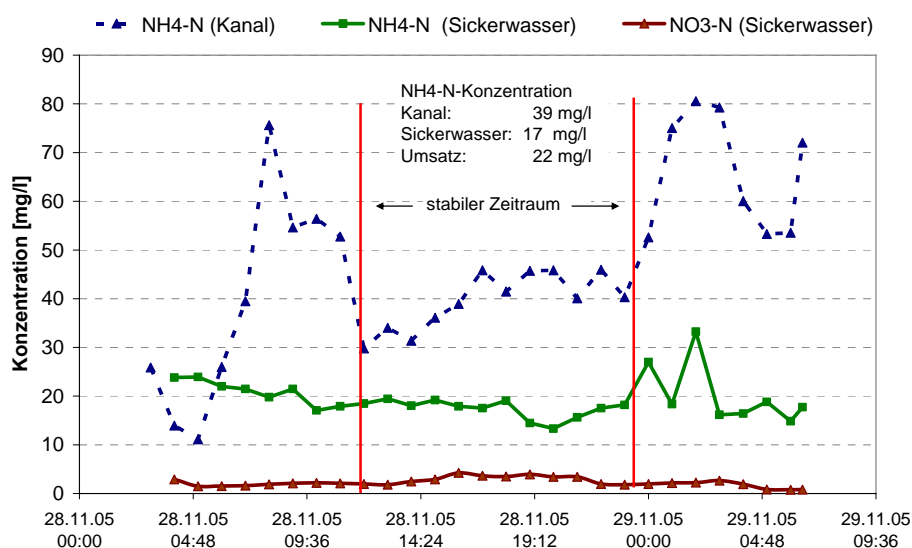


Abbildung 5.49: $\text{NH}_4\text{-N}$ Bilanz aus Abwasserproben und Sickerwasserproben.

Trotz der hohen Eliminationsrate $\text{NH}_4\text{-N}$ muss festgehalten werden, dass mit dem Sickerwasser durchschnittlich 20 mg/l kontinuierlich in die ungesättigte Zone eingetragen werden und damit der Grenzwert nach TVO von 0,5 mg/l für Ammonium deutlich überschritten wird. Mit zunehmender Sickerstrecke erhöhen sich zwar die Kontaktzeiten und damit die Transformationsraten. Da sich in Rastatt jedoch 30 % der Haltungsabschnitte im Grundwasser oder in dessen Schwankungsbereich liegen, kommt es insbesondere in diesen Bereichen zu einem direkten Eintrag von Ammonium.

Die Analyse des Ab- und Sickerwassers auf **pharmazeutische Rückstände** ergab für sieben der acht untersuchten Stoffe positive Befunde (Tabelle 5.28).

Tabelle 5.28: Zusammenfassung Analysenergebnisse der 24 Stunden Beprobung (vom 28. und 29.11.2005).

Kompartiment →	Abwasser im Kanal			Sickerwasser			Zulauf Kläranlage		Mikrobieller Abbau
	Min.	Max.	Ø -Wert	Min.	Max.	Ø -Wert	Tages	Mischprobe	
Parameter ↓	[µg/l]	[µg/l]	[µg/l]	[µg/l]	[µg/l]	[µg/l]	[µg/l]	[µg/l]	
Bezafibrat	0,54	20,26	4,77	0,58	0,72	0,63	1,28	1,23	
Carbamazepin	0,47	6,62	1,71	1,19	2,76	2,19	0,76	0,82	-
Clofibrinsäure	< 0,5	< 0,5	< 0,5	0,50	0,54	0,52	< 0,5	< 0,5	
Diclofenac	0,91	35,81	7,45	3,29	4,25	3,80	7,61	5,34	+
Fenofibrat	< 0,1	< 0,1	< 0,1	< 0,1	< 0,1	< 0,1	< 0,1	< 0,1	
Gemfibrozil	0,16	21,25	3,18	0,00	1,91	1,38	0,17	0,3	
Ibuprofen	4,18	100,36	15,03	2,29	5,27	3,22	78,1	14,2	+
Indometazin	< 0,5	2,23	-	< 0,5	< 0,5	< 0,5	< 0,5	< 0,5	

Mit- - kein Abbau registriert, + mikrobieller Abbau.

Ein Nachweis für Clofibrin und Fenofibrat konnte im Abwasser nicht erbracht werden. Im Sickerwasser ergaben sich zwar für Clofibrin positive Befunde, allerdings lagen die Konzentrationen im Bereich der Nachweisgrenze. Für Bezafibrat, Carbamazepin, Diclofenac, Gemfibrozil und Ibuprofen wurden die höchsten Stoffkonzentrationen sowohl im Abwasser als auch im Sickerwasser nachgewiesen. Indometazin trat im Abwasser nur vereinzelt auf, wobei sich auch hier die Konzentrationen im Bereich der Nachweisgrenze bewegen. Für die Stoffe Bezafibrat, Gemfibrozil, und Indometazin konnte aufgrund starker Konzentrationsstreuung, sowohl im Ab- als auch im Sickerwasser keine aussagekräftigen Analysenergebnisse gewonnen werden. Ein engeres Beprobungsintervall, sowie Mehrfachbeprobungen sind hier vonnöten, um die Stofftransportprozesse dieser Substanzen unter natürlichen Bedingungen deutlicher abzubilden und zu bewerten.

Für Diclofenac zeichnete sich ein uneinheitliches Bild ab. Es kam im Abwasser zu sehr kurzzeitigen Konzentrationsanstiegen und -abfällen die unmittelbar aufeinander folgten. Trotz allem wurden Maximalkonzentrationen von bis zu 35,81 µg/l im Abwasser nachgewiesen. Die Spitzenkonzentrationen im Sickerwasser wiesen jedoch maximal 4,25 µg/l auf, was einen deutlichen Hinweis auf die mikrobielle Abbaubarkeit liefert.

Anhand Zeitreihenanalyse der von Ibuprofenkonzentrationen und Carbamazepinkonzentrationen (Abbildung 5.50) lassen Aussagen über die Ab- bzw. Eliminationsraten dieser Stoffe treffen. Die Konzentrationen von **Ibuprofen** im Schmutzwasser zeigen einen deutlichen Verlauf im Tagesgang. Die höchsten Konzentrationen wurden gegen 9:00 h morgens, nach der Morgentoilette mit 100,36 µg/l gemessen. Ibuprofen wird nach der Einnahme zu einem Grossteil über Harn und Fäzes wieder ausgeschieden und gelangt in die Kanalisation. Bei der Bodenpassage erfährt Ibuprofen einen erheblichen Rückgang und erreicht im Sickerwasser durchschnittliche deutlich geringere Konzentrationen von 3,22 µg/l.

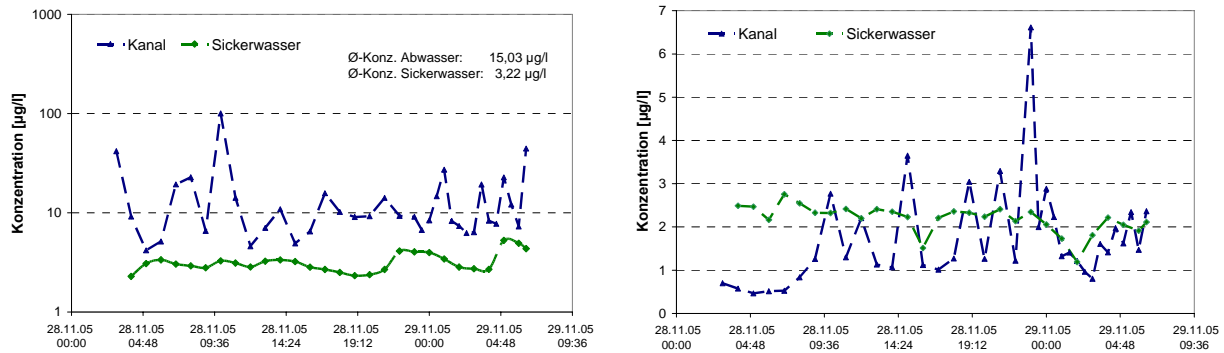


Abbildung 5.50: Zeitlicher Verlauf der Ibuprofenkonzentrationen (links) und Carbamazepinkonzentrationen (rechts) im Ab- und Sickerwasser.

Die Ergebnisse der Messkampagne für **Carbamazepin** zeigen für die Abwasserkonzentrationen einen erkennbaren Tagesgang. In den Morgenstunden gegen 5:00 Uhr werden jeweils die geringsten Konzentrationen gemessen. Im Tagesverlauf kommt es immer wieder zu Konzentrationsspitzen die auf Einzeleinleitungen zurückzuführen sind. Die Stoffkonzentrationen sind im Sickerwasser mit 2,19 $\mu\text{g/l}$ im Durchschnitt leicht erhöht im Vergleich zu den Abwasserkonzentrationen, was sich jedoch durch die punktuelle Probenahme im Abwasser im Vergleich zur Sammelprobe des Sickerwassers erklären lässt. Betrachtet man den Konzentrationsverlauf im Sickerwasser, so zeigt sich, dass das exfiltrierende Abwasser aufgrund von Mischungsprozessen beim Sickerprozess homogenisiert wird und der Tagesgang des Abwassers sich nicht durchschlägt.

5.6 Interpretation und Diskussion der Ergebnisse

5.6.1 Charakterisierung des Einzugsgebiets – physikalische Parameter des Schmutzwassers

Was bereits aus der Gebietskartierung hervorgegangen ist, dass es sich bei dem Einzugsgebiet um ein kleines, klar eingrenzbares Wohngebiet handelt, kann anhand der täglich sehr ähnlich verlaufenden Abflussmuster bestätigt werden. Industrielle Gewerbe mit hohem Wasserverbrauch können weitgehend ausgeschlossen werden, da die Abflussmengen am Wochenende sich analog zum sonstigen Trockenwetterabfluss verhalten. Der Fremdwasseranteil von 32 %, der über die Methode des Nachtminimums ermittelt wurde, kann durch Grundwasserinfiltration nicht erklärt werden. Eine Verschnittoperation der Kanalsohlen mit dem langjährigen mittleren Grundwasserstand vom 10.10.1986, zeigte auf, dass sich die Kanalisationsabschnitte im Einzugsgebiet deutlich über dem Grundwasserspiegel und dem saisonalen Schwankungsbereich befinden. Die Fremdwassermengen zeigen zudem keinen saisonalen Gang, sondern wurden über die gesamte Untersuchungsdauer mit konstanten Werten registriert. Es muss sich daher um eine permanente Einleitung handeln, die vermutlich aus der Wasserhaltung einer Deponie stammt, die sich am südlichen Ausgang von Rastatt befindet (Kramp 2007). Obwohl das Einzugsgebiet im Trennsystem entwässert, treten in Zusammenhang mit Niederschlagsereignissen Spitzenabflüsse von bis zu 800 m³/d auf. Nicht registrierte abflusswirksame Flächen, die an das Schmutzwassersystem angeschlossen sind, müssen als Ursache für Flutungerscheinungen bei stärkeren Niederschlägen in der Kehler Straße herangezogen werden.

Mit dem Abflussmuster korrelieren die physikalischen Parameter el. Leitfähigkeit, pH-Wert und die assoziierte Temperatur. Die täglichen Konzentrationsspitzen der el. Leitfähigkeit von 3200 µS/cm erklären sich durch die Morgentoilette. Die unregelmäßig auftretenden Spitzenwerte von 4200 - 5000 µS sind auf Einzeleinleitungen zurückzuführen. Dass es sich bei den ermittelten Fremdwassermengen sehr wahrscheinlich um Grundwasser oder Trinkwasser handelt, zeigen die Konzentrationsminima im Trockenwetterabfluss von 600 µS/cm, die mit dem Nachtminimum zusammenfallen, da auch die mittleren el. Leitfähigkeiten des Rastatter Grundwassers mit 550 µS/cm (Eiswirth 2002) angegeben werden. Geringste Werte für die el. Leitfähigkeit von 300 µS/cm werden während Niederschlagsereignissen gemessen, da sich im Niederschlag nur untergeordnete Mengen dissoziierter Stoffe befinden. Mit steigender Niederschlagshöhe nimmt diese generell ab, wobei Bereiche von 5 bis 35 µS/cm angegeben werden (Kaminski & Fricke 2006).

Die pH-Werte decken mit 7,5 - 9,0 die für Schmutzwasser typische Bandbreite ab (Gujer 2002). Die Höchstwerte von pH 9 sind mit der Morgentoilette im Einzugsgebiet in Verbindung zu bringen. Die durchschnittliche Schmutzwassertemperatur die zwischen 11:00 Uhr und 0:00 Uhr bei 21,5°C liegt, steigt aufgrund von Einzeleinleitungen wie Badewässer oder Waschmaschinenabläufe auf 24,5°C. Der Fremdwasserzutritt lässt sich ebenfalls durch den Temperaturverlauf feststellen, da die Temperaturminima von 19,5 °C mit dem Abflussminimum in den Nachtstunden zusammenfallen. Entscheidend ist jedoch die hydraulische Aufenthaltsdauer des Fremdwassers in der Kanalisation. Handelt es sich bei dem Fremdwasser um Grundwasser, so wird dieses bei einer durchschnittlichen Jahrestemperatur von ca. 11,5°C (star.Energiewerke 2002) nach dem Eintritt in die Kanalisation zunächst durch die Kanalisationsrohre erwärmt.

Anhand der Einzugsgebietskartierung, der Abflussmuster und der physikalischen Parameter des Schmutzwassers lässt sich das Einzugsgebiet als reines Wohngebiet bezeichnen, dessen Schmutzwassercharakteristik als typisch im siedlungswasserwirtschaftlichen Sinne zu bezeichnen ist. Für die Parameter el. Leitfähigkeit, pH-Wert und assoziierte Temperatur lassen sich Ober- und Untergrenzen klar abstecken. Extremwerte erklären sich durch Einzeleinleitungen oder aber Niederschlagsereignisse.

5.6.2 Entwicklung der Kolmationsschicht und Exfiltration

Kolmationserscheinungen an der Leckage: exponentielle Abnahme der Exfiltration

Nach Fertigstellung der Teststrecke treten die höchsten Abwassermengen von bis zu 255 l/d aus dem Leck aus, die im weiteren Verlauf eine signifikante exponentielle Abnahme erfahren, bis nach einer Laufzeit von 194 Tagen ein erstes Minimum mit 1 – 2 l/d erreicht wird. Das indiziert in eindrucklicher Weise, dass die ersten 6 Monate der Exfiltrationsuntersuchungen im Wesentlichen durch die Prozesse der Kolmation geprägt sind. Der kontinuierliche Eintrag partikulärer Fracht und der parallel dazu aufwachsende Biofilm führen zu einer Porenraumverengung des unterliegenden Materials und somit zu einer Versiegelung des Lecks. Welche Kolmationsart in dieser Einlaufphase dominiert (biologisch oder physikalisch) kann nicht ermittelt werden. Turkovic et al. (2006) ermittelten an Säulenversuchen, dass die biologische Kolmation in den ersten 3 Wochen eines Versuchs am effektivsten ist. Erst danach würde die mechanische Kolmation eine entscheidende Rolle spielen. Aus der gemessenen Exfiltrationskurve konnte dies jedoch nicht abgeleitet werden. Der hohe Grad der Selbstversiegelung ist in Abbildung 5.51 dargestellt. Aufnahme zeigt den Sohlbereich von Leck 1 im Kanal nach einer Laufzeit von 403 Tagen.



Abbildung 5.51: Kolmatiertes Leck 1 nach einer Laufzeit von 403 Tagen (28.08.2004) aufgenommen.

Der Bereich der Leckage, der sich unter ständiger Wasserbedeckung befindet, war zum Aufnahmezeitpunkt vollständig verfüllt und konnte optisch nicht mehr vom Kanalrohr abgegrenzt werden. Die Leckfläche, die sich oberhalb des Schwankungsbereichs befindet und nur bei Regenereignissen überströmt wird, ist noch dagegen deutlich zu erkennen.

Mit dem Erreichen eines ersten Exfiltrationsminimums nach 194 Tagen Laufzeit wird der Zeitpunkt markiert, ab dem das System sich in einem mehr oder weniger stabilen Zustand befindet. Die Leckage ist mit partikulärer Fracht verfüllt. Auf das Substrat und in die Porenräume ist mikrobielle Biomasse auf- bzw. hineingewachsen. Die Kolmationsschicht zeigt zu diesem Zeitpunkt die höchste Wirksamkeit und die höchste Stabilität. Dass die Stabilität der Kolmationsschicht deutlich zugenommen hat, spiegelt sich insbesondere in der Reaktion auf Regenwetterabflüsse in dieser Phase wider. Während Niederschlagsereignissen tritt nur ca. 4-mal mehr Abwasser aus der Leckage als zu Zeiten des Trockenwetterabflusses. Zu Beginn der Untersuchung exfiltrierten während Regenwetterabflüssen bis zu 20-mal mehr im Vergleich zum Trockenwetterabfluss (Klinger et al. 2006).

Die Kolmationsschicht zeigt über den weiteren Verlauf ein starkes eigendynamisches Verhalten. Der deutliche Anstieg der Exfiltration nach 298 Tagen, der zur zweiten meta-stabilen Phase überleitet wird mit Alterungsprozessen der Kolmationsschicht in Verbindung gebracht. Dieses Phänomen wurde sowohl in Laboruntersuchungen (Okubo & Matsumo 1983; Fuchs 2006), als auch bei den Langzeituntersuchungen am Modellkanal von Turkovic et al. (2006) beobachtet. Im Rahmen der Laborversuche werden jedoch wesentlich kürzere Zeiträume von 40 Tagen genannt, bis erste Alterungserscheinungen auftreten. Beim Modellkanal treten die Alterungserscheinungen je nach Bettungsmaterial nach 70 Tagen (Sand als Bettungsmaterial) bzw. nach 100 Tagen (Kies als Bettungsmaterial) auf.

Über die weitere Versuchsdauer stellt sich ein Wechselspiel von Aufwachsen und Absterben der Biomasse ein, das sich über mehrere Monate hinzieht. Die Exfiltrationsraten bewegen sich zwischen 1 - 4 l/d. Diese Phase ist gleichzusetzen mit der Phase IV, die Okubo und Matsumoto (1983) als Gleichgewichtsphase beschreiben.

Neben den Prozessen des Aufwachsens und Absterbens ist die Biomasse stark durch die Abwasserzusammensetzung und der Temperatur beeinflusst. Bei Untersuchungen an defekten Hausanschlüssen wurde ein deutlicher Zusammenhang zwischen dem Effektivitätsgrad der Kolmationsschicht und der Temperatur festgestellt (Thoma & Götz 2006). Bei niedrigeren Temperaturen im Winter, wurde eine deutlich effektivere Versiegelung beobachtet. Da sich die Einzelphasen im vorliegenden Versuch jedoch über mehrere saisonale Perioden erstrecken, konnte aus den gemessenen Ergebnissen keine Abhängigkeit der Kolmation von der Temperatur beobachtet werden.

Vergleichbarkeit der Zustände am realen Schaden mit anderen Untersuchungen (raus)

Der generelle Trend der exponentiellen Abnahme der Exfiltrationsrate, verursacht durch Versiegelung des Lecks wurde in allen bisher vorgenommenen Studien beobachtet (Okubo & Matsumo 1983; Rott & Zacher 1999; Ellis et al. 2003; Vollertsen & Hitved-Jacobsen 2003; Fuchs et al. 2004; Blackwood et al. 2005; Thoma & Götz 2006; Turkovic et al. 2006). Der Aufbau einer effektiven Kolmation unter realen Bedingungen ist jedoch ein Prozess, der sich über mehrere Monate hinzieht. Diese Tatsache steht in deutlichem Gegensatz zu allen anderen Beobachtungen, die Zeiträume bis zum Erreichen der stabilen Phase von Minuten, Stunden (Ellis et al. 2003; Blackwood et al. 2005), Tagen (Rott & Zacher 1999; Vollertsen & Hitved-Jacobsen 2003) oder wenigen Wochen (Fuchs et al. 2004; Turkovic et al. 2006) angeben. Die ständig wechselnden hydrodynamischen Randbedingungen, allen voran der intermittierende Abfluss in einer Abwasserhaltung, hat damit deutlich stärkeren Einfluss auf die Exfiltration, als bisher angenommen.

Nach Erreichen des „stabilen Zustandes“, nach einer Versuchslaufzeit von 6 Monaten sind die Ober- und Untergrenzen der Exfiltrationsmengen abschätzbar und mit den Ergebnissen der zitierten Untersuchungen vergleichbar. Turkovic et al. (2006) berichten von Exfiltrationsmengen bei Langzeitversuchen von 0,1 l/d, allerdings wird in diesem Versuch mit kleineren Schadensflächen operiert (z.B. 50 cm²). Die Tatsache, dass es nie zu einem völligen Verschließen des Lecks kam, geht konform mit allen zitierten Untersuchungen. Es kann daher postuliert werden, dass sich eine vollständige Abdichtung einer Kanalleckage durch partikuläre Fracht und Biomassewachstum zu keinem Zeitpunkt einstellen wird. Die Exfiltration kann als hochgradig instationärer Prozess beschrieben werden, wobei die größten Austrittsmengen und damit das größte Risiko für Boden und Grundwasser während Niederschlagsereignissen zu verzeichnen sind.

Exfiltrationssteuernde Einflussgrößen

Die Analyse der zeitlich hoch aufgelösten Messreihen von Füllstand im Kanal und der Exfiltration zeigten in weiten Teilen Übereinstimmung im Verlauf mit einem zeitlichen Versatz von 1 - 4 Stunden, so dass der hydrostatische Druck als ein steuernder Parameter genannt werden kann. Kurze Reaktionszeiten von 1 Stunde geben den Hinweis auf das Vorhandensein von präferentiellen Fließwegen im Auffangbehälter, die sich jedoch in kurzen Zeiträumen ändern können. Entscheidend ist die Ausbildung der Fließröhre in ihrer relativen Lage zum Auslass am Auffangbehälter: je näher die ausgebildete Röhre sich am Auslauf befindet, umso schneller wird die Sickerfront registriert. Es ist davon auszugehen, dass zu jedem Zeitpunkt Wegsamkeiten für den präferentiellen Sickerwasserstrom im durchströmten Körper bestehen. Die beobachteten Phänomene,

- 1) stark zurückgehende Exfiltration trotz normaler Trockenwetterabflussbedingungen
- 2) unkontrollierter, spontaner Anstieg der Exfiltration

können auf mehrere Ursachen zurückgeführt werden.

Im ersten Fall ist anzunehmen, dass transportierte partikuläre Fracht z.B. in Form von Klopapierfetzen, an den Rändern des Risses verhakt und die Fläche zusätzlich versiegelt. Infolge der dauernden Strömung kommt es zu einem kontinuierlichen Abtrag und nach ca. einem Tag ist die Leckagefläche wieder unbeeinflusst. Dieser Umstand wäre als rein mechanische Kolmation zu beschreiben. Eine zweite Ursache zielt auf die Eigendynamik der mikrobiellen Kolmationsschicht. Durch Aktivität der Biomasse entstehen Gasblasen, vorwiegend in Form von CH₄ unter anaeroben Bedingungen und CO₂ und N₂ unter aeroben Bedingungen (Hua et al. 2006). Die Gasblasen bleiben zunächst in den Porenräumen haften und verringern somit das Porenvolumen und die Wegsamkeiten für das Sickerwasser. Damit sind Gasblasen im Substrat unterhalb des Kanallecks ebenfalls kolmationswirksam (siehe auch Seki et al. 1998). Die temporär bessere Versiegelung der Leckage wird als Zusammenspiel beider

Prozesse verstanden. Denn durch die Fortschreitung der Bioaktivität und der Gasbildung werden die Blasen immer größer und haben damit einen größeren Auftrieb, so dass sie aus der Matrix nach oben entweichen und neue Wegsamkeiten für einsickerndes Wasser schaffen. Das würde jedoch bedeuten, dass sich nach einer Phase der „Versiegelung“ eine Phase mit deutlich höheren Exfiltrationsraten einstellen würde, was jedoch nicht beobachtet wurde. Der zweite Fall tritt ebenfalls in unregelmäßigen Abständen auf. Auch hier spielen mehrere Faktoren zusammen. Wie bereits beschrieben bilden sich durch die mikrobiellen Aktivität Gasblasen, die zunächst kolmationswirksam sind. Erreichen die Blasen jedoch eine gewisse Größe, wird der Auftrieb größer als die Auflast und es kommt zum Aufstieg der Gasblasen. Die Oberfläche der Kolmationsschicht wird durchstoßen und neue Wegsamkeiten für das Sickerwasser geschaffen. Erhöhte Exfiltrationsraten sind die Folge. Vergleichbare Beobachtungen wurden an der Teststreck in Neureut gemacht (Turkovic et al. 2005). Die Gasbildung und das Aufreißen der Kolmationsschicht wurde ebenfalls in Laborstudien an Langsamsandfiltern und in Säulenversuchen beobachtet (An et al. 2004; Fuchs et al. 2004), obwohl diese Versuche unter kontrollierten Randbedingungen durchgeführt wurden. Die Regenerationszeit der Kolmationsschicht bis zum Erreichen des Ausgangszustands, zieht sich über mehrere Stunden bis zu einem Tag hin.

Für die Durchbruchphänomene werden weiterhin Alterungsprozesse der Biomasse verantwortlich gemacht. Nach dem Aufwachsen der biologischen Kolmation stellt sich ein Gleichgewicht zwischen absterbender und neu aufwachsender Biomasse ein. Bei der absterbenden Biomasse geht jedoch die Haftung zur noch aktiven Biomasse verloren und es werden Fetzen alter Biomasse aus der Kolmationsschicht von dem darüber wegströmenden Abwasser herausgerissen. Das führt zu einer deutlichen Schädigung des Systems, so dass sich über mehrere Tage hinweg höheren Exfiltrationsraten in Abhängigkeit des Füllstands nachweisen lassen.

Risikoabschätzung und statistische Bewertung der Exfiltration

Bei der Betrachtung der Häufigkeitsverteilung über den gesamten Untersuchungszeitraum fällt auf, dass die Verteilung maßgeblich durch die Phase unmittelbar nach Erstellung des Lecks geprägt ist. Daraus lässt sich ableiten, dass von neu entstanden Kanaldefekten das größte Risiko für Boden und Grundwasser ausgeht. Die Untersuchungsintervalle der kommunalen Kanalisation liegen nach Vorgaben der EKVO (2001) bei 15 Jahren. Es kann daher davon ausgegangen werden, dass nach der Entstehung von Kanaldefekten Wochen, Monate oder Jahre vergehen, bis diese erkannt und saniert werden. Dem kleinräumigen System Kanaldefekt steht daher ausreichend Zeit zur Verfügung, sich an die veränderten Randbedingungen anzupassen. Zur Abschätzung dieser Umstände unter „Normalbetrieb“ ist es daher sinnvoll das System nach der initialen Phase mit den sehr hohen Exfiltrationsraten einer weiteren Bewertung zu unterziehen. Der Häufigkeitsverteilung in Abbildung 5.52, liegen insgesamt 568 Datensätze aus der Untersuchungsperiode vom 1.2.2005 - 20.12.2006 zugrunde.

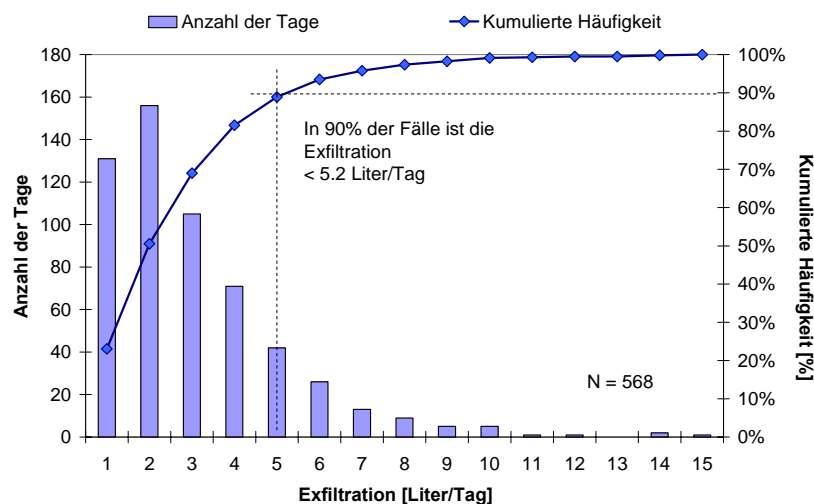


Abbildung 5.52: Häufigkeitsverteilung der Exfiltrationsmengen am stabilisierten System.

Für diesen Zeitraum bewegen sich Exfiltrationsraten in einem wesentlich engeren Bereich von 0,1 max. 14,02 l/d. Der durch die hohen Abflussraten während Niederschlagsereignissen beeinflusste Mittelwert von 2,53 ist nur geringfügig größer, als der Median für diesen Zeitraum von 1,98. Daraus folgt, dass die Eigenversiegelung des Systems, die Kolmatierung des Lecks, auch während Niederschlagsereignissen, die von stark variierenden Randbedingungen begleitet sind, wirksam ist. Der Einfluss von Oberflächenabflüssen kann weiterhin anhand der Standardabweichung von 2,10 dokumentiert werden. Als Wert der für eine Risikobewertung herangezogen werden kann, dient die Betrachtung des Quantils. Daraus geht hervor, dass 90 % der täglichen Exfiltrationsmengen kleiner sind 5,19 l.

Tabelle 5.29: Statistische Angaben zur Häufigkeitsverteilung der Exfiltrationsmengen nach der Einlaufphase (von 1.2.2005.20.12.2006)

/d			Momente	
		/d		/d
100 %	Maximum	14,02	Mittelwert	2,53
90 %	Quantil	5,19	Std. Abw.	2,10
75 %	Quartil	3,46	Std Fehler Mittelwert	0,088
50 %	Median	1,98	Oberer Mittelwert 95%	2,70
25 %	Quartil	1,06	Unterer Mittelwert 95%	2,35
10 %	Quantil	0,52	N	568

Ein Vergleich von Exfiltrationsmengen mit den täglichen Schmutzwassermengen zeigt jedoch auf, dass die Austrittsmengen von untergeordneter Bedeutung in der Bilanz sind. Die Verluste belaufen sich selbst bei Exfiltrationsspitzen auf weniger als 0,02 % des Gesamtabflusses. In Tabelle 5.30 sind die Abwasserverluste im Vergleich zum Tagesdurchfluss aufgelistet. Die Abwassermengen die durchschnittlich während niederschlagsfreien Tagen in den ersten sechs Monaten durch das Leck sickerten, wurden in das Verhältnis zum durchschnittlichen Trockenwetterabfluss (TWA) gesetzt. Es treten weniger als 0,003 % des Gesamtabflusses auf. Selbst bei der Betrachtung sehr hoher Exfiltrationsraten während Regenwetterabfluss (RWA) in dieser Phase belaufen sich die Exfiltrationsmengen auf weniger als 0,02 %. Die Exfiltrationsmengen nehmen nach Erreichen eines stabilen Zustandes um eine weitere Zehnerpotenz ab und exfiltrieren noch max. 0,0011 % der Abflussmenge.

Tabelle 5.30: Abschätzung des quantitativen Abflussanteils als Exfiltration.

Abflussart	Abfluss (Q) [m ³ /d]	Exfiltration (q) [l/d]	Exfiltrationsmenge (Q/q) [%]	Datum	Niederschlag [mm]
TWA	317	8,4	0,0026	22.07.2004 - 31.01.2005	-
RWA	847	167	0,0197	24.08.2004	22,18
TWA	289	1,54	0,0005	14.04.2005	-
RWA	489	5,225	0,0011	23.05.2005	11,41

Die in Tabelle 5.30 aufgeführten Exfiltrationsmengen bei Trockenwetterbedingungen nach Erreichen der Gleichgewichtsphase von max. 0,0005 % im Vergleich zum Tagesabfluss, korrespondieren gut mit den von Turkovic et al (2006) gemessenen Exfiltrationsverlusten von 0,0001 - 0,0004 % die am Modellkanal beobachtet wurden. Im Vergleich mit weiteren Studien stehen diese Werte jedoch zunächst im Widerspruch. Es wird von Exfiltrationsverlusten berichtet, die 0,40 - 34 % des Trockenwetterabfluss betragen (Härig & Mull 1992; Dohmann et al. 1999; Amick & Edward 2000; Ellis et al. 2003; Karpf & Krebs 2004). Die am Realschaden erzielten Ergebnisse erreichen selbst bei maximalen Exfiltrationsraten nur 1/80 im Vergleich zu den in der Literatur angegeben Werten. Es ist allerdings darauf hinzuweisen, dass die genannten Exfiltrationsmengen auf eine Einzelleckage zu beziehen sind, während die zitierten Arbeiten stets einen Bezug zu einem Siedlungsgebiet herstellen und somit eine Vielzahl Kanalleckagen berücksichtigen, die exfiltrationswirksam sind.

5.6.3 Flächenbezogene Exfiltration

Die durch die Korrelation berechneten durchschnittlichen Exfiltrationsraten pro Flächeneinheit zeigen sich gegenüber den Untersuchungen von Rott & Zacher (1999) und Turkovic et al. (2006) mit leicht höheren Werten, bewegen sich jedoch in der gleichen Größenordnung (Tabelle 5.31).

Tabelle 5.31: Vergleichswerte für eine flächenbezogene Exfiltration (berechnet aus Rott & Zacher 1999; Turkovic et al. 2006).

	Durchschnittlicher Füllstand	Rott & Zacher Phase 1 ¹⁾	Rott & Zacher Phase 2 ¹⁾	Turkovic et al. 2006	Turkovic et al. 2006
Füllstand [cm]	3,1 ²⁾	5, 10, 15, 20 ³⁾	5, 10, 15, 20 ³⁾	konstant	konstant
Benetzte Fläche [cm ²]	53,35	8,40	8,40	50	50
Bettungsmaterial	mS	gS	gS	fG	gS
Exfiltration ↓	[ml/(d·cm ²)]	[ml/(d·cm ²)]		[ml/(d·cm ²)]	[ml/(d·cm ²)]
Min.	19,4	15,5	16,70	2,2	2,0
Max.	275,5	119,1	175,00	682	88,0
Median	64,5	33,6	42,38	-	-
Mittelwert	69,5	37,3	46,42	49,2	8,0
Standardabweichung	105,6	16,9	18,15	-	-

¹⁾ Dauer der Phase 1: 100 Tage, Dauer Phase 2: 100 Tage; ²⁾ Der Berechnung liegen die mittleren Füllstände und die mittleren Exfiltrationsraten zugrunde; ³⁾ Füllstände wurden über 10 Stunden pro Tag konstant gehalten. Die Versuche wurden jeweils 25 Tage mit einem Füllstand von 5, 10, 15 bzw. 20 cm gefahren.

Turkovic et al. (2006) operierte zwar mit einer Schadensfläche von 50 cm², die damit annähernd der Leckfläche des Versuchstandes gleichkommt, allerdings wurde der Versuch mit konstanten Füllständen gefahren. Damit ist die Randbedingung hinsichtlich des hydrostatischen Drucks als stationär zu bezeichnen. Auffällig sind die geringen mittleren Exfiltrationsraten von 8,0 ml/(d·cm²) mit Grobsand (gS) als Bettungsmaterial. Damit ließe sich zunächst folgern, dass es mit abnehmender Korngröße zu einer besseren Versiegelung kommt. Als Bettungsmaterial für die in dieser Arbeit beschriebenen Versuche wurde ein Mittelsand (mS) verwendet. Um diese These zu stützen, müssten weitere feinkörnigere Bettungsmaterialien in diesem Zusammenhang untersucht werden.

Die Versuchsreihe von Rott & Zacher (1999) kommt realen Bedingungen sehr nahe, da mit stark intermittierenden Abflüssen gearbeitet wird. Trotz allem sind die ermittelten Werte des Versuchstandes in der Kehler Straße rund 40 % höher. Die Rissbreite bei Rott & Zacher beträgt nur 4 mm, wohingegen das Leck in der Kehler Straße eine Rissbreite von 25 mm aufweist. Die Randeffekte entlang des Risses kommen daher in der Kehler Straße stärker zum Tragen.

Für die Abschätzung des Eintrags durch defekte Abwasserkanäle ist der angegebene mittlere Wert von 69,5 ml/(d·cm²) eine Richtgröße, die als Grundlage für eine Risikoabschätzung herangezogen werden kann. Der im Vergleich zu den zitierten Studien deutlich höhere Wert, entsteht aufgrund der hochgradig instationären Randbedingungen und der inhomogenen Zusammensetzung des Abwassers und ist damit als Schätzwert für einen realen Kanaldefekt zu verwenden.

5.6.4 Mikrobielle Kolmationsschicht

Mächtigkeit der Kolmationsschicht

Die Konzentration der Biomasse ausgedrückt in Stoffkonzentration DNA pro Gramm Trockenmasse gibt Aufschluss über deren räumliche Verteilung in vertikaler und horizontaler Richtung. Damit ist erstmalig eine Mächtigkeitsabschätzung der mikrobiologischen Kolmationsschicht an einem realen Kanalschaden möglich (siehe auch Klinger et al. 2007). In bisher durchgeführten Studien wurde die Mächtigkeit mit einem Schätzwert von ca. 1 - 2 cm angenommen (Amick & Edward 2000; Vollertsen & Hitved-Jacobsen 2003; DeSilva et al. 2006; Wolf & Hoetzel 2006). Die ermittelten Ergebnisse für die DNA-Konzentrationen werden im Kontext von Beobachtungen im Labor mit „Kleinsäulen“ aus Plexiglas (Turkovic et al. 2005) und den Untersuchungen an einem Modellkanal (Fuchs et al. 2004; Turkovic et al. 2006), die jeweils am Institut für Wasser und Gewässerentwicklung, Bereich Sied-

lungswasserwirtschaft und Wassergütwirtschaft der Universität Karlsruhe durchgeführt wurden, diskutiert.

Die ermittelten DNA- Konzentrationen in den jeweiligen Horizonten sind grundsätzlich höher als in allen bisher dokumentierten Untersuchungen. Die Werte im obersten Horizont (0 - 1 cm) der Stechzylinderproben von 450 - 580 $\mu\text{g/g}$ liegen um den Faktor 2 höher im Vergleich zu den aus Säulenversuchen gewonnenen Konzentrationen, in denen Maximalkonzentrationen von 273 $\mu\text{g/l}$ gemessen wurden (Turkovic et al. 2005). Im Vergleich zum Modellkanal (ca. 43 $\mu\text{g/g}$ TG, Fuchs et al. 2004) liegen die Werte sogar um den Faktor 10 höher. Die hohen Konzentrationen Biomasse ergeben sich durch die permanente Versorgung mit Nährstoffen. Aufgrund des hohen anfallenden Fremdwasseranteils im Einzugsgebiet ist die Sohlfläche im Kanal zu jedem Zeitpunkt mit Wasser bedeckt. Es kommt nie zu einem vollständigen Trockenfallen des Haltungsabschnitts. Intermittierende Bedingungen sind daher nur hinsichtlich der Abwasserzusammensetzung gegeben. Eine weitere Erklärung ergibt sich aus der Tatsache, dass der zur Verfügung stehende Porenraum unter Normalbedingungen wesentlich größer ist. Die Proben aus dem Stechzylinder hatten in den oberen cm eine humos, weiche Konsistenz. Das Bettungsmaterial wurde offensichtlich ausgespült, so dass die Biomasse über mehrere cm unterhindert aufwachsen konnte. Erst mit dem Vorhandensein des Korngerüsts ab einer Tiefe >2 cm sind die Verhältnisse mit Laborversuchen zu vergleichen. In diesen Schichten korrelieren die DNA-Konzentrationen wiederum mit den im Labor untersuchten Werten von 270 $\mu\text{g/g}$ TG.

Die DNA-Konzentrationen im zentralen und linken Sohlbereich, weisen darauf hin, dass sich hier jeweils vergleichbare Randbedingungen eingestellt haben. Das extreme Biomassenwachstum im linken Bereich der Sohle zeigt den deutlichen Einfluss durch die Randeffekte. Es ist davon auszugehen, dass sich hier durch den randlichen Anschluss an unbeeinflusstes Bettungsmaterial eine verbesserte Sauerstoffversorgung ergibt.

Außergewöhnlich und bisher noch nicht beobachtet, verhalten sich DNA-Konzentrationen in einer Tiefe von 1 - 2 cm. In allen Proben, über die gesamte Breite treten deutliche Anstiege um 30 % (linker Bereich der Sohle) und 50% (zentraler Sohlbereich) bis zu 750 $\mu\text{g/g}$ auf. Die Biomasse zeigt im Kontaktbereich Kolmationsschicht/Abwasser offensichtlich eine Vulnerabilität hinsichtlich variierender Zusammensetzung des Abwasser, der schwankenden Füllstände und der damit verbundenen veränderlichen Schleppspannung. In einer Tiefe von 1 cm stellt sich hingegen ein Wachstumsmaximum ein. Diese Beobachtungen stehen im Gegensatz zu Ergebnissen der Säulenversuche (Schwarz 2003; Turkovic 2006) und des Modellkanals (Fuchs et al. 2004) in denen Höchstkonzentrationen innerhalb des 1 cm gemessen wurden, die im weiteren Verlauf in die Tiefe stark und stetig abnehmen.

Die drastische Abnahme auf 250 - 300 $\mu\text{g/g}$ in einer Tiefe >2 cm indiziert eine deutliche Nährstoffreduktion mit zunehmender Tiefe. Die Zehrung findet bereits im oberen Zentimeter statt, so dass die Sauerstoffverfügbarkeit und das Nährstoffangebot reduziert sind. Trotz allem werden erst in diesem Horizont die im Labor gemessenen Höchstwerte von 270 $\mu\text{g/g}$ nur unwesentlich unterschritten. Es ist davon auszugehen, dass die Biomassekonzentration im weiteren Verlauf des Profils abnimmt und innerhalb kürzester Strecke gegen einen Minimalwert strebt.

Das DNA/RNA-Verhältnis liegt in den oberen 2 cm deutlich über 1. Die Verhältnisse stützen die These von Fuchs, nach dem in diesem Bereich vorwiegend anaerob arbeitende Organismen vorhanden sind. Nach letzten Erkenntnissen geht man davon aus, dass bei einem RNA/DNA-Verhältnis ≥ 1 anaerobe Verhältnisse vorherrschen (Turkovic 2006). Ist das RNA/DNA-Verhältnis < 1 so herrschen aerobe Verhältnisse vor. Daher kann davon ausgegangen werden, dass sich der Sauerstoffmangelbereich auf die oberen 2 cm beschränkt. Die höhere Aktivität in den ersten zwei Zentimetern erklärt sich dadurch, dass anaerobe Organismen deutlich mehr Arbeit verrichten müssen, um die gleiche Energiemenge aus dem Substrat zu synthetisieren. Die Energiegewinnung unter aeroben Bedingungen kann mit wesentlich geringerer Aktivität durchgeführt werden. Der laterale Zustrom gewährleistet ab einer Tiefe von 2 cm wieder eine ausreichende Sauerstoffversorgung, so dass hier anaerobe Bedingungen vorherrschen. Die steilen abnehmenden Gradienten über die Tiefe korrelieren gut mit Ergebnissen, die sowohl in Säulenversuchen als auch auf dem Versuchsstrecke Modellkanal im Grobsand als Bettungsmaterial beobachtet wurden.

Anhand der ermittelten DNA-Konzentrationen lassen sich ableiten, dass sich die Biomasse an einem realen Kanaldefekt bis in eine Tiefe von 4 - 6 cm ausbreitet und kolmationswirksam ist. In den ersten

2 cm herrschen vorwiegend anaerobe Bedingungen vor. Ab einer Tiefe von 2 cm ist das System offen. Es stellen sich aerobe Bedingungen ein.

Hydraulische Leitfähigkeit der Kolmationsschicht

Bei der Abschätzung der hydraulischen Leitfähigkeit der Kolmationsschicht zeigen sich die hochgradig instationären Bedingungen besonders deutlich. Aufgrund der sich ständig ändernden Randbedingungen, gegeben durch variierende Füllstände, inhomogene Zusammensetzung des Abwassers sowie der Eigendynamik der Kolmationsschicht verändert sich begleitend der k_f -Wert der Kolmationsschicht. Das Spektrum bei Trockenwetterabfluss reicht von $4,0 \text{ E-}6$ bis $2,9 \text{ E-}8 \text{ m/s}$. Trotz allem wird die Kolmationsschicht maßgeblich für die Versiegelung des Lecks verantwortlich gemacht und kann anhand der Häufigkeitsverteilung auch gezeigt werden. 90 % aller ermittelten Werte sind kleiner als $8,8 \text{ E-}6 \text{ m/s}$. Dieser Wert kann damit als Durchlässigkeitsbeiwert für die Kolmationsschicht für einen Schaden in der Kanalsohle herangezogen werden.

Die Vergleichbarkeit der berechneten Werte für die Durchlässigkeiten liegt im Vergleich zu den bisherigen angegebenen k_f -Werten um eine Größenordnung niedriger. So werden für Durchlässigkeitsbeiwerte von $1,0 \text{ E-}4 \text{ m/s}$ bis $1,0 \text{ E-}6 \text{ m/s}$ angegeben (Forschergruppe Kanalleckage 2002; Vollertsen & Hitved-Jacobsen 2003; Held et al. 2006; Wolf & Hoetzl 2006). Ein direkter Vergleich mit in der Literatur angegebenen k_f -Werten ist nur bedingt gegeben, da in den meisten Studien unterschiedliche Annahmen getroffen wurden. Während im vorliegenden Ansatz der Füllstand im Kanal und die Mächtigkeit der Kolmationsschicht als Gesamtpotential betrachtet werden, das sich in der Kolmationsschicht abbaut, definiert DeSilva et al. (2006) nur den Füllstand als Gesamtpotential, welches auf die Kolmationsschicht wirkt. Daher sind die auf Basis von DeSilva et al. (2006) berechneten Werte im Schnitt um den Faktor 2 größer (siehe DeSilva et al. 2006, bzw. Kap.6.3).

Stoffliche Anreicherung in der Kolmationsschicht

Beim Sickerprozess von Abwasser durch die Kolmationsschicht werden Schwermetalle durch Sorptionsprozesse an der Bodenmatrix bzw. an den Biofilmen der Kolmationsschicht aus dem Sickerwasser zurückgehalten. Nach Gutekunst betragen die Abscheideraten unter stationären Bedingungen über 90 % und der Übergang von gelösten Schwermetallen in die partikuläre Sielhautphase ist innerhalb weniger Minuten fast vollständig abgeschlossen (Gutekunst 1988).

Die Korrelation der Stoffanreicherungen mit der Biomasse weist darauf hin, dass die Metalle unter anaeroben Bedingungen an organisches Material gebunden werden. Die hohen Eisen- und Mangankonzentrationen und die schwarze Färbung, welche im oberen Teil der Bodenproben sichtbar ist, sprechen für eine Eisen- und Mangansulfidausfällung direkt unterhalb der Rohrsohle bis in eine Tiefe von mind. 2,5 cm. Obwohl unterhalb der Kanalsohle eine stark reduzierende (anaerobe) Zone herrscht, liegen Eisen und Mangan also in unlöslicher Form vor. Als mögliche Erklärung kann die Tatsache herangezogen werden, dass Fe^{2+} in sulfidischen Bereichen bei Anwesenheit von organischem Kohlenstoff zumeist in das geringlösliche Pyrit überführt wird (siehe auch Eiwirth 1995). Im vorliegenden Fall lässt sich der Bereich unterhalb der Kanalleckage somit als anoxisch und sulfidisch bezeichnen.

Die hohen Stoffkonzentrationen in den untersuchten Horizonten, werfen den Verdacht auf, dass die chemische Kolmation, durch die vorwiegend sulfidische Ausfällung der Metalle, zumindest in den obersten 5 cm maßgeblichen Anteil am Kolmationsprozess hat. Wie groß der Einfluss auf die Versiegelung bzw. die Stabilität der Kolmationsschicht ist, kann nicht abgeschätzt werden.

Die dokumentierten, sehr hohen Stoffkonzentrationen im unmittelbaren Bereich unterhalb des Lecks, dürfen nicht darüber hinwegtäuschen, dass die Rückhalteleistung endlich ist. Bei ausreichend langer Versuchsdauer ist mit einem Schadstoffeintrag in tiefer Kompartimente der ungesättigten Zone oder aber das Grundwasser zu rechnen.

5.6.5 Sickerwassermengen unter Leck 2 – technische Betrachtung

Dass nicht nur die Inhaltsstoffe des Sickerwassers starken Schwankungen unterworfen sind, sondern auch die Sickerwassermengen, konnte anhand der Bodenwasserentnahme mittels Saugkerzen gezeigt werden. Die Ausbildung von präferentiellen Fließwegen wird zum einen als Argument zur Erklärung dieses Phänomens herangezogen werden. Obwohl ein konstanter Unterdruck von 0,3 hPa an jede Kerze angelegt wurde, können kurzzeitige Sickerwasserereignisse an der Saugkerze vorbei eilen ohne vom beeinflussten Umfeld der Saugkerze erfasst zu werden (ähnliche Beobachtung machte bereits Riess 1993). Der Fließpfad kann jedoch auch direkt auf eine Saugkerze treffen, was eine temporär größere Verfügbarkeit an Bodenwasser bedeuten würde. Eine höhere Förderrate wäre die Folge. Wenn sich präferentielle Fließwege ändern, würden sich die Verläufe der Sickerwassermengen einzelner Saugkerzen bei Betrachtung der gesamten Versuchsdauer kreuzen. Sich kreuzende Kurven des Sickerwassers treten kurzzeitig auf. Grundsätzlich wird jedoch ein gleich verlaufender Trend eingehalten. Die extrem unterschiedlich geförderten Wassermengen können mit präferentiellen Fließwegen allein nicht erklärt werden. Als weitere Erklärung werden die

- materialspezifische Eigenschaft der Saugkerze
- hydraulischer Anschluss der Saugkerze an den Bodenkörper

als Erklärungsgrundlage herangezogen. Der unterhalb der Leckage eingebaute Teil des Saugkerzensystems besteht aus einem porösen Körper (die eigentliche Saugkerze), einem Schaft und einer Verbindungsleitung. Der poröse Körper besteht aus gesintertem Material mit unterschiedlichen Al_2O_3 -Gehalten, mit Porendurchmessern von ca. 1 μm . Die Poren treten nicht in gleicher Anzahl auf und sind nicht einheitlich über die Fläche verteilt (Kalbe 2006). Dadurch stellen sich kerzenspezifische Fördermengen bei gleichen Randbedingungen ein. Je nach Dauer des Versuchs, können zusätzlich Wechselwirkungen zwischen den porösen Körpern der Saugkerzen und dem Bodenwasser auftreten, die variable Fördermengen zur Folge hätten. Z.b. Adsorption von Inhaltsstoffen des Bodenwassers am Material des porösen Körpers, Filterung von Inhaltsstoffen (screening) oder Porenraumverringern durch „Clogging Effekte“ (chemische, biologische Kolmation) (Kalbe & Berger 2004).

Ein weiterer Punkt ist der hydraulische Anschluss der Saugkerze an das Bodensubstrat. Es kann nach dem Einbau nicht gewährleistet werden, dass jede Kerze horizontal gebettet bleibt oder aber in vertikaler Richtung verschoben wird. Obwohl die Messeinheit von einem homogenen Material umgeben ist (Mittelsand), können sich je nach Packungsdichte größere und kleinere Poren um die Keramiksonde ausbilden. Daraus resultieren unterschiedliche hydraulische Bedingungen, die, auch wenn diese nur kleinräumig auftreten, die Fördermengen maßgeblich beeinflussen können. Bei der Bewertung der Sickerwassermengen wird davon ausgegangen, dass sich die beschriebenen Effekte überlagern und kein Effekt explizit dominiert. Betrachtet man jedoch die jeweiligen Fördermengen über die Tiefe, so treten die Sickerwassermengen in 30 cm Tiefe deutlich in den Vordergrund. Mit zunehmender Tiefe kommt die Dispersion zum Tragen. Die Sickerwasserfronten breiten sich lateral mit zunehmender Tiefe aus, so dass die verfügbare Menge an Bodenwasser kontinuierlich abnimmt.

5.6.6 Hydrochemische Bewertung der Stofftransportprozesse unter der Leckage

Die Stickstoffverbindung $\text{NO}_3\text{-N}$ zeigt im Vergleich zu allen untersuchten anderen Parametern die deutlichsten Variationsbreiten hinsichtlich der Stoffkonzentration. Bemerkenswert sind die äußerst geringen Konzentrationen in den ersten drei Wochen des Versuchs. Obwohl mit dem Abwasser ein „unerschöpfliches“ Depot an Stickstoffverbindungen, insbesondere in Form von Ammonium zur Verfügung steht, erreicht das Sickerwasser in diesem Zeitraum maximal 4,2 mg/l. Diese geringen Konzentrationen in der Anfangsphase werden auf zwei Ursachen zurückgeführt:

- Adsorption von Ammonium an das Bodensubstrat
- Fehlende nitrifizierende Bakterienkulturen

Obwohl das Bettungsmaterial aus einem gewaschenen Quarzsand besteht, ist davon auszugehen, dass es in den Anfangstagen des Versuches zu einer Elimination des Ammoniums durch Adsorption an die Oberflächen des Bodensubstrats kommt. Somit kann die Nitrifikation erst gar nicht funktionieren, weil bereits der Ausgangsstoff fehlt. Erst nachdem die Sorptionskapazität erreicht ist, kann es zu einer Nitrifikation zu Nitrat kommen. Vergleichbare Beobachtungen wurden an Lavasand - Langsamsand-

filtrern gemacht. In diesen Untersuchungen kam es erst nach einer Laufzeit von 28 Tagen zu einem Durchbruch des $\text{NO}_3\text{-N}$ im Ablauf des Filters (Fuchs 2007). Die angegebene Zeitspanne korreliert gut mit den vorliegenden Ergebnissen.

Eine weitere Erklärung zielt auf den Populationsbestand nitrifizierender Bakterien. Das Bettungsmaterial ist zu Beginn des Versuchs noch unbeeinflusst von Abwasser und es haben sich noch keine Nitrifikanten etabliert. Da das Wachstum autotropher Nitrifikanten sich langsam entwickelt (Gallert & Winter 2001), kann in den ersten Wochen der Prozess der Nitrifikation gar nicht bzw. nur in untergeordnetem Maß stattfinden. Der Nachweis von $\text{NH}_4\text{-N}$ in den Sickerwasserproben würde diese These stützen. $\text{NH}_4\text{-N}$ wurde jedoch nicht gemessen, da davon ausgegangen wurde, dass die Standzeiten in den Probenahmeflaschen so lange ist, dass das gesamte Ammonium nitrifiziert wird. Das nach einer Laufzeit von ca. drei Wochen die Werte auf bis zu $40 \text{ mg NO}_3\text{-N}$ ansteigen verdeutlicht die hohe Transformationsleistung der Nitrifikanten.

Die nitrifizierenden Bakterien arbeiten am effektivsten, wenn die Randbedingungen konstant sind und die Umgebung in der sie sich befinden, keinen physico-chemischen Änderungen unterworfen ist. Dieser Umstand wird herangezogen, um die extremen Konzentrationsschwankungen in 10 cm Tiefe unter dem Leck zu erklären. Der intermittierende Abfluss, gegeben durch den Tagesgang und während Niederschlagsereignissen, die permanent schwankende Zusammensetzung des Schmutzwassers, sowie die Temperaturschwankungen schlagen sich bis in 10 cm Tiefe durch und wirken als Störfaktoren auf die Transformationsprozesse. Das Bodensubstrat über den Saugkerzen in 50 – 60 cm Tiefe wirkt als Puffer, so dass sich die Konzentrationsverläufe über die gesamte Versuchsdauer annähernd parallel verhalten.

Die sehr hohen $\text{NO}_3\text{-N}$ - Konzentrationen von bis zu $122,5 \text{ mg/l}$ im Sickerwasser unterhalb der Kanalleckage sind keine Seltenheit und wurden bereits in vergleichbaren Untersuchungen in der Größenordnung von $50 \text{ mg/l NO}_3\text{-N}$ nach einer Sickerstrecke von 50 - 60 cm festgestellt (Rott & Zacher 1999; Krauss 2002). Damit konnte nachgewiesen werden, dass es durch Kanaldefekte in Schmutzwasserkanälen zu einem kontinuierlichen Nitrateintrag in die ungesättigte Zone, bzw. das Grundwasser kommt. Punktuell würde es somit zu signifikanten Grenzwertüberschreitungen kommen. $122,5 \text{ mg/l NO}_3\text{-N}$ entspricht einer Nitratkonzentration von 542 mg/l . Somit würde der Grenzwert nach TVO von 50 mg/l um mehr als das 10-fache überschreiten.

Auf den ersten Blick scheint es, als könnte der Parameter Nitrat mit den nachgewiesenen Konzentrationen von über 20 mg/l dazu herangezogen werden, defekte Abwassersysteme in urbanisierten Räumen zu identifizieren und räumlich einzugrenzen. Dem entgegenstehen jedoch Untersuchungen von Wolf (2006), der im Grundwasser in unmittelbarer Nähe zu Kanaldefekten nur Konzentrationen von 2 mg/l Nitrat nachgewiesen hat. Derart geringe Konzentrationen weisen auf eine sehr starke Verdünnung durch den lateralen Grundwasserstrom hin. Einzelleckagen sind anhand derart geringer Konzentrationen nicht eindeutig zu ermitteln.

Die Existenz von defekten Abwassersystemen kann jedoch anhand der Parameter Chlorid und Bor nachgewiesen werden. Anhand der vorliegenden Messergebnisse für **Chlorid** und **Bor**, kann der konservative Charakter der beiden Substanzen aufgezeigt werden. Bei der Betrachtung der Konzentrationsverläufe in den unterschiedlichen Tiefen über den gesamten Zeitraum zeigt sich das reaktionsträge Verhalten am annähernd parallelen Verlauf. Die Konzentrationen erreichen für beide Parameter im Sickerwasser näherungsweise mittlere Abwasserkonzentrationen. Mit zunehmender Sickerstrecke erfährt das exfiltrierende Abwasser eine Verdünnung. Dies zeigt sich insbesondere bei Chlorid. In 30 cm Tiefe sind die Chlorid-Konzentrationen über den gesamten Untersuchungszeitraum grundsätzlich höher als in 50 cm Tiefe. Auffällig sind jedoch die Stoffkonzentrationen in 60 cm Tiefe, die in der Regel höher sind als in 50 cm Tiefe. Eine mögliche Erklärung ergibt sich aus der relativ nahen Lage dieser Saugkerze zum installierten Auffangblech in 80 cm Tiefe. Ein Aufstau von Sickerwasser infolge der Kapillarkräfte über dem Ablaufblech, schafft eine grundsätzlich längere Verfügbarkeit und dadurch Zeit für eine mögliche Aufkonzentrierung.

Während Niederschlagsereignissen kommt es zu einer starken Verdünnung des Abwassers und folglich des Sickerwassers. Das sich die kurzfristige Verdünnung im Abwasser jedoch so deutlich in den Sickerwasserproben nachweisen lässt, wird darauf zurückgeführt, dass sich die Fördermengen der Saugkerzen infolge einer stärkeren Durchfeuchtung zunehmen. D. h. die Fördermengen während Niederschlagsereignissen sind deutlich höher als während Trockenwetterabflüssen. Für die höchsten

Chlorid-Konzentrationen am 23.02.2005 von annähernd 400 mg/l, wird die Straßensalzung verantwortlich gemacht.

Das Sickerwasser weist neben der Schwankungsbreite in vertikaler Richtung auch horizontal deutliche Unterschiede auf. Die Konzentrationsverteilung in der horizontalen Ebene in 30 cm Tiefe zeigte für Chlorid und noch deutlicher für Bor im unmittelbaren Abstrom zwar einen Verdünnungseffekt im Vergleich zu den Konzentrationen direkt unterhalb des Lecks, allerdings ist dieser wesentlich geringer als im Zustrom. Werden die Strömungsverhältnisse im Kanal als Erklärung herangezogen, hätte die Kolmationsschicht nicht die versiegelnde Wirkung wie allgemein beschrieben wird. Präferentielle Fließwege, wie sie bereits anhand der TDR-Messungen postuliert wurden, werden als Erklärung herangezogen.

Chlorid und Bor, stellvertretend für die persistenten Stoffe, erreichen unmittelbar unterhalb des Lecks die höchsten Konzentrationen und weisen eine steil abnehmende Konzentration mit zunehmendem Abstand zur Leckage auf.

5.6.7 Pharmazeutische Rückstände im Sickerwasser

Die 15 positiven Befunden der 48 untersuchten pharmazeutischen Substanzen spiegeln insgesamt das Bild des Arzneiverordnungsreports 2005 (Schwabe & Paffrath 2005) wider. Die Stoffe mit den höchsten Verabreichungsmengen wie Carbamazepin, Diclofenac, Atenolol, Metoprolol, Sotalol,...usw. (siehe Tabelle 3.6). wurden sowohl im Ab- und Sickerwasser, als auch im Zulauf der Kläranlage nachgewiesen. Die sehr hohen Konzentrationen der Betablocker Atenolol, Metoprolol und Sotalol korrelieren mit Untersuchungsergebnissen an bundesdeutschen Klärwerksabläufen von bis zu 2 200 ng/l (Hirsch et al. 1996). In deutschen Fließgewässern konnte Metoprolol mit durchschnittlich 45 ng/l nachgewiesen werden und wurde bereits zusammen mit dem Bisoprolol im Grund- und Rohwasser detektiert (Berthold et al. 1998). Metoprolol und Atenolol unterliegen keinen Sorptionsprozessen oder einem mikrobiellen Abbau und passieren die Sickerstrecke unterhalb von Kanalleckage sowie die Reinigungsstufen der Kläranlagen ohne signifikanter Elimination (Ternes 2002). Folglich gelangen sie über kurz oder lang in das Grundwasser und bei Niederschlagsereignissen über die Regenüberlaufbecken in die Oberflächengewässer.

Die positiven Befunde der antibiotischen Stoffe (4/25), indizieren, dass beim Nachweis immer darauf zu achten ist, in welcher Jahreszeit die Probenahme durchgeführt wird. Abhängig vom Krankheitsbild werden gezielt Medikamente mit einem bestimmten Wirkstoff eingesetzt. Deshalb kann nicht von einer mittleren Konzentration ausgegangen werden, die über das Jahr gesehen konstant bleibt. Generell wird von einer schlechten Abbaurate antibiotischer Stoffe berichtet (Hirsch et al. 1999; gne 2003; Gallert et al. 2005). Anhand der Analyseergebnisse kann dies zwar nicht abgeleitet werden, auffällig hoch sind jedoch die Werte für Dehydrato-Erythromycin A, Clindamycin und Sulfamethoxazol. Im Sickerwasser werden teilweise höhere Werte gemessen, als im Abwasser oder im Zulauf der Kläranlage, was auf das persistente Verhalten der Substanzen hindeutet

Mit auffällig hohen Konzentrationen von bis zu 2,93 µg/l wurden die Stoffe Bezafibrat, Carbamazepin und Gemfibrozil im Schmutzwasser der Kehler Straße und im Sickerwasser nachgewiesen. Die Konzentrationen im Zulauf der Kläranlage waren durch den Verdünnungseffekt im Mischwassersystem im Vergleich deutlich geringer. Dass sich diese Stoffe im Sickerwasser mit höheren Konzentrationen nachweisen lassen als im Abwasser, lässt zunächst auf eine Stoffakkumulation im Substrat unterhalb der Kanalleckage schließen. Dieses Phänomen erklärt sich jedoch durch die Art der Probenahme. Die Abwasserproben wurden gegen 10:00 Uhr morgens über einen Zeitraum von 15 Minuten gezogen. Das analysierte Sickerwasser wurde jedoch über einen Zeitraum von 24 Stunden am Auslass des Auffangbehälters gesammelt. Daraus folgt, dass die Konzentrationen im Abwasser nur eine Momentaufnahme repräsentieren, die durch Einzeleinleitungen Spitzenwerte annehmen, bzw. durch Fremdwasservermischung stark verdünnt werden können. Die Sickerwasserproben hingegen stellen eine integrierte Konzentration über einen Tag dar. Die Proben der Kläranlage stellen ebenfalls eine Mischprobe über 24 Stunden dar. Für die Stoffe Dimethylaminophenazon, Atenolol und Metoprolol wurden im Sickerwasser ebenfalls höhere Konzentrationen als im Abwasser beobachtet. Daraus folgt, dass die ermittelten Konzentrationen nicht direkt miteinander vergleichbar sind. Für das Abwasser wurden dadurch erste Schätzwerte gewonnen. Die Konzentrationen im Sickerwasser stellen jedoch mittlere Werte dar, die als Grundlage für eine Frachtberechnung herangezogen werden können.

Für Ibuprofen wurden im Zulauf der Kläranlage höchste Konzentrationen mit 14 bzw. 78 µg/l ermittelt. Im Abwasser der Kehler Straße lagen die Werte bei 1,49 µg/l. Diese Bandbreite weist darauf hin, dass Ibuprofen selbst bei weit reichenden Einzugsgebieten großen Konzentrationsschwankungen unterworfen ist. Die Abwasserkonzentrationen im Zulauf der Kläranlage liegen deutlich über gemessenen Zulaufkonzentrationen an Kläranlagen in Nordrhein-Westfalen und in Österreich die mit max. 3,4 µg/l angegeben werden (Scharf et al. 2001; Stock & Reupert 2005). Da Ibuprofen im Sickerwasser nicht nachgewiesen wurde, lässt sich zeigen dass es zu einem signifikanten Abbau während der Bodenpassage kommt. Während des Schmutzwasserabflusses sind die Reaktionszeiten zu kurz, als dass eine deutliche Konzentrationsabnahme eintreten könnte. Jedoch wäre zu erwarten, dass die Ibuprofen bei zunehmender Netzlänge einen stärkeren Abbau erfährt. Bei der Passage der mikrobiellen Reinigungsstufe auf der Kläranlage wird Ibuprofen jedoch bis zu 90 % eliminiert (Ternes 2002; Stock & Reupert 2005) und in Oberflächengewässern nur untergeordnet nachgewiesen (Ternes 2002).

Im Rahmen der **24 Stunden Beprobung** zeigte sich der mikrobielle Abbau noch deutlicher. Der direkte Vergleich von Schmutz- und Sickerwasserkonzentrationen lässt eine Abschätzung der Eliminationsraten von bis zu 70 % zu. Diese Beobachtungen korrelieren mit Ergebnissen aus Säulenversuchen im Labor (Zwiener et al. 2002). Eine 100 %-ige Elimination konnte jedoch nicht festgestellt werden.

Carbamazepin wurde bereits in mehreren Studien als nicht oder kaum Abbaubar beschrieben (Ternes 2002; Fenz et al. 2005; Scheytt et al. 2005). Anhand der vorgenommenen Untersuchungen kann der persistente Charakter bestätigt werden. Im Schmutzwasser der Kehler Straße traten sehr hohe Konzentrationen von bis zu 6,62 µg/l auf, die auf Einzeleinleitungen zurückzuführen sind. Die durchschnittlichen Konzentrationen im Schmutzwasser liegen mit 1,71 µg/l deutlich über den Zulaufkonzentrationen der Kläranlage von 0,79 µg/l. Die hohen Konzentrationen im Abwasser der Kehler Straße stammen vermutlich aus den Abwässern eines Altersheims im Einzugsgebiet. Das Antiepileptikum wird neben der Behandlung von Epilepsieerkrankungen auch aufgrund seiner stimmungsaufhellenden Wirkung zur Behandlung von Depressionen in Altersheimen eingesetzt.

Im Sickerwasser, das durch die Saugkerzen unterhalb von Leck 2 entnommen wurde, konnten die untersuchten Substanzen nicht nachgewiesen werden. Die langen Standzeiten in den Saugkerzenflaschen von einer Woche könnten die Ursache dafür sein.

Eine Aussage über Eliminationsraten im Rahmen der 24 Stundenprobenahme kann im Rahmen der erzielten Ergebnisse nur für Ibuprofen getroffen werden. Alle weiteren untersuchten Substanzen unterliegen einer zu großen räumlichen und zeitlichen Variation, als dass eine Bilanzierung erstellt werden könnte. Engere Beprobungsintervalle über einen Zeitraum von mehreren Tagen würden Erkenntnis liefern, welche Substanzen als Grundwasserrelevant einzustufen sind.

Im Rahmen der Sickerwasseruntersuchungen auf pharmazeutische Rückstände, wurden im Sickerwasser Summenkonzentrationen von bis 11 µg/l nachgewiesen. Bei durchschnittlichen Exfiltrationsraten von 1 - 2 l/d am Einzelschaden erreichen mit dem Sickerwasser täglich 10-20 µg pharmazeutischer Stoffe tiefere Kompartimente der ungesättigten Zone bzw. gelangen direkt ins Grundwasser. Damit sind defekte Abwassersysteme als Haupteintragsquelle von Pharmaka zu nennen.

Eine Risikobewertung anhand der Stoffkonzentrationen vorzunehmen erweist sich jedoch als schwierig, da für Arzneimittel bisher zu wenig ökotoxikologische Daten vorliegen, als dass eine Bewertung der Gewässerrelevanz vorgenommen werden kann. Vergleicht man allein die Verabreichungsdosis an Patienten mit den nachgewiesenen Stoffkonzentrationen im Ab- und Sickerwasser, kann die Problematik verdeutlicht werden. Für analgetische Wirkstoffe, Antiepileptika und Lipidsenker werden Tagesdosen von 50 – 1200 mg pro Person angegeben, um eine therapeutisch wirksame Dosis zu erreichen. Die ermittelten Konzentrationen im Ab- bzw. Sickerwasser liegen im Mikro- bzw. in Nanogrammbereich und damit um drei bis sechs Zehnerpotenzen unter den täglichen Verabreichungsmengen. Zwischen therapeutisch wirksamer und toxischer Dosis, der Dosis mit unerwünschten Nebenwirkungen, liegt bei praktisch allen Arzneimitteln ein Faktor von 10 – 20 (Dietrich 2006) und damit eine weitere Zehnerpotenz über den nachgewiesenen Konzentrationen. Das Umweltbundesamt schlägt für die Bewertung der Gewässerrelevanz von Arzneimitteln, für die keine ökotoxikologischen Daten vorliegen, ersatzweise einen Richtwert für Einzelsubstanzen von 0,1 µg/l als Qualitätsziel für die Trinkwasserversorgung vor (Rechenberg 2006).

Problematischer einzustufen ist das Vorkommen antibiotischer Stoffe im Ab- und Sickerwasser. Die meisten Abwasserbakterien zeigen Mehrfachresistenzen gegenüber den am häufigsten eingesetzten Antibiotika. 4 - 6-fach Resistenzen, teilweise bis zu 9-fach-Resistenzen wurden bereits beobachtet. Ein horizontaler Gentransfer zur Übertragung von Resistenzgenen gegen Antibiotika kann nicht ausgeschlossen werden (Gallert et al. 2005). Diese Tatsache ist insbesondere zu beachten, da die Replikationsraten der Bakterien bei wenigen 10-er Minuten liegen. Da Humanantibiotika bei der Bodenpassage nur teilweise eliminiert werden, findet ein kontinuierlicher Eintrag ins Grundwasser statt. Antibiotikaresistenzen treten immer häufiger bei der Behandlung bakterieller Infekte auf. Betroffene Patienten müssen dann mehrere Substanzen einnehmen, um das Krankheitsbild zu behandeln (Lange-Ernst 2002).

Eine Umfrage in Karlsruher Apotheken (6/10 Apotheken) hat ergeben, dass der Umgang mit abgelaufenen oder von Kunden zurückgegebenen Medikamenten ähnlich ist, wie in den meisten Haushalten. Sie werden entweder in die Mülltonne geworfen oder über die Toilette entsorgt. Das führt zum einen dazu, dass die Deponien als potentielle Emittenten pharmazeutischer Substanzen auftreten werden. Zum anderen steigen die Stoffkonzentrationen im kommunalen Abwasser, was zu einer zusätzlichen Belastung von Sickerwasser unterhalb von Kanaldefekten und Oberflächengewässern durch Kläranlagenzuläufe führt.

6 MODELLANSÄTZE

6.1 Die Modellkette - Übersicht -

Die Bilanzierung der Wasser- und Stoffflüsse für ein Modellgebiet im urbanen Raum erfolgt durch die Anwendung von insgesamt vier einzelnen Modellansätzen, die sequentiell ablaufen und über eine Interaktionsplattform angesteuert werden (Abbildung 6.1).

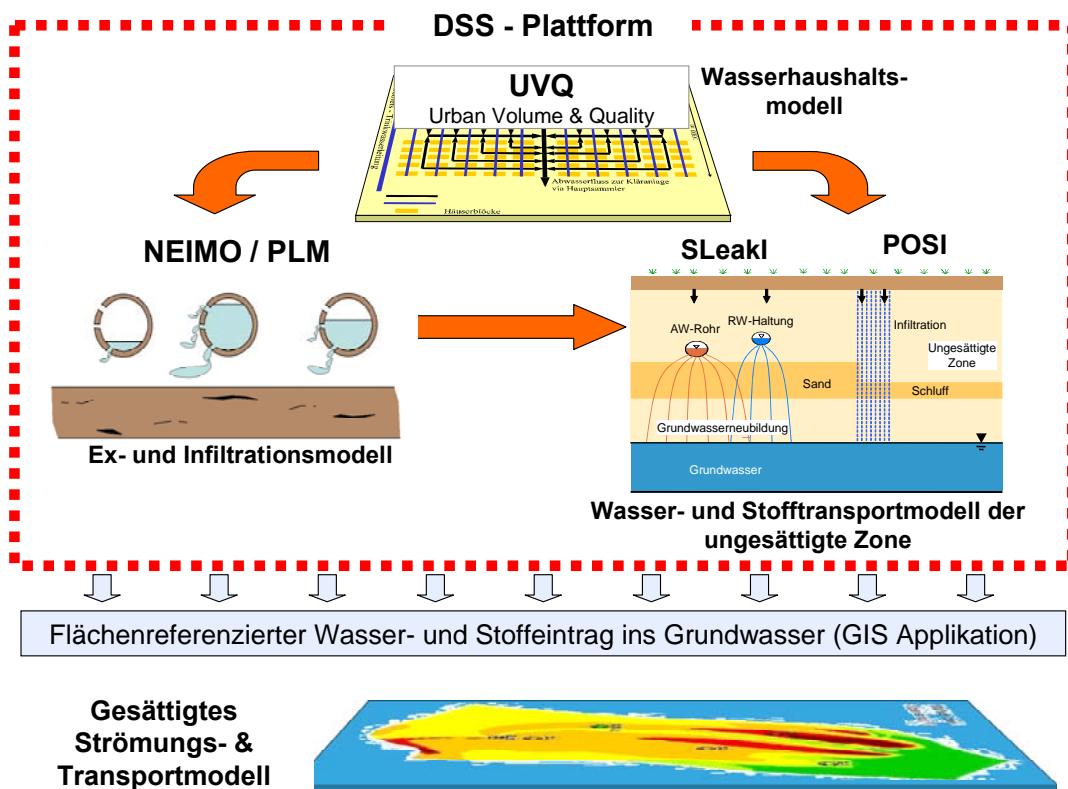


Abbildung 6.1: Konzeptionelle Darstellung der Modellkette.

Das Urban Volume & Quality Modell (UVQ) steht an erster Stelle der Modellkette und bildet aufgrund des umfangreichen Informations- und Datenbedarfs zur Beschreibung des Untersuchungsgebiets das zentrale Programm. UVQ erstellt zunächst, unter Berücksichtigung der klimatischen Bedingungen eine Wasserbilanz der Durchwurzelungszone und berechnet die Sickerwassermengen, die in die tiefere ungesättigte Zone eintreten. Auf Grundlage von Versiegelungskarten werden die Oberflächenabflüsse, die in die Regenkanalisation gelangen, berechnet. Für Haushalte im Modellgebiet werden separate Wasserbilanzen erstellt, die die Bevölkerungsdichte und das Wasserverhalten berücksichtigen. Die generierten Abwässer werden über die Kanalisation abgeleitet. Den räumlich und zeitlich variierenden Wasserflüssen werden nachträglich Stoffkonzentrationen zugeordnet, so dass sich Frachtberechnungen erstellen lassen.

Die berechneten Niederschlags- und Schmutzwassermengen werden an das Ex- und Infiltrationsmodell NEIMO (Network Exfiltration and Infiltration Model) in Form von Austauschdateien weiterge-

ben. Je nach relativer Lage zum Grundwasserspiegel werden die Ex- und Infiltrationsmengen an realen Kanaldefekten berechnet.

Der Wasser- und Stoffstromtransport in der ungesättigten Zone wird aufgrund der grundsätzlich unterschiedlichen physikalischen Prozesse bei Punkt- und Flächeninfiltration von zwei Modellansätzen berechnet. Das Modell SLeakI (Sewer Leak Index) berechnet Verweilzeiten des Sickerwassers sowie Abbauraten reaktiver Stoffe beim Sickerprozess für den punktuellen Eintrag. Für den diffusen Wasser- und Stoffeintrag kommt das POSI-Modell (Public Open Space Index) zum Einsatz. Die Annahme, dass die Fläche für die Bilanzierung im Verhältnis zur Mächtigkeit groß ist, erlaubt für diesen Fall eine eindimensionale Abbildung des Sickerraums.

Die vier Modelle können als Einzelapplikation bedient oder über die Ansteuerung durch das DSS (Decision Support System) sequentiell durchlaufen werden. Das DSS bildet die umgebende Schale bzw. stellt die Kommunikationsplattform der Modellkette dar. Das DSS ist verantwortlich für die Interaktion der Einzelprogramme, steuert den Datenaustausch zwischen den Modellen und legt die berechneten Ergebnisse in einer angebundenen Datenbank ab.

Die zum Aufbau der Modellkette benötigten Daten (Flurkarten, Versiegelungsgrade, Bodenkennwerte, Einwohnerdichte, Kanalisationspläne,...etc.) werden mittels eines Geographischen Informationssystems (GIS) für die Implementierung in die Modelle aufbereitet. Die nach einem Modelldurchlauf generierten Wasser- und Stoffströme dienen als Eingangsdatensätze für bereits bestehende Grundwasserströmungs- und Transportmodelle.

In den folgenden Abschnitten werden die Funktionsweisen, die Programmabläufe und der Datenbedarf der Modelle und die Kopplung der Modelle untereinander erläutert. Die dokumentierte Einführung in die jeweiligen Modellansätze stellt eine ausreichende Grundlage für den Anwender dar, um die Wasser- und Stoffströme eines urbanisierten Raums unter Berücksichtigung lokalspezifischer Randbedingungen mit der Modellkette abzubilden. Detaillierte Ausführungen finden sich in Programmdokumentationen (Burn et al. 2005; Mitchell & Diaper 2005; Mitchell 2005; Robinson 2005; Correll et al. 2006; DeSilva et al. 2006).

6.2 Urban Volume and Quality (UVQ)

6.2.1 UVQ Modellkonzept

UVQ ist ein konzeptioneller hydrologischer Modellansatz zur Berechnung von Volumen- und Stoffströmen in urbanen Räumen (Mitchell & Maheepala 1999) und wurde ursprünglich im Rahmen des australischen Urbanen Wasser Programms (Urban Water Program, UWP), das 1998 angelaufen ist, entwickelt. Im Rahmen des AISUWRS Projektes wurde der UVQ Programmcode weiterentwickelt und mit zusätzlichen Modulen (z.B. einem Schneemodul) ausgestattet, um es auf bestehende urbanisierte Gebiete im europäischen Raum anzuwenden. Zur Beschreibung des urbanen Wasserkreislaufs implementiert UVQ klimatische, geologische, hydrogeologische und demographische Daten sowie Informationen über die Landnutzung und den infrastrukturellen Zustand des Untersuchungsgebiets. Das Programm differenziert zwischen den unterschiedlichen Eintragsquellen und bilanziert für jeden Teilbereich sowohl die Wasser- als auch die Stoffflüsse. In Abbildung 6.2 sind die Flusspfade die in UVQ abgebildet werden, schematisch dargestellt.

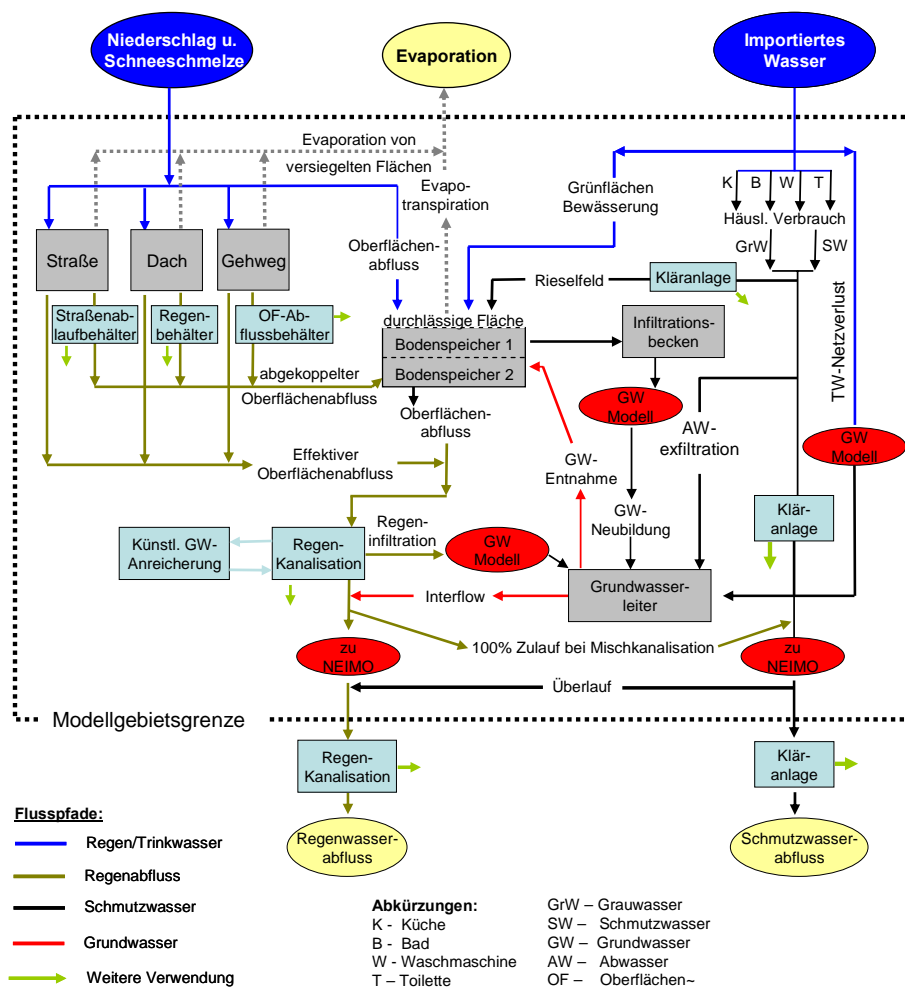


Abbildung 6.2: Schema des UVQ Konzepts zur Beschreibung der Wasser- und Stoffflüsse in einem Untersuchungsgebiet (Diaper & Mitchell 2006, verändert).

Der Niederschlag stellt neben dem Trinkwasser die Haupteintragsquelle in das Untersuchungsgebiet dar. Er wird mittels einer Klimadatei, die die täglichen Niederschlags- und Evapotranspirationshöhen, enthält, in das Programm eingelesen. Der aus dem Niederschlag resultierende Oberflächenabfluss wird je nach Art der versiegelten Flächen in Dach, Hof oder Straßenabfluss unterteilt. Für die unversiegelten Flächen wie Gärten oder Parkanlagen berechnet ein separates Modul den Bodenwasserhaushalt der Durchwurzelungszone. Neben dem Oberflächenabfluss werden die häuslich generierten Schmutzwassermengen auf Haushaltebene berechnet. Die wichtigsten Quellen werden aufgrund der sehr unterschiedlich anfallenden Menge und Zusammensetzung am Ort der Entstehung in Küche, Bad, Waschmaschine und Toilette definiert. Je nach Entwässerungssystem wird das häusliche Abwasser entweder in der Schmutzwasser- oder der Mischwasserkanalisation aus dem Untersuchungsgebiet abgeführt. Zusammen mit dem Oberflächenabfluss stellt dies den Gesamtabfluss aus dem Untersuchungsgebiet dar.

Die Berechnung der Grundwasserneubildung setzt sich neben der natürlichen Sickerwassermenge, die sich unterhalb der unversiegelten Flächen einstellt, aus der Exfiltration bzw. Infiltration durch undichte Kanäle, den Trinkwassernetzverlusten sowie den Sickerwassermengen, die aus Sickergruben stammt, zusammen.

Neben der Abbildung konventioneller Entwässerungssysteme erlaubt UVQ die Modellierung von alternativen Wasserbewirtschaftungsansätzen wie Grauwasserbewässerung und Infiltrationsmaßnahmen und schafft damit die Grundlage für Szenarienanalysen.

Die Integration aller Teilströme im urbanen Raum in einen Modellansatz erhöht die Komplexität der Berechnungen, weshalb in UVQ eine Reihe von Annahmen getroffen werden mussten, wie z. B. die konservative Abbildung des Stofftransports im Systems (siehe Kap. 6.2.6). UVQ kann als eigenständiges Modell über eine Benutzeroberfläche sowohl auf bestehende als auch zukünftige urbane Räume angewendet werden. Integriert in die Modellkette nimmt UVQ eine zentrale Stellung ein und liefert die wichtigsten Ergebnisse zur Beschreibung des Wasser- und Stofftransports im abgebildeten Modellgebiet. Die räumlich bezogenen Abflussmengen werden in Form von Austauschdateien an das Ex- und Infiltrationsmodell NEIMO weitergegeben. Die Sickerwassermengen unterhalb versiegelter Flächen werden an das Modell POSI weitergegeben.

6.2.2 Eingangsparmeter der Wasserbilanz

Räumliche Skala

UVQ erstellt die Wasserbilanzen auf insgesamt drei räumlichen Skalen: Grundstücksebene (= Landblock), Nachbarschaft bzw. Wohnviertel (Neighbourhood) und dem gesamten Modellgebiet (Study Area) (siehe Abbildung 6.3).

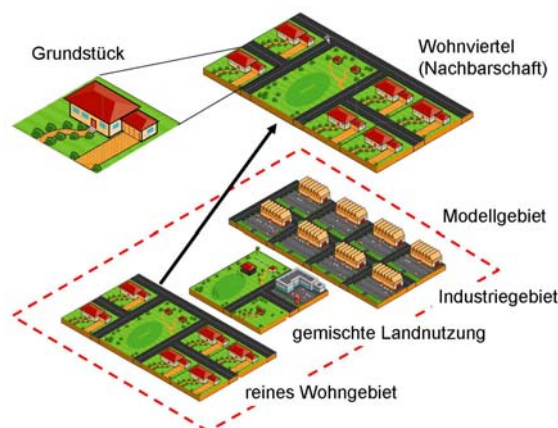


Abbildung 6.3: Räumliche Skalen im UVQ Modell zur Repräsentierung eines urbanen Raums (Mitchell & Diaper 2005, verändert).

Als „**Landblock**“ wird ein typisches Grundstück bezeichnet, auf dem sich ein Haus befindet. Die Flächenbetrachtung auf einem Grundstück unterscheidet zwischen versiegelten Flächen (Dachfläche des Hauses und der Garage, sowie dem Zufahrtsweg zur Garage und zum Haus) und unversiegelten Fläche (Gartenfläche). Mehrere Landblocks werden zu einer „**Neighbourhood**“ (=Nachbarschaft) zusammengefasst, wobei jedes Grundstück identische Eigenschaften aufweist. Zusätzlich werden in einer Nachbarschaft Straßenzüge, die die Grundstücke miteinander verbinden definiert. Eine Nachbarschaft charakterisiert sich durch eine einheitliche Landnutzung. Grundsätzlich wird zwischen Wohngebieten, gemischten Gebieten mit Wohnhäusern und Einkaufszeilen, Industriegebieten und öffentlichen Einrichtungen (Museen, Schulen etc.) unterschieden. Bei der Definition von Nachbarschaften ist es zusätzlich sinnvoll, das Entwässerungssystem hinsichtlich der Entwässerungsart (Misch-, Trennkanalisation) und der abgrenzbaren Einzugsgebiete mit in Betracht zu ziehen. Die „**Study Area**“ (Modellgebiet) stellt die Summe aller definierten Nachbarschaften da. Es können maximal 75 Nachbarschaften in einem Modell repräsentiert werden. Eine vereinfachte räumliche Beziehung zwischen den Nachbarschaften im Modellgebiet wird durch den Verlauf der Kanalisation hergestellt. Dabei wird vom Benutzer die Fliessrichtung des Ab- bzw. Regenwassers auf Basis von Entwässerungsplänen festgelegt. Die Wasserströme fließen im Modell immer von unten nach oben mit aufsteigender Nummer.

Klimatische Bedingungen

UVQ berücksichtigt in den Berechnungen die lokalen klimatischen Bedingungen. Als separate Datei wird eine Zeitreihe, die die Werte des täglichen Niederschlags als Regen oder Schnee (Tagessummenwerte) und die potentielle Evaporation um 14:00 h der repräsentierten Tage enthält. Die Zeitreihe muss Daten von mindestens einem Jahr in tabellarischer Form beinhalten.

Bodenspeicher

UVQ berechnet den Bodenwasserhaushalt und die Grundwasserneubildung für natürliche Böden auf Basis eines Zwei-Schicht-Bodenspeichermodells, wie es schematisch in Abbildung 6.4 dargestellt ist.

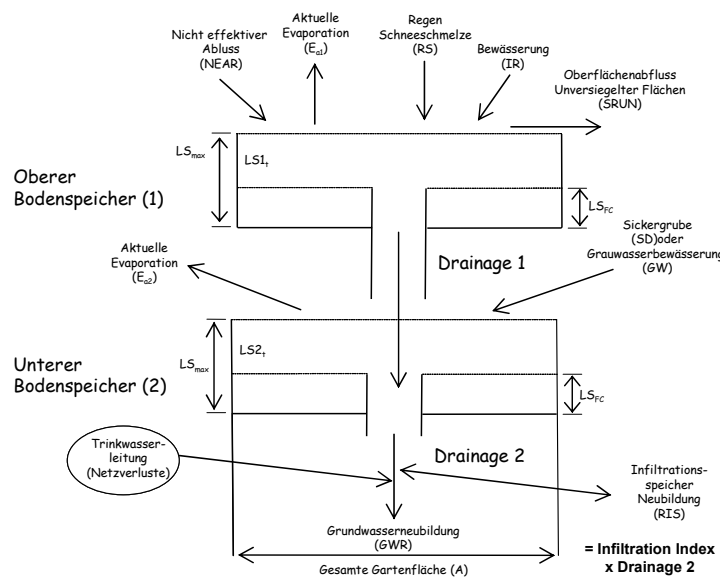


Abbildung 6.4: Prozesse in der ungesättigten Zone unter unbefestigten Flächen (Mitchell & Diaper 2005).

Die Wasserströme, die in den Bodenkörper eintreten, stammen dabei von dem Abfluss versiegelter Flächen, die nicht an ein Entwässerungssystem angeschlossen sind, dem Niederschlag in Form von Regen oder Schnee sowie der Bewässerung. Den Bodenspeicher verlässt Wasser durch Evapotranspiration der Vegetationsdecke und durch Oberflächenabfluss, wenn die Infiltrationskapazität überschritten wird. Berechnet wird ein Wassergehalt. Der maximale Wassergehalt entspricht der Feldkapazität, vom Anwender bodenspezifisch eingesetzt werden muss. Als Grundlage zur Ermittlung der max.

Porosität dienen Bohrprofile aus dem Untersuchungsgebiet. Sickerwasser aus dem oberen Bodenspeicher (Schicht 1) drainiert zunächst in den unteren Bodenspeicher (Schicht 2) und dann in das Grundwasser. Das kommt der effektiven Grundwasserneubildung gleich. Zusätzlich treten Sickerwässer aus Jauchegruben oder der Grauwasserbewässerung, als behandeltes Abwasser direkt in den unteren Bodenspeicher ein. Der Wassergehalt (LS2) im unteren Bodenspeicher wird dann unter Abzug der Evapotranspiration berechnet. Wird der Wassergehalt der Feldkapazität überschritten, kommt es zum gravitativen Transport des Wassers ins Grundwasser. Trinkwassernetzverluste gehen direkt in die Berechnung der Grundwasserneubildung ein, ohne an den Prozessen der ungesättigten Zone teilzunehmen. In (Gl. 6-1) und (Gl. 6-2) sind die Grundgleichungen zur Berechnung des Wassergehalts im oberen bzw. unteren Bodenspeicher dargestellt:

$$LS1_t = LS1_{t-1} + RS + NEAR + IR - E_{a1} - SRUN \tag{Gl. 6-1}$$

$$LS2_t = LS1_{t-1} + Drainage(1) - E_{a2} - Drainage(2) + SD \tag{Gl. 6-2}$$

Mit: LS = Wassergehalt im oberen bzw. unteren Bodenspeicher, t = Zeitschritt, RS = Niederschlag, NEAR = Abfluss von befestigten Flächen, IR = Bewässerung, E_a = aktuelle Evapotranspiration Bodenspeicher, SRUN = Oberflächenabfluss, SD = Sicker-, Jauchegruben.

Grundwasserneubildung und Evapotranspiration

Die tatsächliche Grundwasserneubildung unter unversiegelten Flächen ergibt sich aus der Sickermenge aus dem unteren Bodenspeicher und den Trinkwassernetzverlusten. Die gesamte Grundwasserneubildung für das Modellgebiet schließt zusätzlich die Exfiltration aus defekten Abwasserkanälen und Sickergruben mit ein.

Die aktuelle Evaporation pro Zeitschritt, ist die Gesamtmenge, die aus beiden Bodenspeichern evaporiert. Dabei stammt im Zwei-Schicht-Bodenspeichermodeill der wesentliche Anteil aus dem oberen Bodenspeicher (Denmead & Shaw 1962). Die potentielle Evapotranspiration kann jedoch nicht erreicht werden. Stellen sich solche klimatische Randbedingungen ein, wird der untere Bodenspeicher angezapft. Beträgt der Wassergehalt im Bodenspeicher zwischen 75 und 100 % der maximalen Speicherkapazität, stellt die aktuelle Evapotranspiration der Vegetationsdecke die Obergrenze dar. Bei einem Wassergehalt zwischen 0 und 75 % der maximalen Speicherkapazität wird die aktuelle Evapotranspiration aus einem linearen Zusammenhang des verfügbaren Wassers berechnet, wie in Abbildung 6.5 dargestellt.

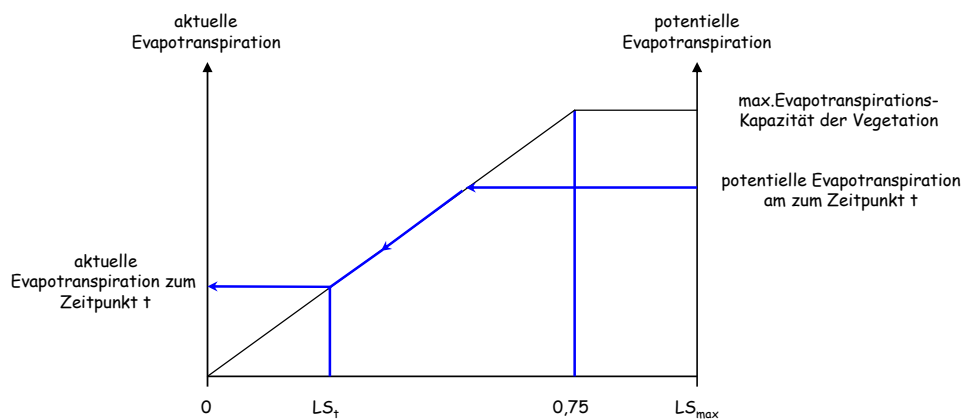


Abbildung 6.5: Berechnung der aktuellen Evapotranspiration im Zwei-Schicht Modell (nach Mitchell et al. 2001).

Die maximale Evapotranspiration entspricht der potentiellen Evapotranspiration, kann sich aufgrund der klimatischen Bedingungen zwar einstellen, wird allerdings durch die Eingabe von Klimadaten vom Anwender selbst bestimmt. Die aktuelle Evapotranspiration, die im Modell berechnet wird, ist die Menge an Wasser, die tatsächlich von der Vegetation evaporiert wird unter Berücksichtigung der potentiell möglichen Evapotranspirationsrate und dem aktuellen Wassergehalt des Bodenspeichers.

Die aktuelle Evaporation wird für jeden der beiden Bodenspeicher separat berechnet. Die gesamte Evaporation aus den Bodenspeichern aus der Summe und ergibt sich dann wie folgt (Gl. 6-3).

$$E_a = E_{a1} + E_{a2} \quad (\text{Gl. 6-3})$$

Mit: E_a = Aktuelle Evapotranspiration.

Trinkwasser

Der Gesamtbedarf an Trinkwasser in einem Gebiet setzt sich zusammen aus dem innerhäußlichen Verbrauch, der Bewässerung von Garten und Parkanlagen sowie den sich einstellenden Trinkwassernetzverlusten (Gl. 6-4). Der häusliche Wasserverbrauch pro Einwohner wird auf Grundlage der gesamten Wasserversorgungsmengen im Untersuchungsgebiet vom Anwender definiert.

$$I = IWU + IR - LD \quad (\text{Gl. 6-4})$$

Mit: I = gesamter Trinkwasserbedarf, IWU = innerhäußlicher Verbrauch, IR = Bewässerung, LD = Trinkwassernetzverlust.

Wasserverluste aus undichten Trinkwasserleitungen sind ein bekanntes Problem in urbanen Räumen. Die Ortung und Quantifizierung der Verluste ist jedoch schwierig. UVQ berücksichtigt die Netzverluste als proportionalen Anteil der gesamten Trinkwassermenge, die in das Untersuchungsgebiet eintritt (Gl. 6-5). Die Trinkwassernetzverluste nehmen nicht an den Prozessen in den Bodenspeichern teil (Evapotranspiration, Drainage), sondern gehen direkt als Grundwasserneubildung in die Berechnungen ein.

$$LD = \frac{\%L \cdot (IR + IWU)}{(100 - \%L)} \quad (\text{Gl. 6-5})$$

Mit: LD = Trinkwassernetzverluste, L = prozentualer Netzverlust (vom Anwender abzuschätzen), IR = Bewässerung, IWU = innerhäußlicher Verbrauch.

Oberflächenabfluss

Der gesamte Oberflächenabfluss aus Niederschlägen setzt sich zusammen aus den Abflüssen versiegelter Flächen den Dach-, Zufahrts- und Straßenabläufen. Zusätzliche Abflüsse entstehen, wenn die Infiltrationskapazität des oberen Bodenspeichers überschritten wird und Oberflächenabfluss entsteht, Abwasserkanäle überlaufen oder es zu einer Grundwasserinfiltration in die Kanalisation kommt. Eine Abnahme der Regenwassermenge stellt sich ein, wenn Regenwasser illegalerweise in die Abwasserkanalisation geleitet wird. Die Berechnung basiert auf folgender Gleichung (Gl. 6-6).

$$R_s = IRUN + RUN + BF + OF - ISI \quad (\text{Gl. 6-6})$$

Mit: R_s = Oberflächenabfluss gesamt, $IRUN$ = Abfluss von versiegelten Flächen, RUN = Oberflächenabfluss unversiegelte Fläche, BF = Grundwasserinfiltration, OF = Entlastung der Kanalisation, ISI = nicht registrierte abflusswirksame Flächen.

Abwasser

Der gesamte Schmutzwasserabfluss setzt sich aus Teilströmen des produzierten Abwassers auf Haushaltsebene, der Oberflächenabflüsse versiegelter Flächen, die nicht an die Regenwasserkanalisation angeschlossen sind sowie dem illegalen Zufluss von Regenwasser in den Abwasserkanal. Als negative Größe gehen die Abwasserexfiltration und die Menge an Schmutzwasser, die aufgrund von Systemüberlastungen nicht abgeführt werden kann in die Gleichung ein (Gl. 6-7).

$$W_w = IWU + INF + ISI - EXF - OF \quad (\text{Gl. 6-7})$$

Mit: W_w = gesamter Schmutzwasserabfluss, IWU = innerhäußlicher Verbrauch, INF = Oberflächenabfluss der nicht in die Regenwasserkanalisation gelangt, ISI = nicht registrierte abflusswirksame Flächen, EXF = Abwasserexfiltration, OF = Entlastung der Kanalisation

6.2.3 Grundlagen der Stofffrachtberechnung

Zur Stoffstrombilanzierung betrachtet UVQ zunächst die einzelnen Eintragsquellen (Schmutzwasser, Regenwasser) separat und berechnet die Teilströme vom Ort der Entstehung bis zum Zusammenflie-

Ben in der Kanalisation. Im Haushalt müssen dazu die Stofffrachten, die pro Einwohner und Tag in den urbanen Kreislauf eintreten, angegeben werden. Aufgrund der unterschiedlichen Zusammensetzung differenziert UVQ zusätzlich zwischen Bad, Küche, Toilette und Waschmaschine (Tabelle 6.1).

Tabelle 6.1: Definierte Stofffrachten und Stoffkonzentrationen.

Stoffstrom (Fracht)	Einheit	Stoffstrom (Konzentration)	Einheit
Bad	mg/(E·d)	Trinkwasser	mg/l
Küche	mg/(E·d)	Niederschlag	mg/l
Toilette	mg/(E·d)	Grundwasser	mg/l
Waschmaschine	mg/(E·d)	Dachabfluss	mg/l

Die Anwendung des Modellansatzes unterliegt der Kenntnis der Quellfrachten und der Stoffflüsse. Zum Aufbau eines UVQ Modells können zum einen Literaturwerte aus internationalen Studien herangezogen werden, wie sie in Kap. 3 der vorliegenden Arbeit dokumentiert sind. Eine weitere Möglichkeit, die Bilanzierung der Stoffströme durchzuführen, basiert auf der Rückrechnung der Stoffkonzentrationen im Abwasser. Grundlage ist eine hydrochemische Analyse auf die Inhaltsstoffe im Schmutz- bzw. Mischwasser am Auslass eines abgrenzbaren Einzugsgebiets. Bei Kenntnis der Abflussmenge, der Siedlungsstruktur und der Einwohnerzahl im Einzugsgebiet, liefert eine Rückrechnung plausible Eintragsfrachten (Klinger et al. 2006).

Die Berechnung der Niederschlagszusammensetzung berücksichtigt im aktuellen Entwicklungsstadium des Programmcodes noch nicht den Einfluss der Niederschlagsintensität und der Niederschlagsdauer. Die Stoffströme, die aus dem Niederschlag resultieren, werden mit mittleren Ereigniskonzentrationen (EMC = Event Mean Concentration) durchgeführt.

Stoffbilanzierungen werden im Programmcode nach der Berechnung der täglichen Wasserflüsse erstellt. Dabei werden alle Stoffe als reaktionsträge angenommen. Mit diesen Annahmen berechnen sich Stoffkonzentrationen und Stofffrachten auf Basis von einfachen Mischungsrechnungen. Aus der folgenden Mischungsgleichung (nach Ihringer et al. 1996) ergibt sich die mittlere Konzentration des Mischwassers im Modellgebiet. Als Größen gehen dabei der Trockenwetterabfluss und der Regenabfluss (Q_r) sowie die mittleren Konzentrationen des Schmutzwassers (c_i) und Regenwassers auf täglicher Basis ein.

$$c_m(t) = \frac{c_i(t) \cdot Q_i(t) + c_r \cdot Q_r(t)}{Q_i(t) + Q_r(t)} \tag{Gl. 6-8}$$

Mit: c_m = mittlere Konzentration des Mischwassers, t = Zeitschritt, c_i = mittleren Konzentrationen des Schmutzwassers, Q_i = Trockenwetterabfluss, c_r = mittleren Konzentrationen des Regenwassers, Q_r = Regenwasserabfluss.

Bei der Interpretation der berechneten Stoffkonzentrationen muss diesen Vereinfachungen Rechnung getragen werden. Mit Vorsicht zu bewerten sind reaktive Stoffe wie die Stickstoffverbindungen, Phosphat oder Sulfat. Diese Stoffe sind selbst auf kurzen Transportwegen Transformations- oder Abbauprozessen unterworfen.

6.2.4 Ablaufplan des Programmcodes

Der UVQ Programmcode besteht aus zwei Hauptmodulen: dem Wasser- und dem Stoffbilanzmodul. Bei den Berechnungen werden zuerst die Wasserbilanzen auf täglicher Basis erstellt. Nach den Berechnungen der Wasserflüsse werden diese in einem zweiten Schritt mit Stofffrachten und -konzentrationen beaufschlagt und die resultierenden Stoffströme berechnet (Mitchell & Maheepala 1999). In Abbildung 6.6 sind Berechnungsschritte in einem schematischen Ablaufplan dargestellt.

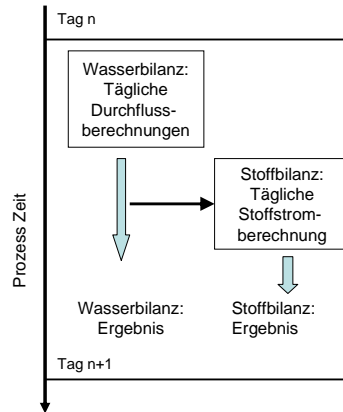


Abbildung 6.6: UVQ Programmstruktur und Interaktionsschema zwischen Wasser- und Stoffbilanz (Diaper & Mitchell 2006, verändert).

Die Wasser- und Stofffrachten werden sequentiell für jeden Tag (Zeitschritt) berechnet. Beide Modellschleifen, Wasser- und Stoffstromschleife, werden in einer hierarchischen Folge abgearbeitet, die sich zu allererst nach der räumlichen Skala richten und zwar vom Kleinen zum Großen: zuerst werden die Bilanzen für die kleinste räumliche Einheit, dem Grundstück, erstellt, dann für eine Nachbarschaft. Diese werden dann in den Berechnungen des gesamten Modellgebiets zusammengefasst. Die Wasserbilanzrechnungen beziehen sich auf das gesamte betrachtete Untersuchungsgebiet und werden in der Grundeinheit Millimeter ausgedrückt. Die Stoffbilanzierung steht in Beziehung mit den Wasserflüssen und berücksichtigt die von Anwender spezifisierten Stoffkonzentration und Frachten.

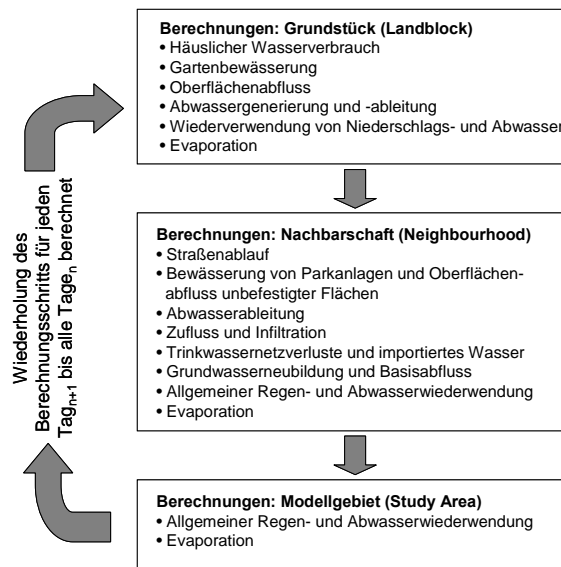


Abbildung 6.7: Ablauf der UVQ Wasser und Stoffflussberechnungen (nach Diaper & Mitchell 2006).

6.2.5 Zeitliche Diskretisierung

UVQ berechnet die Wasser und Stoffflüsse in Tages-Schritten. Viele der implementierten Teilprozesse wie Niederschlag, Oberflächenabfluss, Wasserverbrauch im Haushalt dauern jedoch nur wenige Minuten bis Stunden. Eine höhere zeitliche Auflösung würde jedoch, abhängig von der Länge des gewählten Zeitschritts, entsprechend zeitlich höher aufgelöste Eingangsdatensätze verlangen. Das impliziert ein Mehraufwand bei der Datenerhebung und -aufbereitung. Kürzere Zeitschritte bedingen weiterhin einen exponentiell höheren Rechenaufwand für einen Modelldurchlauf aufgrund der ansteigenden Komplexität. Der UVQ-Programmcode, als konzeptionelles hydrologisches Modell, wurde in erster Linie entwickelt, um eine schnelle Bewertung eines bestehenden Wassermanagementsystems im urbanen Raum durchzuführen bzw. um alternative Wassermanagementstrategien zu analysieren.

Um ein Verständnis für die Zusammenhänge hinsichtlich der Wasser- und Stoffflüsse im Kontext von saisonalen Temperatur und Niederschlagsschwankungen zu entwickeln, wird eine Simulationsdauer von mehreren Jahren bzw. Jahrzehnten vorgeschlagen. Eine aktuelle Version des UVQ Programmcodes erlaubt Berechnungen von einem bis zu 100 Jahren. Welche Annahmen bei der Anwendung von UVQ getroffen werden müssen und die daraus resultierenden Konsequenzen und Einschränkungen sind im anschließenden Kapitel beschrieben.

6.2.6 Annahmen im UVQ Modell

In den Berechnungsschritten von UVQ wurden aufgrund der Komplexität eines urbanen Systems mehrere Annahmen zur Vereinfachung der Berechnung getroffen. Die wichtigsten sind im Folgenden beschrieben (Appel 1997; Diaper & Mitchell 2006).

Evaporation

- Die maximale Evaporation von versiegelten Flächen ist definiert als potentielle Evaporation und wird als Eingangsgröße mit der Klimadatei eingelesen. Die Berechnung der aktuellen Evaporation betrachtet jedoch nicht die Aufheizung der Flächen bei Sonneneinstrahlung. Die Evaporation wird am Ende des Tages von der Oberfläche abgezogen (am wirksamsten ist dies nach einem Niederschlagsereignis).

Bodenfeuchtehaushalt – Bodenzone

Annahmen und hydraulisches Verhalten sind auf das 2-Schichtmodell zur Abbildung der Bodenzone bezogen:

- Oberflächenabfluss von unversiegelten Flächen stellt sich ein, wenn die Infiltrationskapazität des Bodens überschritten wird.
- Bewässerung von Garten- oder Parkflächen nimmt ausschließlich an den Prozessen der oberen Bodenzone teil.

Trinkwasser und Regenwasser

- Es wird die Gesamtmenge des Tagesverbrauchs pro Person und Tag angegeben. Die eigentlichen Verbrauchsdynamik mit Nutzungsspitzen am Morgen und am späten Nachmittag werden nicht berücksichtigt.
- Saisonal bedingte Schwankungen im häuslichen Wasserverbrauch (höherer Wasserverbrauch im Sommer zum Trinken, Blumengießen, Autowaschen) werden nicht implementiert.
- Der gesamte Wasserverbrauch außerhalb des Haushalts wird zu Bewässerungszwecken verwendet. Aktivitäten wie Autowäsche und Hofreinigung sind nicht eingeschlossen.
- Im UVQ Modell sickert die gesamte Bewässerungsmenge in die oberste Bodenschicht ein. Durch Bewässerung stellt sich kein Oberflächenabfluss ein.
- Die Intensität fallender Niederschläge wird vernachlässigt und eine Niederschlagshöhe pro Tag in die Berechnungen mit einbezogen.
- Die Niederschläge fallen homogen, mit gleicher Niederschlagshöhe über das ganze Modellgebiet.

Abwasser

- Die Menge exfiltrierenden Abwassers wird als konstanter Wert bezogen auf das gesamte produzierte Abwasser, abgeschätzt und hat die gleiche Stoffkonzentration wie das Abwasser.

Grundwasser

- Der Grundwasserspeicher wird als ungespannter Grundwasserleiter angenommen.
- Die Grundwasserneubildung sickert flächenbezogen und homogen dem Grundwasser zu. Als räumliche Skala wird die Grundwasserneubildung pro Nachbarschaft berechnet.
- Die Transmissivität des Grundwasserleiters wird als infinite Größe angenommen. Diese Annahme hat nur einen untergeordneten Effekt auf die Modellgenauigkeit; es sei denn, es kommt zu einer volumetrisch betrachtet größeren punktuellen Grundwasseranreicherungsmaßnahme.
- Im Modell wird die laterale Grundwasserströmung nicht berücksichtigt. Der Grundwasserleiter wird als unerschöpfliche Quelle angenommen. Der einzige Zu- und Abfluss ergibt sich durch den Basisabfluss und durch Wasserentnahmen an Brunnen.

Unversiegelte Flächen

- Alle öffentlichen Anlagen (Parks) sind zu 100% unversiegelt
- Der Ein- und Austrag von Wasser folgt in regelmäßiger Folge, jeden Tag- Am Anfang des Tages wird gleichzeitig der Niederschlag zugeführt und die Evapotranspiration subtrahiert. Der Bewässerungsbedarf wird darauf basierend berechnet jedoch erst am Ende des Tages als Größe berücksichtigt.
- Niederschlag und Bewässerung durchfeuchten die definierte Durchwurzelungszone mit einer konstanten Menge. Hier wird angenommen, dass die Feuchtigkeit unmittelbar über die gesamte Wurzelzone verteilt ist. In der Realität bildet sich eine Sickerfront aus und ein einheitlicher Wassergehalt stellt sich nur sehr langsam ein.
- Pfützenbildung und Oberflächenabfluss stellen sich erst ein, wenn die maximale Bodenfeuchtekapazität (entspricht der nutzbaren Porosität) erschöpft ist. Da UVQ die Niederschlagsintensität nicht berücksichtigt, kann dies dazu führen, dass die Bodenfeuchte zu hoch berechnet wird.
- Bei den Beginn Berechnungen wird davon ausgegangen, dass der Boden unter unversiegelten Flächen trocken ist. Das heißt die Bodenspeicher müssen sich zunächst auffüllen.

6.2.7 Eingangsdaten für den Aufbau eines UVQ Modells

Je nach Anzahl der Stoffe, die mit UVQ modelliert werden, können bis zu 300 Eingabefelder zur Beschreibung eines Untersuchungsgebiets mit verfügbaren Daten ausgefüllt werden. Grundsätzlich wird zwischen physikalischen Parametern und Kalibrierparametern unterschieden:

Physikalische Daten dienen der Charakterisierung der Untersuchungsgebiets bezüglich der Flächenverteilung, der Bevölkerungsdichte und des Wasserverbrauchsverhalten (

Tabelle 6.2). Eingabegrößen für Stoffbilanzierung werden entweder als Stofffracht pro Einwohner und Tag ($\text{g/E}\cdot\text{d}$) oder als Konzentration (mg/l) angegeben (Tabelle 6.3). Zu den Kalibrierparametern zählen z. B. die Bodeneigenschaften, der Anschlussgrad versiegelter Flächen und deren Oberflächenbeschaffenheit. Diese sind zunächst abzuschätzen und dann anhand von Datensätzen zu den tatsächlichen Bedingungen zu kalibrieren. Die zur Beschreibung der Bodencharakteristik einzugebenden Parameter sind in Tabelle 6.4 aufgelistet.

Tabelle 6.2: Eingabeparameter (physikalische Parameter) zur Beschreibung des Modellgebiets mit Angabe möglicher Datenquellen.

Räumliche Ebene	Parameter	Einheit	Datenquelle/Datenaufbereitung
Grundstück (Land Block)	Anzahl der Grundstücke	[1]	Flurstückskarte, ALK, GIS Analyse
	Ø Grundstücksfläche	[m ²]	Flurstückskarte, ALK, GIS Analyse
	Ø Einwohnerzahl	[1]	Flurstückskarte, ALK, GIS Analyse
	Ø Gartenfläche	[m ²]	Flurstückskarte, ALK, GIS Analyse
	Ø Dachfläche	[m ²]	GIS-Analyse Gebäudekarte
	Ø Fläche der Zufahrt	[m ²]	Flurstückskarte, ALK, GIS Analyse
	Anteilige Fläche des Gartens die bewässert wird	%	Klassifizierung entsprechend Landnutzung, Luftbilddauswertung
	Direkte Infiltration von Dachabflüsse	[ratio]	Flurstückskarte, ALK, GIS Analyse
Wasserverbrauch	Küche	[L/E/d]	lokaler Wasserversorger, Literatur
	Bad	[L/E/d]	lokaler Wasserversorger, Literatur
	Toilette	[L/E/d]	lokaler Wasserversorger, Literatur
	Waschmaschine	[L/E/d]	lokaler Wasserversorger, Literatur
Nachbarschaft (Neighbourhood)	Gesamtfläche	[ha]	Flurstückskarte, ALK, GIS Analyse
	Straßenfläche	[ha]	Flurstückskarte, ALK, GIS Analyse
	Parkfläche, Freifläche	[ha]	Flurstückskarte, ALK, GIS Analyse
	Anteilige Parkfläche, die bewässert wird	[%]	Flurstückskarte, ALK, GIS Analyse
	Trinkwassernetzverluste	[%]	lokaler Wasserversorger
	Abwasserexfiltration	[ratio]	NEIMO, Monte Carlo Analyse
Abwasser (output)	Abwasser von Nachbarschaft entwässert in	[1]	Entwässerungsplan, ALK, GIS Analyse
	Regenwasser von Nachbarschaft entwässert in	[1]	Entwässerungsplan, ALK, GIS Analyse

Tabelle 6.3: Eingabeparameter zur Berechnung der Stoffbilanz.

Stoffkonzentrationen und -frachten im	Parameter	Einheit	Datenquelle
Wohnhaus	Küche	[mg/(E·d)]	Literatur, Kalibrierung
	Bad	[mg/(E·d)]	Literatur, Kalibrierung
	Toilette	[mg/(E·d)]	Literatur, Kalibrierung
	Waschmaschine	[mg/(E·d)]	Literatur, Kalibrierung
Sonstige Stoffe	Trinkwasser	[mg/l]	Literatur
	Niederschlag, Evaporation	[mg/l]	Literatur
	Abfluss Zufahrt, Dach	[mg/l]	Literatur
	Abfluss Straße	[mg/l]	Literatur
	Konz. initialer Abfluss	[mg/l]	Literatur
	Rasendünger Parkfläche	[mg/ha]	Literatur
	Grundwasser	[mg/l]	Literatur
Rasendünger Garten	[mg/m ²]	Literatur	

Tabelle 6.4: Kalibrierparameter zur Beschreibung der Bodenzone und der versiegelten Flächen im Untersuchungsgebiet.

Eingabefenster	Parameterbestimmung mit Kalibrierung	Einheit	Datenquelle/Datenaufbereitung
Regenwasser	Max. Porosität	[mm]	Kalibrierung auf Basis von Lysimeterdaten
	Feldkapazität	[mm]	Kalibrierung auf Basis von Lysimeterdaten
	Max. Infiltrationsrate pro Tag	[mm]	Kalibrierung auf Basis von Lysimeterdaten
	Initialer Verlust Dachfläche	[mm]	Kalibrierung, Abflussmessungen, Literatur
	Effektive angeschlossene Dachfläche	[%]	Kalibrierung, Abflussmessungen, Literatur
	Initialer Verlust Zufahrt	[mm]	Kalibrierung, Abflussmessungen, Literatur
	Effektiv an die Kanalisation angeschlossene Zufahrtswege	[%]	Kalibrierung, Abflussmessungen, Literatur
	Initialer Verlust Straße	[mm]	Kalibrierung, Abflussmessungen, Literatur
	Effektiv an die Kanalisation angeschlossene Straßenfläche	[%]	Kalibrierung, Abflussmessungen, Literatur
	Drainage Faktor	[ratio]	Kalibrierung auf Basis von Lysimeterdaten
Basisabfluss, Grundwasser, das in Kanalisation infiltriert	[ratio]	Kalibrierung Nachtflussmessungen	
Schmutzwasser	Wasseranteil der in Zwischenspeicher fließt	[ratio]	Standardannahme UVQ
	Infiltrationsrate von ungesättigter Zone in AW-Kanalisation	[ratio]	Kalibrierung
	Anschluss versiegelter Flächen an Schmutzwasserkanalisation	[%]	GIS Analyse des Kanalnetzes
	Überlastung der Kanalisation während Trockenwetterabfluss	[%]	Kalibrierung
	Überlastung der Kanalisation während Niederschlägen	[m ³]	Kalibrierung
Bewässerung	Bewässerung der Gartenfläche	[ratio]	Kalibrierung durch Wasserverbrauchszahlen
	Bewässerung der öffentlichen Freiflächen	[ratio]	Kalibrierung durch Wasserverbrauchszahlen

6.2.8 Kalibrierung des Modells

Regenwasser, Schmutzwasser und Trinkwasser sind die drei wichtigsten Bestandteile des urbanen Wasserkreislaufs. Diese müssen modelltechnisch an realistische Werte, wie sie im Untersuchungsgebiet vorkommen angepasst, werden. Die Bilanzierung der Quantität und Qualität in diesen drei Teilsystemen hängt von zahlreichen Parametern ab, die sich gegenseitig beeinflussen. In UVQ sind 19 Eingangsparameter als Kalibrierparameter zu bestimmen: zwölf Parameter zur Regenabflussberechnung, fünf zu Schmutzwasserberechnung und zwei zur Abbildung des Trinkwassersystems. Aufgrund der Parameterabhängigkeit erfolgt im UVQ Modell keine automatische Kalibrierung. Es wird deshalb ein iteratives Vorgehen bei der Kalibrierung der Parameter vorgeschlagen (Mitchell et al. 2001) Die Vorgehensweise erfolgt nach dem Trial-and-Error Verfahren. Existente Datensätze (Durchflussmessungen, Grundwasserneubildungsraten) stellen dabei eine entscheidende Grundlage für eine plausible Parameterabschätzung dar. Um Überlagerungseffekte auszuschließen muss beim Prozess der Kalibrierung darauf geachtet werden, dass immer nur ein Parameter pro Modelllauf geändert und das Ergebnis dann bewertet wird. Nur dann kann eine eindeutige Größenabschätzung eines Parameters vorgenommen werden.

6.2.9 Rechenergebnisse des Modells

Wird UVQ als Einzelapplikation gestartet, werden die Wasserflüsse für jede räumliche Skala, auf Grundstücks- und Nachbarschaftsebene sowie für das gesamte Untersuchungsgebiet, auf Tages-, Monats- und Jahresbasis berechnet. Die Stoffbilanzen werden jedoch nur für den gesamten Modellierungszeitraum für die jeweilige Ebene erstellt. Die Ergebnisse werden als Ergebnisdateien im csv-Format (comma separated variable) in einem gesonderten Verzeichnis gespeichert. Zusätzlich können die berechneten Ergebnisse innerhalb der UVQ Umgebung graphisch als Diagramme visualisiert und in Tabellenform beliebig exportiert werden.

Ist UVQ in die AISUWRS Modellkette integriert, so werden zusätzliche Austauschdateien im Textformat erstellt, die die Wasser- und Stofffrachten, bezogen auf die jeweilige Nachbarschaft enthalten. Die Wassermengen und Stofffrachten in der Kanalisation werden an das Exfiltrationsmodell NEIMO weitergegeben. Die Ergebnisse der Wasserbilanz von Freiflächen werden an das ungesättigte Zonen Modell POSI weitergegeben zur Berechnung des Wasser- und Stofftransport in der ungesättigten Zone. Details zur Datenstruktur sind in Kap. 6.2.10 beschrieben.

6.2.10 Anbindung der Folgemodelle in der Modellkette

Die von UVQ berechneten Wasser- und Stoffflüsse für ein Untersuchungsgebiet stellen die grundlegenden Eingangsdatensätze für die Folgemodelle NEIMO und SLeakI in der Modellkette dar. Die Ergebnisse werden in Form von sechs Austauschdateien wie sie in Tabelle 6.5 aufgelistet sind in einem separaten Verzeichnis abgelegt. Zwei Dateien, die die Schmutzwassermengen der Haushalte und die Oberflächenabflüsse versiegelter und nicht versiegelter Flächen enthalten, dienen dabei als Eingangsdatensätze für das NEIMO Modell. Zur Berechnung der Wasser- und Stoffbilanz in der ungesättigten Zone unter Freiflächen werden dem POSI Modell vier Dateien zu Verfügung gestellt. Diese enthalten die Wassermengen die in die ungesättigte Zone einsickern (Bewässerung der Gärten und der öffentlichen Freiflächen, die Sickerwassermengen aus Jauchegruben und die Trinkwassernetzverluste).

Tabelle 6.5: Austauschdateien zwischen UVQ und den Folgemodellen der AISUWRS Modellkette.

Dateiname	Folgemodell	Inhalt
PlmUVQWWinput.txt file	NEIMO	Wasser- und Stofffracht pro Hausanschluss, Schmutzwassersystem
PlmUVQSWinput.txt	NEIMO	Wasser- und Stofffracht pro Hausanschluss, Regenwasserkanalisation
UFMGardenToGW.txt	POSI	Sickerwassermenge (SWM) unter Gartenfläche durch Bewässerung
UFMPOStoGW.txt	POSI	SWM unter Parkanlagen durch Bewässerung
UFMSWInfiltrationBasintoGW.txt	POSI	SWM aus Infiltrationsbecken
UFMTapToGW.txt	POSI	Trinkwassernetzverluste

6.3 NEIMO (Network Exfiltration & Infiltration Model)

6.3.1 NEIMO Modellkonzept

NEIMO ist ein deterministischer Berechnungsansatz zur Abschätzung von Exfiltrations- und Infiltrationsmengen aus bzw. in Entwässerungssysteme. Das Modell stellt den räumlichen Bezug zwischen Kanalisation und Grundwasserspiegel (vertikal) sowie der Lage im Einzugsgebiet (horizontal) her. Unter Berücksichtigung der bautechnischen Eigenschaften der Kanalisation (Länge, Durchmesser, Material, Gradient, Alter, etc.), den Abflussmengen und -frachten und der relativen Lage zum Grundwasserspiegel werden Exfiltrationsraten (Haltung liegt oberhalb des GW-Spiegels) und Infiltrationsraten (Haltung liegt unterhalb des GW-Spiegels) in täglichen Zeitschritten berechnet. Die Quantifizierung wird entweder für reale Schäden, die durch Kamerabefahrungen bekannt sind, oder an fiktiv generierten Schäden, auf Grundlage von statistischen Verteilungskurven, berechnet. Die grundlegenden Gleichungen werden vom Darcy-Gesetz, das für die Strömung im gesättigten Medium gilt, abgeleitet. Das Darcy-Gesetz (Gl. 6-9) setzt eine laminare Strömung (stationärer Zustand) durch ein poröses Medium ins Verhältnis zum Gradienten (Gefälle, hydraulisches Potential zwischen Punkt a und Punkt b) und der hydraulischen Leitfähigkeit des durchströmten Mediums:

$$Q = -k_f \cdot A \cdot \frac{(h_a - h_b)}{L} \quad (\text{Gl. 6-9})$$

Mit: Q [m^3/s] = Durchflussrate, das durch Medium strömt, k_f [m/s] = hydraulische Durchlässigkeit, A [m^2] = durchströmte Fläche, $(h_a - h_b)$ [m] = hydraulisches Potential, L [m] = Länge auf der sich das hydraulische Potential abbaut.

Aus (Gl. 6-9) geht der lineare Zusammenhang zwischen der Durchflussrate, der Schadensfläche und der Überstauhöhe, bzw. der hydraulischen Potentialhöhe hervor. Wird diese Gleichung zur theoretischen Berechnung der Exfiltration bzw. Infiltration auf eine Schadensfläche im Kanal angewendet, steht das Bettungsmaterial des Kanals in unmittelbarem Kontakt mit dem Schaden und kontrolliert durch seine materialspezifischen Eigenschaften die Strömungsprozesse und die Austauschrate. In der Praxis bildet sich im Innern eines Abwasserkanals eine abdichtende Schicht bestehend aus organischem Material. Das führt zu einer Verringerung des Porenraums und damit zu einer Abnahme der hydraulischen Leitfähigkeit (Dohmann 1999; Schwarz 2003). Bei Infiltrationsbedingungen wurde bisher noch keine Kolmationsschicht beobachtet. Die Existenz einer Kolmationsschicht führt zu grundsätzlich unterschiedlichen Randbedingungen, die durch die Aufstellung zweier Berechnungsansätze berücksichtigt wird. In den folgenden Abschnitten werden zunächst die mathematischen Grundlagen für die Infiltration und Exfiltration hergeleitet.

6.3.2 Berechnung der Infiltration

Befindet sich eine Kanalhaltung unterhalb des Grundwasserspiegels, kommt es an undichten Stellen zu Grundwasserinfiltration wie in Abbildung 6.8 schematisch dargestellt. Die Lage des Schadens und die Schadensfläche, sind dabei entscheidend. Die hydraulische Potentialhöhe, die auf die Schadensfläche wirkt, wird durch den Verschnitt der Kanalsohlhöhen mit der Grundwasseroberfläche (Grundwassergleichenpläne) ermittelt. Je nach relativer Lage des Schadens im Kanalquerschnitt wirkt ein unterschiedliches hydraulisches Potential auf die Schadensfläche. Der einfache Fall ist gegeben, wenn sich der Schaden im Kronenbereich der Haltung befindet. Dann wirkt nur die Überstauhöhe (Abbildung 6.8, links).

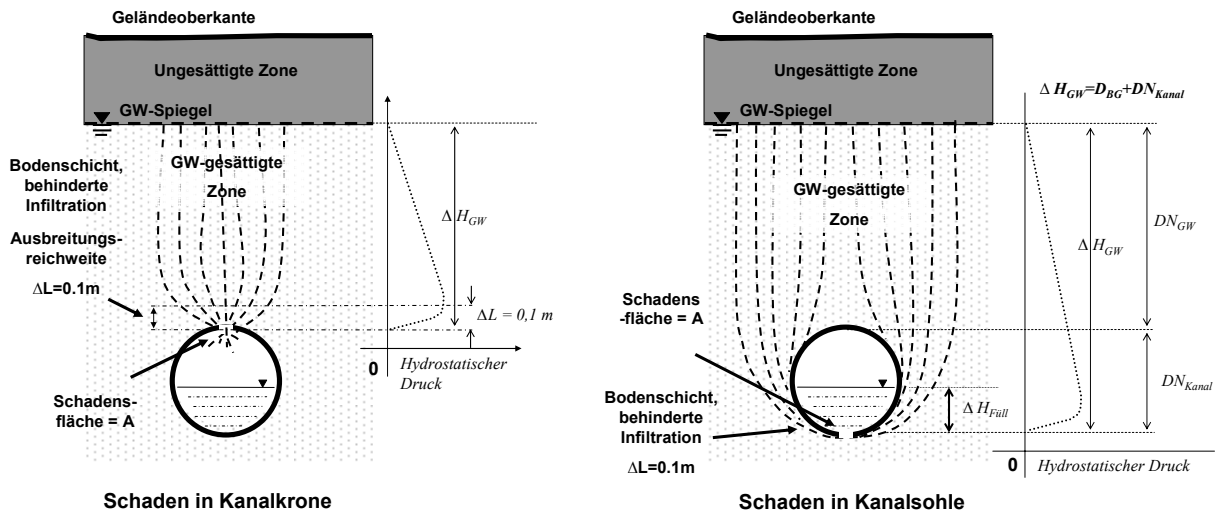


Abbildung 6.8: Schematische Darstellung eines Kanalsrohrs unterhalb des Grundwasserspiegels. Links: Schaden befindet sich in der Krone, rechts in der Sohle des Rohres (nach Burn et al. 2005; DeSilva et al. 2006, verändert).

Beim Prozess der Infiltration ist dabei generell von gesättigten Bedingungen auszugehen, wobei sich das strömende Wasser im Querschnitt überall mit gleicher Geschwindigkeit dem Gradienten folgend bewegt (stationärer Zustand). Grundsätzlich veränderte Bedingungen ergeben sich im unmittelbaren Bereich um den Schaden. In dieser Zone kommt es aufgrund des freien Auslaufs in den Kanal zu erhöhten Fließgeschwindigkeiten. Vergleichbare Zustände stellen sich bei Pumpversuchen im Bereich der Förderpumpe ein. Die Durchlässigkeiten des Bettungs- oder Füllmaterials kontrollieren dabei die Strömungsgeschwindigkeiten und damit die Infiltrationsmenge. Je grobkörniger das Material, umso größer ist die Ausbreitungsreichweite (ΔL). Für die Abschätzung der Infiltration in Kanalsysteme wurden bisher noch keine wissenschaftlich belegten Angaben gemacht. Mit Hilfe von Nachabflussmessungen zur Fremdwasserbestimmung, lässt sich dieser Parameter jedoch manuell einstellen. Die Funktion zur Abschätzung der Infiltration bei einem Schaden in der Kanalkrone schreibt sich dann wie folgt:

$$Q_{Infiltr.} = -k_{Infiltr.} \cdot A \cdot \left(\frac{\Delta H_{GW}}{\Delta L} \right) \tag{Gl. 6-10}$$

Mit: $Q_{Infiltr.}$ [m^3/s] = Durchflussrate Infiltration, $k_{Infiltr.}$ [m/s] = hydraulische Durchlässigkeit Bettungsmaterial, A [m^2] = durchströmte Fläche, ΔH_{GW} [m] = hydraulische Potentialhöhe, ΔL [m] = Länge auf der sich das hydraulische Potential abbaut.

Befindet sich der Schaden im Sohlbereich des Kanals, stellt sich die Berechnung der Infiltration komplexer dar, da der hydrostatische Druck im Kanal, der vom Abwasser auf die Leckage wirkt berücksichtigt werden muss. (Abbildung 6.8, rechts). Die effektiv wirkende Druckhöhe hängt von der Lage des Schadens im Querschnitt, der Überstauhöhe und dem Füllstand im Kanal ab. Für einen Schaden in der Kanalsohle ist die (Gl. 6-11) gegeben.

$$Q_{Infiltr.} = -k_{Infiltr.} \cdot A \cdot \left(\frac{\Delta H_{GW} - H_{Füll}}{\Delta L} \right) \tag{Gl. 6-11}$$

Mit: $Q_{Infiltr.}$ [m^3/s] = Durchflussrate Infiltration, $k_{Infiltr.}$ [m/s] = hydraulische Durchlässigkeit Bettungsmaterial, A [m^2] = durchströmte Fläche, ΔH_{GW} [m] = Überstauhöhe, hydraulisches Potential, $\Delta H_{Füll}$ [m] = Füllstand im Kanal, hydraulisches Potential auf Schadensfläche, ΔL [m] = Länge auf der sich das hydraulische Potential abbaut.

ΔH_{Gw} ist die Differenz zwischen Grundwasseroberfläche und Kanalsohle. $H_{Füll}$ ist der Füllstand des Abwassers im Kanal. Die durchschnittlichen Füllstände werden mittels Durchflussmessern bestimmt. Befindet sich der Schaden in der Kanalsohle ergibt sich die hydraulische Potentialhöhe aus der Summe der Distanzen zwischen Rohrkrone und dem Grundwasserspiegel, und dem Außendurchmesser des Rohres (Gl. 6-12):

$$\Delta H_{Gw} = DN_{GW} + DN_{Kanal} \quad (\text{Gl. 6-12})$$

Mit: ΔH_{GW} [m] = Überstauhöhe, hydraulisches Potential, DN_{GW} [m] = Distanz zwischen Kanalkrone und Grundwasserspiegeln, DN_{Kanal} [m] = Aussendurchmesser Kanal.

Befindet sich der Schaden im Kämpferbereich des Kanalrohres, so muss dies bei der Berechnung von ΔH_{Gw} berücksichtigt werden. Zur Vereinfachung des Ansatzes wird (Gl. 6-11) mit dem ΔH_{Gw} aus (Gl. 6-12) auf das gesamte Netzwerk angewendet unabhängig davon, wo sich der Schaden befindet (Sohle, Kämpfer oder Kanalkrone). Da als Information in der Regel die Kanalsohlen eingemessen werden, wird ein maximal wirkendes hydraulisches Potential angenommen. Als weitere Vereinfachung bleibt der Füllstand, der der hydraulische Potentialhöhe des Grundwassers entgegenwirkt unberücksichtigt, da davon ausgegangen werden kann, das gilt.

$$\Delta H_{Gw} \gg H_{Füll} \quad (\text{Gl. 6-13})$$

Mit: ΔH_{GW} [m] = hydraulische Potentialhöhe, das auf die Kanalsohle wirkt, $\Delta H_{Füll}$ [m] = Füllstand im Kanal.

Dieser Ansatz führt zu einer grundsätzlichen Überschätzung der Infiltrationsmengen. Der Anwender hat jedoch die Möglichkeit, die Überstauhöhe manuell anzupassen. Da das Niveau der Haltung, der Durchmesser, die Nennweite des Kanalrohres, die Lage des Schadens und der Grundwasserspiegel bekannt sind, kann die Druckhöhe, die auf den Schaden wirkt, berechnet werden. Dabei wird nur der Füllstand im Kanal vernachlässigt, was einen im Verhältnis kleineren Fehler in sich trägt.

$$\Delta H_{Gw} = GWS - \text{Lage des Schadens} \quad (\text{Gl. 6-14})$$

Mit: ΔH_{GW} [m] = hydraulische Potentialhöhe, das auf die Kanalsohle wirkt, GWS [m] = Grundwasserspiegel.

6.3.3 Berechnung der Exfiltration

Ein grundlegender Unterschied zwischen Infiltrations- und Exfiltrationsprozessen besteht im Vorhandensein einer Kolmationsschicht im Kanal und im unmittelbaren Umfeld einer Kanalleckage. In der kommunalen Kanalisation, wie auch bei Tropfkörpern auf Kläranlagen beobachtet, bildet sich eine Schleimschicht, die auch auf bestehenden Schadensflächen aufwächst und abdichtend wirkt. Die Schicht wird als Kolmationsschicht, Sielhaut oder „Clogging layer“ bezeichnet und besteht aus organischem Material wie Einzellern, Algen, Pilzen und anderen Mikroorganismen sowie deren Stoffwechselprodukte (Gutekunst 1988; Baveye et al. 1998; Schwarz 2003; Dizer et al. 2004). Aufgrund der geringeren Durchlässigkeit der Kolmationsschicht im Vergleich zum umgebenden Material, hat sie eine hemmende Wirkung auf die Exfiltration. Bei der Anwendung der Darcy-Gleichung zur Berechnung der Exfiltration muss daher der spezifischen hydraulischen Leitfähigkeit der Kolmationsschicht und nicht der des Bettungsmaterial Rechnung getragen werden (siehe dazu auch Rauch & Stegner 1994; Vollertsen & Hitved-Jacobsen 2003; Wolf 2006). In Abbildung 6.9 ist ein Kanalrohr mit einem Schaden in der Sohle und die ausgebildete Kolmationsschicht schematisch dargestellt.

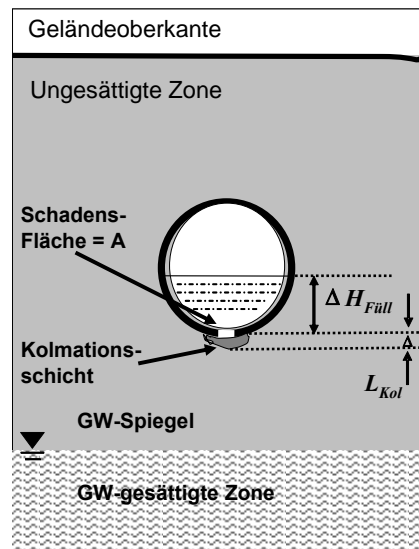


Abbildung 6.9: Schematische Darstellung eines Kanalarohrs oberhalb des Grundwassers. Durch den Schaden exfiltriert Schmutzwasser direkt in das umgebende Bettungsmaterial (nach DeSilva et al. 2006, verändert).

Berechnungsgrundlage für die Exfiltration ist die Darcy-Gleichung. Auf einen Schaden, der sich im Sohlbereich eines Abwasserrohrs befindet, wirkt das hydraulische Potential, das durch den Füllstand im Kanal aufgebracht wird. Mit der Anwendung des Darcy-Gesetzes ergibt sich das exfiltrierende Volumen wie folgt:

$$Q_{\text{Exfiltr.}} = k_{f\text{Kol}} \cdot A \cdot \left(\frac{\Delta H_{\text{Füll}}}{\Delta L_{\text{Kol}}} \right) \tag{Gl. 6-15}$$

Mit: $Q_{\text{Exfiltr.}}$ [m³/s] = Exfiltrationsrate, $k_{f\text{Kol}}$ [m] = hydraulische Leitfähigkeit der Kolmationsschicht, A [m²] = Schadensfläche, $\Delta H_{\text{Füll}}$ [m] = Füllstand im Abwasserrohr, ΔL_{Kol} [m] = Mächtigkeit der Kolmationsschicht

Diese Gleichung hat jedoch nur dann Gültigkeit, wenn die hydraulische Leitfähigkeit des Bettungsmaterials viel größer ist, als die hydraulische Leitfähigkeit der Kolmationsschicht. Diese Bedingungen kämen einem freien Auslauf gleich.

$$k_{f\text{Bett}} \gg k_{f\text{Kol}} \tag{Gl. 6-16}$$

Mit: $k_{f\text{Bett}}$ [m/s] = hydraulische Leitfähigkeit Bettungsmaterial, $k_{f\text{Kol}}$ [m/s] = hydraulische Leitfähigkeit Kolmationsschicht.

Genauere Angaben zur Mächtigkeit der Kolmationsschicht, die als entscheidender Parameter in die Gleichung eingeht, waren bisher nicht verfügbar. Aus Labor und Feldversuchen, sowie in-situ Beprobungen leiten sich Mächtigkeiten von 10 - 30 mm ab und korrespondieren mit Werten aus der internationalen Literatur (Vollertsen & Hitved-Jacobsen 2003; Turkovic et al. 2005; Klinger et al. 2006). Die im Rahmen der vorliegenden Arbeit untersuchten Mächtigkeiten liegen jedoch bei 4 – 6 cm und. Die Mächtigkeit der Kolmationsschicht kann standortspezifischen Bedingungen angepasst werden. Die im Rahmen der vorliegenden Arbeit ermittelten Mächtigkeiten liefern einen plausiblen und übertragbaren Anfangswert.

6.3.4 Umsetzung im Modell

Berechnung der Abflussmengen

Die Abflussmenge in einer Haltung berechnet sich aus den Abwassermengen, die durch die direkt angeschlossenen Hausanschlüsse eintreten sowie aus der Summe aller oberstromig generierten Abflüsse, wie Abbildung 6.10 veranschaulicht. Die Abflussmengen einer Haltung ergeben sich aus der Durchflussmenge abzüglich der Menge, die durch Exfiltration den Haltungsabschnitt verlässt. Befindet sich Haltung unterhalb des Grundwasserspiegels wird die Infiltrationsmenge zum Abfluss addiert. Die Abwassermengen, die pro Hausanschluss in die Kanalisation eingebracht werden, stammen aus dem vorgeschalteten UVQ Modell (Kap. 6.2).

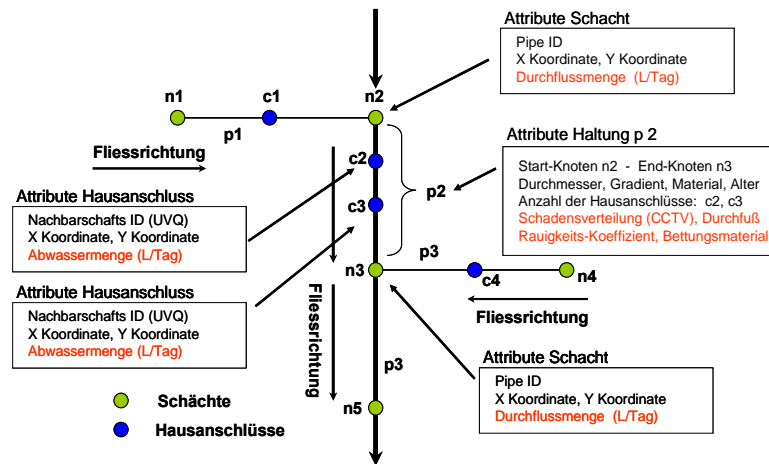


Abbildung 6.10: Schematische Darstellung der Abflussmengengenerierung und des Abflussmengen-transportes im Modellgebiet (nach DeSilva et al. 2006, verändert).

Typisierte Abflusskurven, Aufteilung des Querschnitt, Füllstandsberechnung

Um die Schwankungen des Abflusses im Tagesgang zu berücksichtigen, wird der Gesamtagesabfluss in Stundenwerten angegeben. Die Verteilung folgt statistisch repräsentativ aufgenommenen Abflussprofilen wie in Abbildung 6.11 dargestellt. Diese Profile werden verwendet, um einen typischen Füllstand im Kanal wieder zugeben mit den Abflusspeaks am Morgen und am Abend. Mit zunehmender Nennweite einer Haltung werden die Peaks weniger stark ausgeprägt und verflachen. Die stündlichen Durchflussmengen bilden dann die Grundlage für die anschließenden Füllstandsberechnungen.

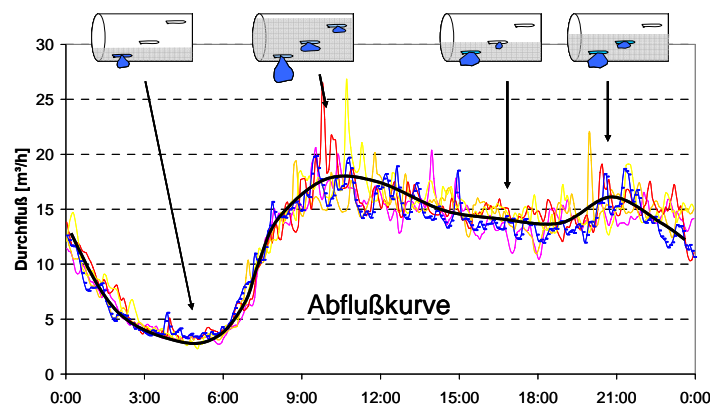
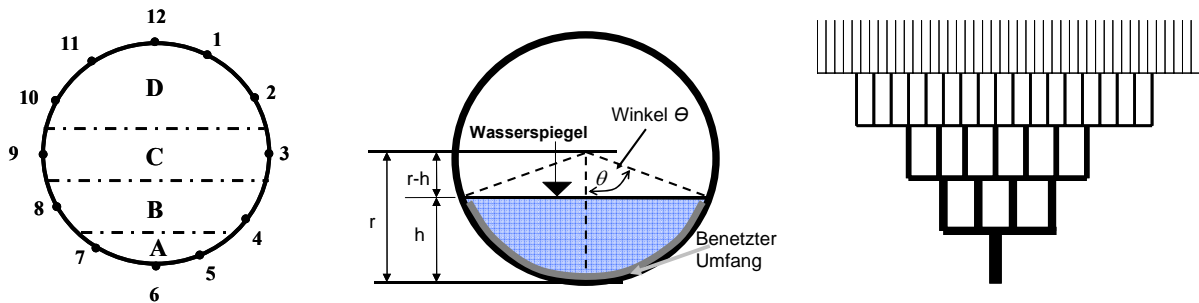


Abbildung 6.11: Typische Tagesganglinie des Abflusses in einem Abwasserkanal (Rastatt, Kehler Straße DN 500)

Die Kanaldefekte treten hauptsächlich als Risse Scherben, die über den ganzen Querschnitt verteilt sein können und als Muffenversätze an den Rohrverbindungen auf. Die Exfiltration hängt dabei entscheidend von der räumlichen Lage des Schadens ab (Sohle, Kämpfer, Krone) und dem Füllstand ab. Wie in Abbildung 6.11 gezeigt, schwanken die Füllstände in einem Kanal erheblich. Dadurch ergeben sich bei niedrigen Füllständen geringere Exfiltrationsraten und bei hohen Füllständen deutlich größere Exfiltrationsraten. Zur Vereinfachung der Exfiltrationsberechnungen werden alle Schäden pro Haltung zusammengefasst. Um die Lage des Schadens zu berücksichtigen, wird der Querschnitt des Kanalrohrs in vier Sektoren unterteilt (Abbildung 6.12). Sektor A erstreckt sich von 4:30 h bis 7:30 h, Sektor B von 3:30 h bis 4:30 h und von 7:30 h bis 8:30 h usw. Ein Schaden in der Sohle einer Haltung würde beispielsweise mit den Verhältnissen D:C:B:A 0:0:0:1 indiziert werden. Die damit sind 100 % der Schadensfläche im Sohlbereich. Ein Schaden der sich vom Kämpferbereich links über die Sohle in der rechten Kämpferbereich erstreckt, würde mit 0,0:0,3:0,3:0,4 (Summe = 1) beschrieben. Kanaldefekte, die einer Kanaldatenbank entstammen, werden nach dieser Vorgehensweise auf einen der Sektoren zugeordnet oder auf mehrere Sektoren verteilt. werden. Bei der Verwendung generisch erzeugter Defekter werden die Schäden nach der Verteilung 5:2:2:1 = D:C:B:A verteilt. Dieser Verteilungsschlüssel wurde auf Basis einer Kamerabefahrung eines 850 m langen Kanalhaltungsabschnitts definiert.



Aufteilung des Rohrquerschnitts in Sektoren Berechnung des Füllstands im Kanal. Baumstruktur der Kanalisation.

Abbildung 6.12: Grundlegende Einstellungen im NEIMO Programmcode: Links: Aufteilung des Rohrquerschnitts in Sektoren, Mitte: Grundlagen zur Berechnung des Füllstandes. Rechts: schematische Darstellung der Baumstruktur des Kanalnetzes.

Das hydraulische Potential, das auf einen Schaden wirkt, wird durch den Füllstand im Kanal aufgebracht. Die Berechnung des Füllstands ergibt sich aus den Zustandsgrößen: Abflussrate, Durchmesser der Haltung, Geschwindigkeit des Abflusses. Abbildung 6.12, Mitte zeigt eine Haltung mit dem Radius r , dem Wasserstand und dem daraus resultierenden Winkel der benetzten Fläche 2Θ . Der Bogen entlang der Kanalwandung der durch den Winkel 2Θ abgedeckt wird entspricht der benetzten Fläche der Rohrwandung. Der Winkel Θ berechnet sich aus der geometrischen Beziehung und der der Mannings-Gleichung, die Zusammenhang zwischen Geschwindigkeit, benetzter Fläche, dem benetzten Umfang, dem Gradienten der Haltung und dem Mannings-Koeffizienten darstellt (Gl. 6-17).

$$V = \frac{\left(\frac{W}{P}\right)^{\frac{2}{3}} \cdot S^{\frac{1}{2}}}{n} \tag{Gl. 6-17}$$

Mit: v [m/s] = Geschwindigkeit des Abwassers im Kanal, W [m²] = benetzte Fläche im Kanal, P [m] = benetzter Umfang im Kanal, S [-] = Gradient der Haltung, n [-] = Manningskoeffizient.

Die Rauigkeit des überströmten Materials wird mit einem Beiwert, dem Mannings-Koeffizienten berücksichtigt, der Werte zwischen 0,009 – 0,011 für PVC Rohre und 0,012 - 0,013 für Betonrohre annimmt. NEIMO berücksichtigt zunächst einen Einheitswert von 0,013 für alle Rohrtypen.

Der Zusammenhang zwischen der Abflussmenge, benetzter Fläche und der Abflussgeschwindigkeit ist dann wie folgt (Gl. 6-18):

$$W = \frac{Q}{v} \quad (\text{Gl. 6-18})$$

Mit: W [m^2] = benetzte Fläche im Kanal, Q [m^3/s] = Durchflussrate, v [m/s] = Fließgeschwindigkeit des Abwassers im Kanal.

Auf eine detaillierte Beschreibung der Verknüpfungen der Gleichung wird in dieser Arbeit verzichtet. Dokumentiert sind diese in DeSilva et al 2006.

Bei den Berechnungen des NEIMO wird davon ausgegangen, dass die Handlungsabfolge einer Baumstruktur folgt (Abbildung 6.12, rechts). Daraus folgt, dass jede oberstromige Haltung nur an eine abstromig liegende Haltung angebunden ist. Es können jedoch mehrere oberstromige Haltungen in eine abstromige Haltung münden. Am Ende der Baumstruktur befindet sich eine „finale“ Haltung, die die kompletten Abwassermengen aufnimmt. Diese Haltung stellt gleichzeitig den Auslass des Modellgebiets dar. Als zeitaufwendig erweist sich diese Baumstruktur in topographisch flachen, hydrodynamisch ausgelegten Kanalnetzen. Schwellen in Schächten trennen zwar Haltungen voneinander, die Ansatzpunkte können jedoch auf der gleichen Höhe liegen. Eine automatisierte Erstellung der Handlungsabfolge liefert daher keine eindeutige Baumstruktur. An diesen Stellen ist eine manuelle Überprüfung notwendig.

Schadensgröße und Verteilung

Die Abschätzung der Schadensfläche und die Lage des Schadens im Querschnitt der Haltung erfolgt nach zwei Zuweisungsmodi. Bei ausreichender Datenlage des abzubildende Kanalnetzes und der Kanaldefekte in Form Befahrungsprotokollen, werden die Schäden vom Anwender in der Datei *cctv.csv* aufgelistet. Für die Berechnungen wird diese Datei eingelesen. Im deutschen Raum werden die Kanaldefekte durch Kanalzustandsbefahrungen nach den Vorgaben der ATV-M 143 klassifiziert. Die Zuordnung entsprechend dem Regelwerk korrespondiert nicht mit der im NEIMO Programm vorgenommene Zuordnung. Die Aufnahmeprotokolle müssen daher an die Einteilung des NEIMO Modells angepasst werden (siehe Abbildung 7.6). Liegen für das zu modellierende Netz keine Daten für das Kanalnetz vor, werden Kanaldefekte auf Basis von Erfahrungswerten generisch für jede Haltung erzeugt. Grundlage für die erzeugte Schadensverteilung bilden Kanalzustandsbefahrungen eines 50 Jahre alten und 850 m langen Entwässerungsnetzes, dessen Haltungen hauptsächlich aus Steinzeug besteht (Sadler & DeSilva 2005). Die Struktur der Dateien, vom Anwender erstellt oder vom Programm erzeugt, ist jeweils identisch. Neben der Identifikationsnummer der Haltung wird die Schadensart aufgeführt. Risse und Scherben werden als Schadensfläche angegeben. Lageversätze in Form einer Öffnungsweite.

Mehrfach Befahrungen haben gezeigt, dass es häufig zur Unterschätzung der Schadensanzahl und der Schadensfläche kommt (Pollak 2006). Während Wassereintritt in den Kanal deutlich zu identifizieren ist, kann Exfiltration an kleineren Defekten nicht ermittelt werden. Dies ist insbesondere bei Lageversätzen mittels optischer Bewertung im Kanal nicht festzustellen. Durch eine Überlappung der Steckverbindungen sind Wegsamkeiten anhand eines Befahrungsprotokolls nicht zu sehen. Da Lageversätze von Abwasserrohren als besonders kritisch einzustufen sind, wird ihnen bei der automatischen Generierung ein erster Schätzwert von 2 mm Öffnungsweite bei einem Alter von 50 Jahren zugewiesen

Die Verwendung generierter Kanaldefekte führt zu einer grundsätzlichen Überschätzung der Ex- und Infiltrationsmengen, da Instandhaltungs- und Sanierungsmaßnahmen nicht berücksichtigt werden. Es wird ein jedoch ein Schätzwert erzeugt, der für ein schlecht gewartetes Kanalnetz eine Nahrungslösung darstellt.

Das Gefälle einer Haltung wird jedoch nicht als Gradient angegeben. Eintragen wird die Länge der Haltung, bis eine Höhendifferenz von 1 m erreicht wird. Diese Angabe leitet sich jedoch unmittelbar aus der Gradientenangabe ab.

In der Datei **connections.csv** werden die Hausanschlüsse, die pro Haltung angeschlossen sind, aufgelistet. Diese Datei muss vom Anwender erstellt werden. Es ist darauf zu achten, dass die Anzahl der Hausanschlüsse pro Nachbarschaft mit der ermittelten Anzahl die im UVQ Modell angegeben wurde, übereinstimmt. Sind die Flurstücksinformationen digital vorhanden und mit Hilfe eines GIS bearbeitbar, kann eine automatisierte Abfrage durchgeführt werden. Jeder Haltungsnummer (ID) wird die Anzahl der Hausanschlüsse (NO) zugeordnet (Tabelle 6.8, links).

Die **successor.csv** Datei besteht aus zwei Spalten und enthält die räumliche Lage der einzelnen Haltungen zueinander, die durch einmalig vergebene Identifikationsnummern indiziert sind. Es wird definiert, welche Haltung sich oberstromig (UPSTREAM) und welche sich abstromig (DOWNSTREAM) befindet (siehe Tabelle 6.8, rechts). Die Erstellung dieser Datei verlangt eine strenge Baumstruktur (jede oberstromige Haltung hat nur eine abstromige Haltung). Die Abbildung eines Entwässerungsnetzes in einem Stadtgebiet mit mehreren tausend Haltungen kann manuell nur unter erheblichem Zeitaufwand durchgeführt werden- Liegen die Datensätze in digitalem Format vor, empfiehlt sich eine „Backtracking – Operation“, die sich an den Fließwegen orientiert und die sukzessive Abfolge der Haltungen berechnet.

Tabelle 6.8: links: connections.csv, Beispieldatei, rechts: successor.csv, Beispieldatei.

connections.csv		successor.csv	
ID	NO	UPSTREAM	DOWNSTREAM
40117501	2	40117501	40117403
40117403	5	40117403	40117545
40117545	9	40117545	40117560
...

In der Datei **cctv.csv** (closed-circuit television) sind reale Kanaldefekte aufgeführt, die durch Kamerabefahrungen aufgenommen wurden. Neben den Haltungen, die durch eine Identifikationsnummer (ID) aufgelistet sind, wird die Gesamtschadensfläche pro Haltung (DA) angegeben (in m²) (Tabelle 6.9). Je nach Lage des Schadens wird die Fläche proportional dem Sektor zugewiesen, in dem er sich befindet (siehe Kap. 6.3.4). Die Spaltenangabe A, B, C, D entspricht jeweils einem Sektor. Die Summe entspricht 100 % = 1. Die Spalte JA (Joint Area) enthält die Information über die Öffnungsweite von Muffenversätzen (in mm). Ist ein Muffenversatz angegeben, so nimmt NEIMO für jede Muffe der Haltung diese Öffnungsweite an. Es ist in diesem Falle darauf zu achten, dass ein einzelner registrierter Muffenversatz in einer Haltung auf die Länge bzw. durch die Anzahl der Rohre geteilt wird. NEIMO fügt die real aufgenommen Schäden zu den statistisch ermittelten Schäden in der Datei **generic_curves.csv** hinzu.

Tabelle 6.9: cctv.csv, Beispieldatei.

ID	DA	A	B	C	D	JA
42110053	190000	0,26	0,22	0,22	0,30	0
41150040	19900	0,18	0,17	0,17	0,48	2,55
42150075	16000	0,23	0,16	0,45	0,16	0
...

Die Datei **dbg.csv** (depth below groundwater) enthält die Lage jeder Haltung, die in der Dateien pipes.csv aufgeführten ist, relativ zum Grundwasserspiegel (Tabelle 6.10). Befindet sich die Haltung oberhalb des GW-Spiegels, ist eine Null zu vermerken. Befindet sich die Haltung im Grundwasser, wird entsprechend die Überstauhöhe als positiver Wert angegeben.

Die Datei **generic_cruves.csv** führt die Schadensgröße und -verteilung sowie die Öffnungsweite von Muffenversätzen für Rohre von Durchmessern von DN < 100 bis 2000 mm auf (Tabelle 6.13). Berücksichtigt wird zusätzlich das Bettungsmaterial (toniger oder sandiger Untergrund) sowie das Alter, das Material der Haltung und die Art der Dichtung (z.B. Steinzeug mit betonierter Muffe, HDPE mit Gummiring). Die Datei ist standardmäßig vorgegeben und ist nicht netzwerkspezifisch. Anhand eines Abgleichs bzw. eines Querverweises mit pipes.csv, die die Haltungseigenschaften enthält, wird die Datei **generic_defects.csv** erstellt, die die Schäden auf das berücksichtigte Netzwerk bezieht und damit netzwerkspezifisch ist (Tabelle 6.14).

Tabelle 6.13: generic_curves.csv, Beispieldatei.

MAT	DN_LOW	DN_UP	SOIL	AGE	DA	PA	PB	PC	PD	JA
VCMJ	0	100	Sand	0	2,06	0,1	0,2	0,2	0,5	0,00
VCMJ	0	100	Sand	1	2,23	0,1	0,2	0,2	0,5	0,04
VCMJ	0	100	Sand	2	2,40	0,1	0,2	0,2	0,5	0,09
...

Mit: VCMJ = Steinzeughaltung mit betonierter Muffe.

Tabelle 6.14: generic_defects.csv, Beispieldatei.

MAT	SOIL	PA	PB	PC	PD	JA			
RCMJ	Sand	125	0,116	1,902	0,1	0,2	0,2	0,5	3,613
RCMJ	Sand	6	0,300	7,770	0,1	0,2	0,2	0,5	0,260
PVCRR	Sand	105	0,175	95,760	0,1	0,2	0,2	0,5	0,668
...

Mit: RCJM = Betonrohr mit Gummidichtung, PVCRR = PVC Rohr mit Gummidichtung

Die Datei **flow_fractions.csv** enthält Quotienten für zur Berechnung des Durchfluss im Abwasserkanal in Abhängigkeit des Innendurchmessers der Haltung. Die Datei ist Teil des NEIMO Programmcodes und bereits vorgegeben. Die Angaben in der Datei sind netzwerkunabhängig und dienen, nach Abfragen der Haltungseigenschaften und der Abwassermengen, der Füllstandsberechnungen pro Haltung. (Tabelle 6.15).

Tabelle 6.15: flow_fractions.csv, Beispieldatei.

min	max	0	1	2	3	4	...	23
0	150	0,17	0,17	0,175	0,21	0,26	...	0,23
151	225	0,3	0,29	0,27	0,26	0,28	...	0,32
226	350	0,45	0,41	0,36	0,34	0,34	...	0,49
...

6.3.6 Unsicherheiten des NEIMO Modells

- Liegen für das Kanalnetz keine Kamerabefahrungsprotokolle vor, werden generierte Defekte statistisch auf die Haltungen verteilt. Grundlage stellt ein Befahrungsprotokoll eines kurzen 50 Jahre alten Haltungsabschnitts von 850 m dar. Die Analysen ergaben eine Schadensverteilung, die sich deutlich zu Gunsten der Schäden in der Krone auswirkte. Die Schadensverteilung verhält sich 5:2:2:1. In der Krone sind 5-mal und im Kämpferbereich 2-mal häufiger Schäden vorgefunden worden, als im Sohlbereich.
- Die Bestimmung der Schadensverteilung auf statistischer Basis entbehrt einer soliden Grundlage. Die untersuchte Haltungsstrecke von 850 m kann kein statistisches Mittel liefern, das auf ein Kanalnetz mit mehreren 100 oder 1000 km übertragbar ist. Die Berechnung der Exfiltration auf Basis von künstlich erzeugten Kanaldefekten erlaubt jedoch eine „worst case“ Annahme, da jede Haltung mit Schäden versehen wird, ohne Berücksichtigung von bereits sanierten Abschnitten.
- Bei der Berechnung der Exfiltrationsmenge wird nicht die gesamte Sickerstrecke, die in Abhängigkeit des saisonal schwankenden Grundwasserspiegels beträchtlich variieren kann, be-

rücksichtigt, sondern nur ein kleiner Ausschnitt: ausschließlich die Mächtigkeit der Kolmattonsschicht:

- $Q_{ex} = k_{f\ colm} \cdot A \cdot \frac{\Delta h}{\Delta l}$ Grundvoraussetzung: $k_{f\ Kolm} \ll k_{f\ Boden}$

Diese Voraussetzung ist i.d.R. gegeben, da ein Kanalrohr in ein Sand oder Kiesbett gelegt wird ($k_f = 1,0 \cdot 10^{-5} - 1,0 \cdot 10^{-3}$ m/s). Werden die Kanalrohre jedoch in anstehendes Gestein oder schluffigen Boden gelegt, kann diese Voraussetzung nicht erfüllt sein.

- Statischer Grundwasserspiegel: Die Gleichung, die der Infiltration zugrunde liegt, stellt bereits den einfachsten linearen Zusammenhang zwischen dem hydrostatischen Potential und dem durchströmten Substrat her. Inhomogenitäten des Bodens werden nicht berücksichtigt. Weiterhin vernachlässigt wird der eigene Gradient einer Haltung. Daraus folgt, dass ein ansteigendes hydraulisches Potential mit der Länge der Haltung nicht berechnet wird. Für Haltungen, die nur teilweise im Grundwasser oder im Grundwasserschwankungsbereich liegen, wird angenommen, dass sie sich vollständig im Grundwasser befinden.

6.3.7 Model Output

Die Berechnungen für Ex- und Infiltration wird auf täglicher Basis durchgeführt und in einer Ergebnisdatei gespeichert. Die Exfiltration bzw. Infiltration wird in m³/d für jede Haltung angegeben. Die Schadstofffracht des exfiltrierenden Wassers wird in (g/d). Zusammenfassend wird die Ex- und Infiltration für das gesamte berücksichtigte Kanalnetz berechnet und gespeichert wie in Tabelle 6.16 dargestellt.

Tabelle 6.16: NEIMO Ergebnisdatei für ein Entwässerungsnetz.

Pipe ID	Infilt. Vol in date 19960119	Exfilt. Vol. in date 19960119	B+_grm	K+_grm	Cl+_grm	N ₂ _grm	Phsp_grm	...
1	0	0,000026	0,00000274	0,00041	0,00717	0,00139	0,000218	...
2	0	0,0000109	0,0000011	0,00017	0,00301	0,00582	0,000091	...
3	0	0,0000761	0,00000799	0,00119	0,02090	0,00404	0,000636	...
...

Die in der Tabelle aufgeführten Stofffrachten berechnen sich aus der mittleren Konzentration des Abwassers, welche durch die UVQ Berechnungen bekannt sind und der Exfiltrationsmenge. Alle berücksichtigten Stoffe werden konservativ ohne Abbau-, Sorptions- und Transformationsprozesse gerechnet. Die berechneten Wasser- und Stoffströme dienen als Eingangsdatei für das angeschlossene SleakI-Modell.

6.4 Modellansätze zur Berechnung des Strömungs- und des Stofftransports durch die ungesättigte Zone: SLeakl und POSI

6.4.1 Grundlagen: Strömung in der ungesättigten Zone

Für die Wasserbewegung im ungesättigten Bereich spielen die Einflussgrößen Niederschlag, Evaporation, Wasseraufnahme durch die Vegetation, Dispersion und Gravitation eine entscheidende Rolle. Diese Größen sind zeitlich einer großen Schwankungsbreite unterworfen. Die Wasserbewegung im Boden wird daher durch eine instationäre Strömungsgleichung beschrieben. Die Richards-Gleichung beschreibt den Zusammenhang der zeitlichen Veränderung des Wassergehaltes und der Wasserbewegung, die durch einen Potentialgradienten hervorgerufen wird. Es wird jedoch nur der eindimensionale Fall, Fluss in vertikaler Richtung, beschrieben. Grundlage bildet zunächst die Kontinuitätsgleichung, die besagt, dass die zeitliche Änderung des Wassergehaltes gleich der Änderung des Flusses in Fließrichtung ist (Gl. 6-19):

$$\frac{\partial \theta}{\partial t} = - \frac{\partial q_w}{\partial z} \quad (\text{Gl. 6-19})$$

Mit: $\partial\theta/\partial t$ = zeitliche Änderung des Wassergehaltes, ∂q_w = Wassermenge, die in einer Zeiteinheit durch einen Fließquerschnitt strömt, ∂z = Fließstrecke, die zurückgelegt wird.

Die erweiterte Formulierung des Darcy – Gesetzes, nach Darcy-Buckingham 1907, die Fließgleichung, beschreibt den Wasserfluss (Gl. 6-20): Das Gesetz hat nur unter bestimmten Bedingungen Gültigkeit. Angenommen wird stationäres Strömungsverhalten. Daraus folgt, dass das antreibende Potential nicht von der Zeit abhängig ist.

$$\partial q_w = -k(\psi_m) \cdot \frac{\partial \psi_H}{\partial z} \quad (\text{Gl. 6-20})$$

Mit: ∂q_w = Wassermenge, die durch einen Fließquerschnitt strömt, $k(\psi_m)$ = hydraulische Leitfähigkeit in Abhängigkeit des Matrixpotentials, $\partial\psi_H/\partial z$ = Änderung des hydraulischen Potentials in Fließrichtung..

Aus der Kombination von Kontinuitäts- und der Fließgleichung ergibt die Richards-Gleichung (Gl. 6-21):

$$\frac{\partial \theta}{\partial t} = \frac{\partial}{\partial z} \left[-k(\psi_m) \cdot \left(\frac{\partial \psi_m}{\partial z} - 1 \right) \right] \quad (\text{Gl. 6-21})$$

Mit: $\partial\theta/\partial t$ = zeitliche Änderung des Wassergehaltes, $k(\psi_m)$ = hydraulische Leitfähigkeit in Abhängigkeit des Matrixpotentials, $\partial\psi_m/\partial z$ = Änderung des Matrixpotentials in Fließrichtung.

Dabei wird das hydraulische Potential eliminiert, indem es als Summe aus Matrixpotential und Gravitationspotential ausgedrückt wird (Gl. 6-22):

$$\psi_H = \psi_m + \psi_z = \psi_m + (h - z) \quad (\text{Gl. 6-22})$$

Die Ableitung von $(h-z)$ nach z ergibt sich $d(h-z) / dz = -1$. Die Richards-Gleichung stellt die Grundlage für die meisten Modelle zur Repräsentierung der Wasserbewegung in der ungesättigten Zone dar.

6.4.2 Abbildung der Strömungs- und Transportprozessen mit den Modellansätzen POSI und SLeakI

Berechnungsansatz

Eine detaillierte Abbildung Sickerwasserprozesse, einschließlich der komplexen Zusammenhänge in der ungesättigten Zone, bedingt einen entsprechenden Zeitaufwand für die Berechnungen. Um die Rechenzeit zu verkürzen, werden für die Modellansätze innerhalb der Modellkette vereinfachende Annahmen getroffen.

- Die ungesättigten Zone wird in zwei horizontale Schichten eingeteilt (2 Schicht-Modell).
- Die Schichten werden hinsichtlich ihrer Zusammensetzung als homogen betrachtet.
- Der Bodentyp in einer Schicht, wird anhand von Bodenparameter nach Van-Genuchten charakterisiert (Van-Genuchten 1980).

Wie in Kap. 6.4.1 aufgeführt, wird für die Beschreibung der Sickerprozesse in der ungesättigten Zone die Richards-Gleichung herangezogen. Die Berechnungen des SLeakI bzw. POSI-Modells basieren jedoch auf dem vereinfachten Darcy-Ansatz. Damit wird die Strömung durch ungesättigte Medien näherungsweise beschrieben. Durch die getroffenen Annahmen und der Verwendung der Darcy'schen Näherungslösung wird nur die vertikale Strömung berücksichtigt. Es wird die kürzeste Strecke zurückgelegt, so dass es grundsätzlich zu einer Überschätzung der Schadstofffrachten kommt, die das Grundwasser erreichen.

Je nach Eintragsquelle wird zwischen punktuell und diffus Eintrag unterschieden. Diffuser Eintrag ergibt sich unter großen Freiflächen, die über eine weite Erstreckung die gleichen Eigenschaften besitzen (Parkanlagen, Sportplätze, landwirtschaftlich genutzte Flächen). Die Berechnungen für flächenhafte Einträge führt das POSI Programm aus. Punktueller Eintrag entsteht unter Kanalleckagen oder bei Leckstellen im Trinkwassernetz. Die Berechnung der Strömungs- und Transportprozesse unterhalb von Punktquellen werden vom SLeakI-Modell durchgeführt.

POSI (Public Open Space Index)

Der POSI (Public Open Space Index) Ansatz berechnet Verweilzeiten des Sickerwassers unterhalb von Freiflächen. Die Berechnungen basieren auf einem vereinfachten eindimensionalen Modell. Dieser Ansatz hat jedoch nur dann Gültigkeit, wenn die Bodenschichten homogen aufgebaut sind und die Fläche im Verhältnis zur Mächtigkeit so groß ist, so dass Randeffekte vernachlässigbar sind (siehe dazu auch Mohrlök 2005; Mohrlök & Bücken-Gittel 2005). Der in POSI definierte Sickerraum umfasst den Bereich unterhalb der Wurzelzone bis zum Grundwasser. Damit werden die Effekte von Wasser- oder Nährstoffreduktion durch die Vegetation nicht berücksichtigt. Der Sickerraum wird wie in Abbildung 6.13 als Zwei-Schichten Modell angenommen, wobei jede Schicht horizontal gelagert angenommen wird.

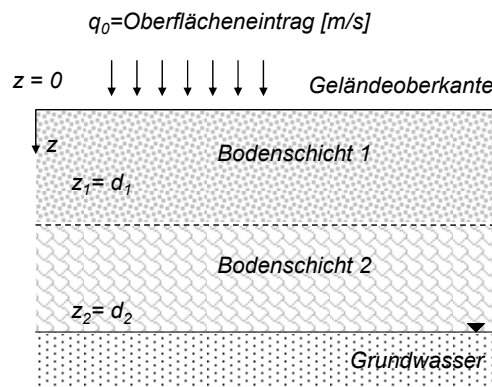


Abbildung 6.13: Schematische Darstellung des Wasser- und Stoffeintrags unter Freiflächen unter Versendung eines Zwei-Schicht-Modells (nach Correll et al. 2006, verändert).

Das Darcy-Buckingham Gleichung im POSI Modell schreibt sich wie folgt (Gl. 6-23):

$$\theta u = -k \frac{\partial}{\partial z} (p - \rho g z) = -K \frac{\partial}{\partial z} (h - z) \quad (\text{Gl. 6-23})$$

Mit: θ = volumetrischer Wassergehalt [m^3/m^3], u = durchschnittlicher Sickergeschwindigkeit, p = Porendruck [Pa], ρ = Dichte des Wassers [g/l], g = Erdbeschleunigung [m/s^2], $K = k \cdot \rho \cdot g$, h = Wasserhöhe [m], z = Tiefe [m].

Da das betrachtete Bodenprofil als Zwei-Schicht-Modell abgebildet wird, kann die hydraulische Leitfähigkeit jeder Schicht mit (Gl. 6-24) beschrieben werden.

$$K = K(h) = K_0 \exp(2\beta h) \quad (\text{Gl. 6-24})$$

$K = k \cdot \rho \cdot g$, h = Wasserhöhe [m], K_0 = gesättigte Leitfähigkeit, β = Van Genuchten Parameter.

Die Annahme, dass die Bodenfeuchte von der Höhe h abhängt, kann die Funktion zur Berechnung der Bodenfeuchte herangezogen werden (Gl. 6-25).

$$\theta = \theta(h(z)) \quad (\text{Gl. 6-25})$$

Mit: θ = volumetrischer Wassergehalt [m^3/m^3], h = Wasserhöhe [m], z = Tiefe [m]

Die Sickergeschwindigkeit ergibt sich durch:

$$u(z) = \frac{q_0}{\theta(h(z))} \quad (\text{Gl. 6-26})$$

Mit: u = durchschnittliche Sickergeschwindigkeit [m/s], q_0 = Volumenstrom [m^3], θ = Volumetrischer Wassergehalt [%], h = Wassersäule [m], z = Tiefe des Profils [m]

SLeakl (Sewer Leak Index)

Die Berechnung des Stoff- und Volumenstroms unterhalb von Punktquellen berücksichtigt zusätzliche Einflussgrößen wie die Kapillarität und die Dispersion. Die Kapillarkräfte haben insbesondere in einem kleinräumigen Modell einen starken Einfluss auf die Bewegung des Sickerwassers.

Die gravitativen Kräfte bewirken die Wasserbewegung in vertikaler Richtung. Es müssen im Gegensatz zum 1-D-Modell auch kleinere Wasserbewegungen gegen die Gravitation berücksichtigt werden. Dies ergibt sich aufgrund der lateralen Ausbreitung der Sickerwasserfront nach unmittelbarem Austritt aus der Leckstelle im Kanal. Da die Schichten homogen zusammengesetzt sind, wird angenommen, dass sich die Sickerfront radial symmetrisch um das Leck ausbildet. Somit kann die unmittelbare Umgebung um eine Austrittsstelle mit Hilfe von Polarkoordinaten beschrieben werden (Abbildung 6.14). Ein weiterer Unterschied ergibt sich aus der veränderten Länge der Sickerstrecke und daraus resultierenden variablen Verweilzeiten. Je nach relativer Lage zum Leck kann die Verweilzeit entweder kürzer sein (direkte vertikale Versickerung) bzw. länger wenn eine Lateralkomponente berücksichtigt werden muss.

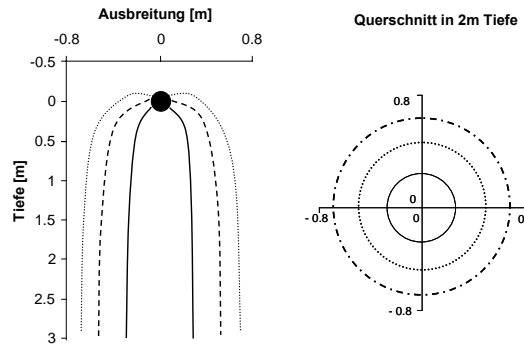


Abbildung 6.14: Ausbreitungsbahnen von Abwasser aus einem defekten Kanal stellvertretend für Punktquellen. Links: Vertikalschnitt, rechts: Horizontalschnitt (nach Correll et al. 2006, verändert).

Die Verweilzeiten sind minimal, wenn die Sickerstrecke vertikal nach unten gerichtet ist. Die Lateralkomponente kann vernachlässigt werden. Für die Stofftransportmodellierung konservativer Substanzen wird daher nur dieser Fall betrachtet. Die dreidimensionale Abbildung der Sickerwasserprozesse ist bedeutend schwieriger, als beim 1-d Ansatz. Durch Anwendung einer Gauß'schen Quadratur wird die Wasserbewegung numerisch mit hinreichender Genauigkeit gelöst.

6.4.3 Stofftransport in der ungesättigten Zone

Die große Zahl umweltrelevanter Stoffe, die sich im Oberflächenabfluss, im Abwasser und im Sickerwasser urbaner Räume finden, erfordert eine Zuordnung in Gruppen mit ähnlicher Charakteristik. Für die Abbildung des Stofftransports werden die im Modell abgebildeten Stoffe insgesamt drei Gruppen zugeordnet.

- Anorganische Stoffe mit konservativen Eigenschaften (Natrium, Kalium, Chlorid,...etc.)
- Anorganische reaktive Stoffe (Stickstoffverbindungen, Phosphat, Sulfat)
- Pathogene Keime (Polio virus, E. coli, Guardia lamblia)

Da POSI und SLeakI als stationäre Modelle konzipiert sind, bedeutet das folglich, dass die Stofffracht konservativer Stoffe, die in die ungesättigte Zone eintreten, nach der Bodenpassage auch in das Grundwasser eintreten. Die Frachten werden weder durch Abbau- noch durch Transformationsprozesse beeinflusst. In Tabelle 6.17 sind die wesentlichen Parameter, wie sie in den Modellansätzen implementiert sind, aufgelistet.

Tabelle 6.17: Eigenschaften der in den Modellen der ungesättigten Zone repräsentierten Stoffe.

Parameter	Eigenschaft	Umsetzung im Modell
Chlorid, Kalium, Natrium	Keine Abbau-, Sorptions-, Transformationsprozesse	Konservativ
Sulfat	-	Konservativ
Stickstoff	Der gesamte Stickstoff liegt als Nitrat vor	Konservativ
Bor, Phospat	pH abhängige Sorption	Reduktionsfaktor
Viren	Abbau, stark temperaturabhängig	2-Log Abbau
Bakterien	Abbau, stark temperaturabhängig	1-Log Abbau

6.4.4 Datenbedarf für die Modellerstellung mit POSI und SLeakI

Die für Anwendung des POSI und SLeakI Modells notwendigen Eingangsdaten werden in drei separaten Dateien gespeichert. Die erste Datei enthält Informationen zur Beschreibung der physiko-chemischen Eigenschaften des Bodenprofils (Tabelle 6.18).

Tabelle 6.18: Parameter zur Beschreibung der relevanten Bodenschichten.

Spaltennummer	ID	Einheit
1	Nachbarschafts - ID (stammt aus UVQ Modell)	[-]
2	Mächtigkeit der oberen Bodenschicht	[m]
3	Textur der oberen Bodenschicht, vorgegeben	[-]
4	pH-Wert der oberen Bodenschicht	[-]
5	Temperatur der oberen Bodenschicht	[°C]
6	Mächtigkeit der unteren Bodenschicht	[m]
7	Textur der unteren Bodenschicht, vorgegeben	[-]
8	pH-Wert in der unteren Bodenschicht	[-]
9	Temperatur der unteren Bodenschicht	[°C]

In einer zweiten Datei werden die Sickerwassermengen und die dazugehörigen Konzentrationen aufgeführt, die in die ungesättigte Zone eintreten. Tabelle 6.19 zeigt die Dateistruktur, die Parameter und die Datenquellen.

Tabelle 6.19: Eingangsdaten für das POSI und SLeakI Modell.

Spalte	SLeakI Input	Daten- quelle	SLeakI Einheiten	POSI Input	POSI Einheiten	Daten- quelle
1	Nachbarschafts ID	UVQ	[1]	Nachbarschafts ID	[-]	UVQ
2	Haltungs ID	NEIMO	[1]	Freiflächen ID	[-]	UVQ
3	Ø Exfiltrationsrate	NEIMO	[l/d]	Infiltrationsrate	[mm/d]	UVQ
4	Anzahl an Defekten pro Haltung	NEIMO	[1]	Anzahl an Freiflächen	[-]	UVQ
5	Haltungs- Ø	NEIMO	[m]	Fläche an Freiflächen	[m ²]	UVQ
6	Haltungstiefe	NEIMO	[m]	Mächtigkeit Wurzelzone	[m]	Manuelle Eingabe
7	Temperatur Sicker- wasser	Manuelle Eingabe	[°C]	Temperatur Bodenwasser	[°C]	Manuelle Eingabe
8	pH-Wert Grundwasser	Manuelle Eingabe	-	pH-Wert Grundwasser	-	Manuelle Eingabe
9	Chlorid	UVQ	[mg/l]	Chlorid	[mg/l]	UVQ
10	Natrium	UVQ	[mg/l]	Natrium	[mg/l]	UVQ
11	Kalium	UVQ	[mg/l]	Kalium	[mg/l]	UVQ
...

Die dritte Eingabedatei enthält die Abbauraten, die standardmäßig verwendet werden. Falls Datensätze zu den lokalspezifischen Bedingungen bestehen, sind diese zu implementieren.

6.5 Integration der Modelle in einen gemeinsamen Ansatz: Decision Support System (DSS)

6.5.1 Einführung und Definition von Entscheidungshilfesystemen

Ein DSS (Decision Support System) ist definiert als Entscheidungshilfe zur Unterstützung von Planungs- und Entscheidungsprozessen. Es soll dazu dienen, die Auswirkungen von verschiedenen Handlungsmöglichkeiten zu beurteilen. Die Anwendung eines DSS soll Ursache-Wirkungs-Beziehungen erkennbar machen und die Sensitivität bestimmter Einflussgrößen auf das System hervorheben (Kofalk et al. 2004). Im Vordergrund steht neben der Abbildung des „Status quo“ eines Untersuchungsgebiets eher Szenarien, keine konkreten Maßnahmen. Ziel ist es Handlungsoptionen gegeneinander abzuwägen um dann zu entscheiden, welche Strategie besser ist? Entscheidungshilfesysteme wurden bereits für verschiedenste Zwecke entwickelt und in zahlreichen Bereichen z. B. für das Flussgebietsmanagement (Kofalk et al. 2004), für den urbanen Raum zur Integration der dezentralen Regenwasserbewirtschaftung und für die Entwicklung eines nachhaltigen urbanen Wassermanagement (Sieker et al. 2005) angewendet.

Das im Rahmen der vorliegenden Arbeit vorgestellte DSS bildet eine Interaktions- und Datenaustauschplattform für die in den vorigen Kapiteln beschriebenen Einzelmodellen (UVQ, NEIMO, POSI, SLeakI) und ist kein eigenständiges Modell. Das DSS ermöglicht sowohl die Bedienung jedes Modellansatzes als Einzelapplikation als auch die Integration in die gesamte Modellkette. Das DSS besitzt eine graphische Benutzeroberfläche, die das Starten jedes Programms durch eine direkte Anwahl erlaubt. Die Verknüpfung der Modelle über das DSS dient der direkten Beschreibung der Wasser- und der assoziierten Stoffflüsse von der Entstehung bzw. ab dem Zeitpunkt des Eintritts in den urbanen Wasserkreislauf bis zum Erreichen des Grundwassers. Die variierenden zeitlichen Auflösungen der Einzelmodelle werden abgeglichen und führen zu einer Berechnung der Endergebnisse in Tagesschritten. In Abbildung 6.15 ist die Verbindung der gekoppelten Einzelmodelle dargestellt.

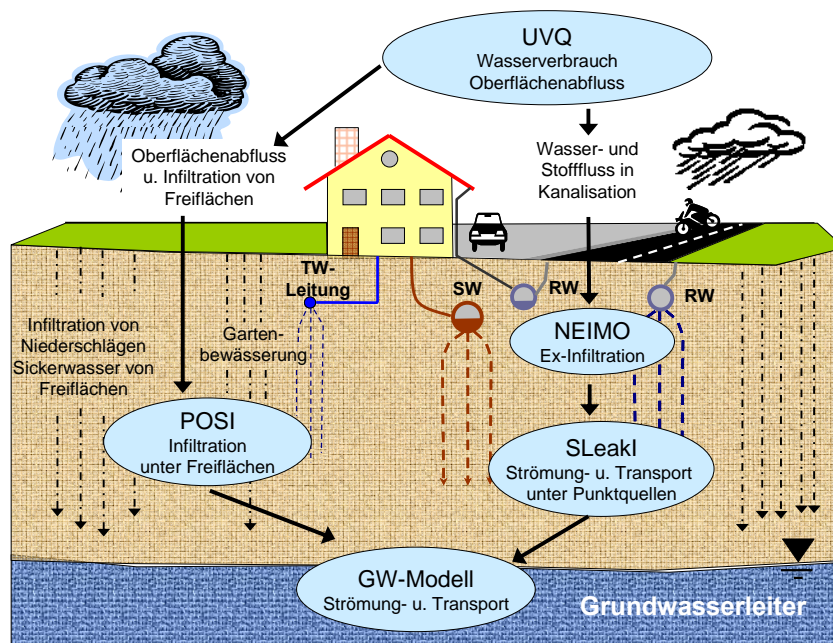


Abbildung 6.15: Funktionsschema des DSS.

Die Erstellung von Szenarien (Klimawechsel, Bevölkerungswachstum, etc.) findet außerhalb des DSS statt, wobei für jedes Szenario standortspezifische Eingangsdatensätze aufbereitet werden müssen. Die Abbildung von vordefinierten Szenarien erlaubt die Beschreibung der Wasser- und Stoffströme im urbanen Raum sowie deren unmittelbaren Einfluss auf den Wasserkreislauf.

Die Ansteuerung von Grundwasserströmungs- und -transportmodellen wird aufgrund der stark variierenden standortspezifischen Randbedingungen nicht mit einbezogen. Je nach hydrogeologischen Eigenschaften des Aquifers (Poren- oder Festgesteinsaquifer, gespannte/ungespannte Verhältnisse) muss ein geeigneter Ansatz gewählt werden (2-D, 3-D, Einschicht-, Mehrschichtmodell). Als Berechnungsergebnis liefert das DSS eine flächenbezogene Grundwasserneubildungsrate und die assoziierten Stofffrachten, die als Textdatei in bestehende Grundwasserströmungsmodelle eingelesen werden.

Im Rahmen der AISUWRS Initiative wurden mit den DSS Berechnungsergebnissen bisher folgende Programme Grundwasserprogramme eingesetzt: Feflow (Finite Elemente) Visual Modflow (Finite Differenzen, MT3d, HACCP (Klinger 2003; Morris et al. 2006; Souvent et al. 2006; Wolf 2006)

Das Kernprogramm bildet UVQ. Die Verknüpfung mit dem NEIMO-Modell zur Abschätzung der Ex- und Infiltrationsmengen und den Modellen zur Berechnung der Wasser- und Stofftransports in der ungesättigten Zone schafft die Grundlage für eine holistische Beurteilung der Wasser- und Stoffströme in urbanen Wasserkreislauf. Die Anwendung der Modellkette über das DSS schafft eine Grundlage zur Bewertung konventioneller Wassermanagementsysteme, sowie die Auswirkung neuer Technologien.

6.5.2 Programmablauf des DSS

Das DSS wird über eine graphische Benutzeroberfläche bedient, die es zunächst erlaubt das jeweilige Untersuchungsgebiet zu definieren. Es besteht die Option jedes Modell als Einzelapplikation zu bedienen oder aber die gesamte Modellkette, die alle Modelle enthält (UVQ, POSI, NEIMO, SLeakI) zu starten.

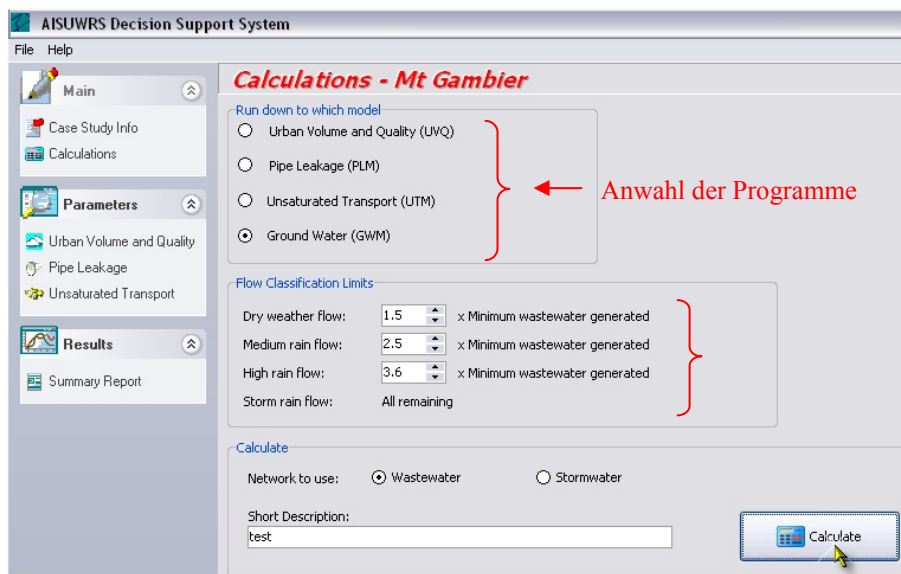


Abbildung 6.16: Eingabemaske des DSS

Da das Kanalnetz einer Stadt oder eines Teileinzugsgebiets aus mehreren 100 Haltungen besteht, für die jeweils Füllstände, Exfiltrationsraten etc. berechnet werden und die Szenarienanalyse einen Zeitraum von mehreren Jahren abdecken sollte, ist der zeitliche Rechenaufwand beträchtlich. Aus diesem Grunde werden Tage, an denen charakteristische Abflussbedingungen herrschen, definiert (sog. Event Days). Berücksichtigt wird dabei der reine Schmutzwasserabfluss, der mit einem Faktor, der zwischen 1,1 und 20 liegt, multipliziert, um die Abflussbedingungen zu den jeweiligen Zuständen zu simulieren. Charakteristische Tage für den Trockenwetter-, den durchschnittlichen Mischwasserabfluss, Abflüsse für Starkregen und Wolkenbrüche werden durch die Analyse der UVQ-Berechnungen vorgenommen. Ein DSS-interner Algorithmus berechnet dann die mittleren Abflussmengen der

definierten Tage und multipliziert diese mit der Anzahl der Tage, an denen derartige Bedingungen vorherrschen. Das DSS führt dann die NEIMO Berechnungen unter Verwendung der mittleren Abflüsse dieser vier charakteristischen Tage, die aus einem Zeitrahmen von mindestens einem Jahr entnommen werden. Der Modellanwender hat entweder die Möglichkeit, die Tage der charakteristischen Abflüsse, nach einer zuvor durchgeführten Analyse der Abflussdaten selbst zu wählen oder es werden vom DSS über eine statistische Verteilung der Abflüsse vier repräsentative Tage ausgewählt.

Je nach Wassermanagement Strategie, wird in ein Stadtgebiet im Misch- oder im Trennsystem entwässert. Um den gesamten Eintrag aus defekten Abwasserkanälen in Stadtgebieten abzuschätzen, müssen beide Netze bei der Modellierung des urbanen Wasserkreislaufs berücksichtigt werden. Der Anwender hat die Option, entweder den Eintrag durch Defekte in der Schmutzwasserkanalisation oder der Regenwasserkanalisation zu berechnen.

Einstellung des UVQ-Modells: Um das UVQ-Modell anzusteuern, muss eine bestehende Projektdatei unter Angabe des Speicherorts lokalisiert werden. Weiterhin wird eine bestehende Klimadatei eingelesen, in der die lokal Klimadaten (potentielle Evaporation, Niederschlag) gespeichert sind. Die Klimadatei liefert den maximalen Modellierungszeitraum, aus dem jedoch auch einzelne Jahre gewählt werden können. Besteht die Notwendigkeit, Änderungen an einem bestehenden UVQ-Projekt vorzunehmen, so kann über die „Calibrate-Funktion“ direkt im bestehenden Projekt gearbeitet werden.

Einstellung des NEIMO Modells: Zur Berechnung der **Infiltration** muss ein Wert für die Mächtigkeit der umgebenden Schicht (DeltaL), so wie die dazugehörigen hydraulischen Durchlässigkeiten für Ton, Sand oder einem Standardwert für unbekanntes Material. Für die Berechnung der **Exfiltration** muss ein Rauigkeitskoeffizient (n) nach Manning angegeben werden, der als Parameter für Füllstandsrechnung im Kanal nach der Manning-Strickler Formel notwendig ist. Zur Abschätzung der Exfiltration werden weiterhin die Mächtigkeit der Kolmationsschicht, sowie deren hydraulische Durchlässigkeit angegeben. Wie in Kap. 6.3 beschrieben werden für die Berechnung der Ex- bzw. Infiltration jeweils zehn Eingangsdateien benötigt, die die Eigenschaften der Haltungen, sowie die Anzahl der Hausanschlüsse enthalten. Die Speicherorte werden im DSS angegeben und dann für die Berechnungen aufgerufen. Für den Fall, dass Änderungen vorgenommen werden sollen oder müssen, können die Eingangsdateien direkt geöffnet und editiert werden. Nach einem Durchlauf des NEIMO Modells werden dann die Wasser- und Stofffrachten über Austauschdateien an das SLeakI-Modell übergeben.

Einstellung des SLeakI-Modells: In der Eingabemaske des SLeakI-Modells, wird zunächst die Ausführungsdatei *SLeakI3b.exe* lokalisiert. Die Abbildung der ungesättigten Zone basiert auf einem 2-Schicht Modell, für die jeweils die schichttypischen Eigenschaften eingegeben werden müssen: Mächtigkeit (m), Temperatur (°C), pH-Wert.

Einstellung des POSI-Modells: In Analogie zum SLeakI-Modell wird beim Einstellen des **POSI** Modells vorgegangen. Es wird die Ausführungsdatei *Posi3b.exe* lokalisiert. Zusätzlich wird die Mächtigkeit der Durchwurzelungstiefe, die Grundwassertemperatur und der pH-Wert des Grundwasser angegeben.

Modellierung von Szenarien

Szenarien werden außerhalb des DSS definiert und in separaten Eingangsdateien beschrieben. Je nach gewähltem Ansatz, kann nur die Einstellung des UVQ Modells geändert werden, während die Einstellung der anderen Ansätze gleich bleiben. Es besteht ebenfalls die Möglichkeit die Einstellungen jeden Modells zu ändern, um die Rahmenbedingungen den entsprechenden Szenarien anzupassen.

Daten Management – Datenaustausch

Bei der Verknüpfung mehrere Programme miteinander, besteht die Schwierigkeit darin, die jeweils berechneten Ergebnisse eines Modells zum nächsten zu transportieren. Abbildung 6.17 zeigt die wesentlichen Arbeitsschritte und wo die Daten übergeben werden.

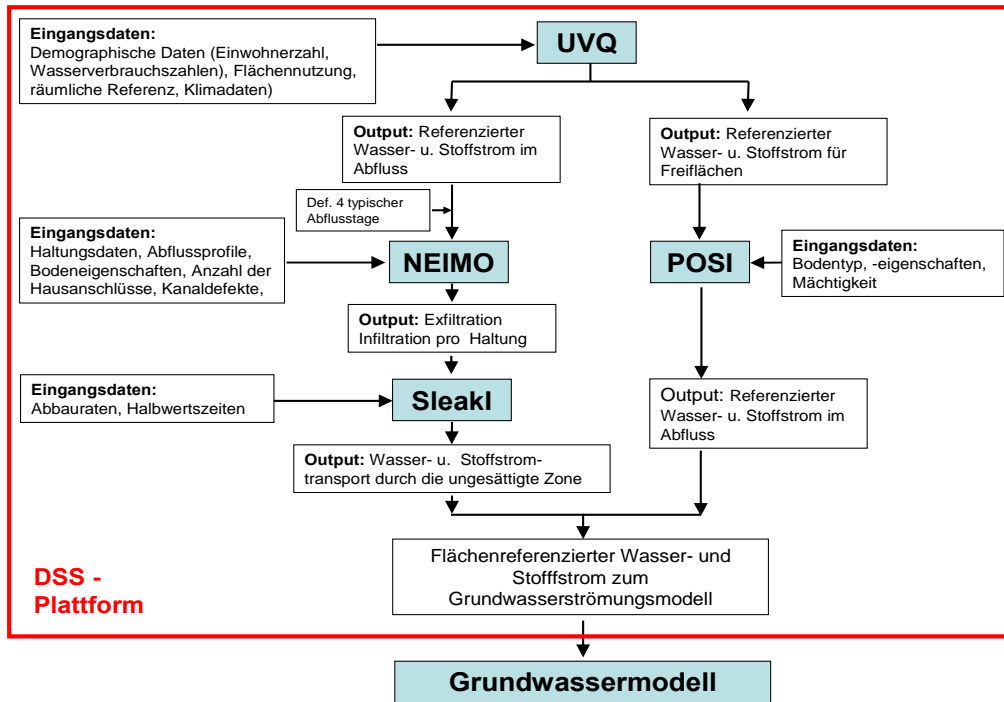


Abbildung 6.17: Schematische Darstellung des Datenaustauschs der Einzelmodelle UVQ, POSI, NEIMO und SLeakI über die Plattform des DSS (nach Burn et al. 2006, verändert).

Jedes Modell verwendet Einheiten variierender Größenordnung zur Berechnung der Wasser- und Stoffflüsse. So berechnet UVQ Wasserbilanzen auf täglicher Basis, wohingegen die Füllstände zur Berechnung der Exfiltration auf stündlicher Basis berücksichtigt werden. Das DSS sorgt für eine Datenübergabe in konsistenten Formaten.

Ergebnisausgabe

Die Auswirkungen exfiltrierenden Abwassers werden für Randbedingungen, die als best-case bzw. als worst-case-Annahmen bezeichnet werden, simuliert. Bei den best-case-Annahmen wird davon ausgegangen, dass sich die Schäden über die ganze Haltungslänge verteilen. Die worst-case-Annahme, geht davon aus, dass sich alle Schäden in einem Punkt konzentrieren und nur noch eine einzige Schadensfläche betrachtet wird. Die Kolmationsschicht bildet sich in der Schadenfläche und im Bettungsmaterial des Rohres und führt zu einer Abdichtung der Leckage und somit zu einer Reduzierung der Exfiltration. Aus Kanaluntersuchungen ging hervor, dass Muffenversätze die häufigste Schadensklasse in der Kanalisation darstellen (Burn et al. 2005). Zur Berücksichtigung dieser Umstände wird die Haltungslänge dividiert durch die Standardlänge von Kanalrohren (Betonrohre typischer Weise 1m), um zu den best-case Annahmen zu kommen. Unterschiede zwischen den best- und worst-case Simulationen ergeben sich jedoch nur bei der Betrachtung von Stoffen, die reaktiv sind bzw. für die eine Halbwertszeit, Abbauraten oder Sorptionsraten eingegeben wurden. Best-Case-Annahmen gehen von längeren Verweilzeiten des Sickerwassers aus und führen damit zu einem deutlich geringeren Eintrag in das Grundwasser.

Die berechneten Ergebnisse der Einzelmodelle werden vom DSS zusammengeführt und in einem Ergebnisbericht geschrieben. Grundlegende Ergebnisse sind die Menge des infiltrierten Wassers im betrachteten Zeitraum, die Menge des eingeleiteten Schmutzwassers pro Hausanschluss (m³/d), Menge des exfiltrierten Wassers, exfiltriertes Abwasser relativ zum Gesamtabwasserstrom, Verteilung wie viel Abwasser die Kanalisation durch Kanaldefekte und Muffenversätze verlässt, Angabe zur Exfiltrationsrate pro km Kanalstrecke. Die Ergebnisse werden in einer Access® Datei, die direkt an das DSS angekoppelt ist, gespeichert.

7 MODELLIERUNG DER WASSER- UND STOFF-TRANSPORTPROZESSE IM URBANEN RAUM RASTATT

7.1 UVQ (Urban Volume & Quality)

7.1.1 Datenquellen für den Modellaufbau

Für die Bilanzierung der Wasser- und Stoffflüsse mit UVQ ist eine umfangreiche Datenmenge notwendig. Die Datenakquise und -aufbereitung zur Beschreibung des Modellgebiets nimmt dabei eine entscheidende Rolle ein. Grundlegende Daten zur Charakterisierung des Untersuchungsgebietes sind Informationen zur Beschreibung der physikalischen Gegebenheiten. Das schließt die Flächenverteilung von Dachflächen, Gartenflächen und Zufahrtswegen auf den Grundstücken und die öffentlichen Freiflächen ein. Weiterhin sind demographische Informationen, wie Bevölkerungsdichte, Einwohnerzahl pro Haus und das Wasserverbrauchsverhalten notwendige Eingangsdatensätze. Zur Berechnung von Stoffströmen sind Konzentrationen des Niederschlags, der Oberflächenabfluss sowie die Quellkonzentrationen der Stoffe im häuslichen Gebrauch entscheidend. Um diesen Ansprüchen genüge zu tun, bietet UVQ insgesamt mehr als 300 Eingabemöglichkeiten an. Für den Modellaufbau mit UVQ konnte auf umfangreiche Datensätze der Stadt Rastatt (Tiefbauamt Rastatt, Amt für Stadtmarketing) zurückgegriffen werden. Zusätzlich wurden Daten durch eigene Felduntersuchungen erhoben. Fehlende Daten wurden mit Werten aus der nationalen und internationalen Literatur entnommen. Tabelle 7.1 und Tabelle 7.2 führen die verwendeten Datensätze, die Datenformate und die Bezugsquellen auf.

Tabelle 7.1: Datensätze die für den Aufbau des UVQ Modells akquiriert wurden, Teil 1.

Datensatz	Datenquelle	Format	Zusatzinformationen
Flurstückskarte	Tiefbauamt Rastatt	Dig. GIS Datensatz	Daten entstammen Smallworld GIS®, Export als ArcGIS® Shapefile
Luftbild	Tiefbauamt Rastatt,	Rastergrafik	Nach Referenzierung im GIS verwendbar
Versiegelungsgrad des Stadtgebiets	Tiefbauamt Rastatt, Arcadis Trischler & Partner	CAD Pläne, auf Papier	Manueller Transfer in ALK Datensatz
Demographische Daten	Amt für Stadtmarketing Rastatt	Dig. GIS Datensatz	Angaben als Einwohnerdichte (Einwohner pro km ²)
Kanalisation, Abflussrichtungen	Tiefbauamt Rastatt	Dig. GIS Datensatz	Grundlegender Datensatz zur Ausweisung von Teileinzugsgebieten, Export aus Smallworld GIS
Trinkwassernetz	star.Energiewerke	Dig. GIS Datensatz	

Tabelle 7.2: Datensätze die für den Aufbau des UVQ Modells akquiriert wurden, Teil 2.

Datensatz	Datenquelle	Format	Zusatzinformationen
TW-Netzverluste	Star.Energiewerke	Dig. Tabelle	Keine detaillierte Informationen erhältlich, Verluste werden über das gesamte Versorgungsgebiet ermittelt
Wasserverbrauch	Star.Energiewerke	Dig. Tabelle	Pro-Kopf-Verbrauch, Verbrauchsverhalten, letzter Stand 2003
Stofffrachten pro Person, AW-Konzentration	Literaturstudie, Felduntersuchung	Dig. Tabelle	Große Bandbreite für Einzelstoffe angegeben. Kalibrierung auf Basis von AW-Untersuchungen in Rastatt
Industrieller Wasserverbrauch			Auf Basis von Messungen am Kläranlageneinlauf und Abflussmessungen im Industriegebiet
Schadstoffflüsse von versiegelten Flächen	Literaturstudie	Dig. Tabelle	Angaben zu Stoffkonzentrationen in Dach-, Straßenabläufen, Zufahrtswegen
Abwasserflüsse	Kläranlage Rastatt, Durchflussmessungen	Dig. Tabelle	An die Kläranlage sind die Nachbargemeinden angeschlossen. Zusätzliche Berechnungen wurden zur Ermittlung des Schmutzwasseranfalls im Modellgebiet durchgeführt.
Bodeneigenschaften	LGRB, Felduntersuchungen	Dig. GIS Datensatz	Diplomarbeit Osswald (2002), Lysimeterdaten
Klimadaten	LUBW, Klimamodell	Dig. Tabelle	Automat. Wetterstation in Rastatt sowie Zeitreihe des regionalen Klimamodells HIRHAM (DMI)

7.1.2 Räumliche Skala, Definition der Einzugsgebiete

Zur Abbildung der Wasser- und Stoffströme eines Modellgebiets operiert UVQ auf den drei räumlichen Skalen: Grundstück, Nachbarschaft und gesamtes Modellgebiet. Auf jeder Skala müssen die Eingangsparameter definiert werden. Für die Ermittlung der Eingangsgrößen konnte auf digitale Datensätze der Stadt Rastatt zurückgegriffen werden. Die Datensätze umfassenden digitale Flurstückskarten, Gebäudebestandspläne, Katasterpläne der Kanalisation und des Trinkwasserversorgungsnetzes. Mit der kommerziellen Software ArcGIS[®] wurden digitale Flurstückskarten, Gebäudebestandspläne und Versiegelungskarten miteinander verknüpft und verschnitten und die Flächenverteilung ermittelt.

Unterste Räumliche Ebene: Definition der Grundstücke, Ermittlung der Flächenanteile

1. Die Definition der Grundstücke erfolgte durch Verschnittoperationen der Flurstückkarte mit einem Gebäudebestandsplan. Jedes Flurstück, auf dem sich ein befand, wurde als ein Grundstück ausgewiesen. Flurstücke, auf denen kein Gebäude stand wurden als öffentliche Freifläche definiert.
2. Zur Ermittlung der Flächenanteile auf einem Grundstück wurden die Flurstückskarte, der Gebäudebestandsplan und die Versiegelungskarte verwendet. Die Fläche, die sich als Differenz zwischen bestehendem Versiegelungsgrad und der berechneten versiegelten Fläche durch Dachflächen ergab, wurde den Zufahrtswegen (zu Garage und Haus) zugeschlagen.

Nachbarschaften: Verteilung der Straßen- und Parkflächen, Definition der Einzugsgebiete

Eine Nachbarschaft besteht aus einer bestimmten Anzahl an Flurstücken, die die gleichen Eigenschaften besitzen, wie z.B. Wohnhäuser, Kaufhäuser sowie Straßen und öffentlichen Freiflächen. Die Definition einer Nachbarschaft beruht aufgrund des stark variierenden Wasserbedarfs zunächst auf der Landnutzung. Als Nachbarschaften werden dabei Stadtviertel, die der gleichen Landnutzung unterliegen zusammengefasst. Die Ermittlung der Landnutzung erfolgte unter Verwendung eines Luftbildes sowie durch in der Stadt durchgeführte Feldbegehungen. Als weitere Grundlage wurden Teileinzugsgebiete des Entwässerungssystems herangezogen. Unterschieden wurde zwischen einer Trenn- und einer Mischkanalisation. Unter Verwendung eines Geographischen Informationssystems wurden Einzugsgebiete ausgewiesen und mit den Informationen der Landnutzung verschnitten. Öffentliche Freiflächen wurden durch die Verschneidung der digitalen Gebäudebestands- und Flurstückskarte mit dem Luftbild von Rastatt ermittelt. Insgesamt wurden im Stadtgebiet 74 Teileinzugsgebiete definiert (Abbildung 7.1).

Modellgebiet: Festlegung der äußeren Grenzen

Die Modellgrenzen wurden an den Stadtrand gelegt, so dass eine klare Trennung von Stadtgebiet und Umgebung vorgenommen wurde. In Abbildung 7.1 sind die digitalen Datensätze, wie sie für die Definition der Nachbarschaften verwendet wurden dargestellt.

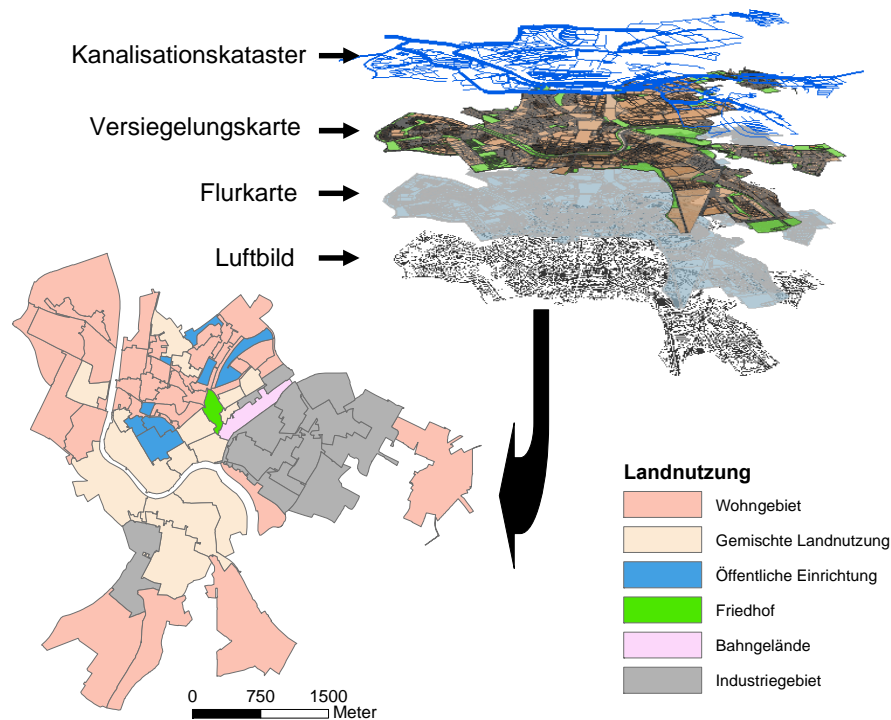


Abbildung 7.1: Digitale Datensätze für die Definition der Nachbarschaften.

7.1.3 Einwohnerdichte in Rastatt, Ermittlung: Einwohnerzahl pro Haushalt

Die Ermittlung der Einwohnerzahl pro Haushalt, wurde anhand einer räumlichen Einwohnerverteilung durchgeführt. Die Datenerhebung erfolgte durch das Amt für Stadtmarketing. Als Angaben waren die Gesamteinwohnerzahl und eine berechnete Einwohnerdichte einzelner Stadtteile verfügbar (Abbildung 7.2). Aufgrund der deutlich unterschiedlichen Grenzverläufe zwischen der Einwohnerkarte und den definierten Nachbarschaften (Abbildung 7.1) konnten die Einwohnerzahlen nicht direkt übertragen werden.

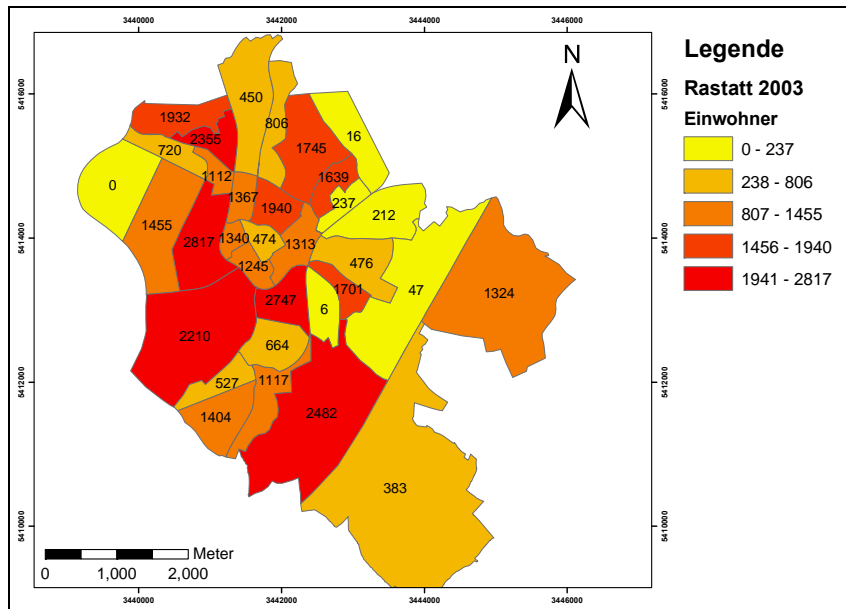


Abbildung 7.2: Einwohnerzahlen in der Stadtvierteln in Rastatt im Jahr 2003 (Quelle: Amt für Stadtmarketing Rastatt).

Für die Zuweisung der Einwohner zu den Haushalten, die je nach Lage im Stadtgebiet von 1 bis 347 schwankte wurde der Quotient gebildet. Dieser bildet das Verhältnis zwischen der Dachfläche, die aus dem Gebäudebebauungsplan bekannt ist, und der Einwohnerzahl (entspricht: Einwohner/m² Dachfläche). Das ermöglichte eine direkte Zuweisung der Einwohnerzahl pro Haushalt unter Berücksichtigung, dass z.B. Industriegebiete und Randgebiete deutlich weniger Einwohner zählen, als der dicht besiedelte Stadtkern.

7.1.4 Klimadaten

Die lokalen klimatischen Bedingungen werden in UVQ durch die potentielle Evapotranspiration und den Niederschlag in Form von Regen oder Schnee berücksichtigt. Für die vorliegenden Modellierungen wurde eine kurze Zeitreihe von 2002 bis 2005 der automatischen Wetterstation verwendet, die sich im südöstlichen Teil des Stadtgebiets befindet. Die Zeitreihe diente jedoch ausschließlich zur Parameterkalibrierung, da die Jahre 2003 und 2004 als nicht repräsentativ, hinsichtlich der Niederschlagshöhe und -perioden eingestuft werden müssen. Die Wetterstation wurde von der UMEG Baden-Württemberg (Zentrum für Umweltmessungen, Umwelterhebungen und Gerätesicherheit) bis zum 1. Januar 2006 betrieben. Neben Niederschlags- und Temperaturmessung wurden der Taupunkt und der Sättigungsdampfdruck aufgenommen, die die Grundparameter für die Berechnung der potentiellen Evapotranspiration nach Haude darstellen.

Für die Beschreibung der Wasser- und Stoffflüsse wurden die Daten des regionalen Klimamodells HIRHAM des Dänischen Meteorologischen Instituts (DMI) verwendet (Schäfer 2006, Details in Prudence 2005). Das HIRHAM operiert auf einer Zellgröße von 12·12 km und ist damit ein Klimamodell, mit hoher räumlicher Auflösung. Modelle wie Regional Model REMO rechnen meistens mit Zellgrößen von 50·50 km. Je größer jedoch die Zellgröße gewählt wird, umso weniger kommen lokalspezifische Bedingungen, wie z.B. die Geomorphologie, die bei der Niederschlagsverteilung die

entscheidende Rolle spielt, zum Tragen. Die Analyse des HIRHAM Rasters zeigte, das das Stadtgebiet Rastatt den Mittelpunkt einer Zelle bildet. Die klimatischen Parameter werden im HIRHAM Modell in Tagesschritten berechnet und korrespondieren damit mit den Zeitschritten des UVQ Modells. Dadurch konnte eine schnelle Aufbereitung der Daten durchgeführt werden. Für die vorliegende Modellierung wurde die Zeitreihe von 1960 bis 1990 verwendet. Für die Bilanzierung der Wasser- und Stoffströme wurden die Klimadaten des Jahres 1972 herangezogen, das als repräsentativ hinsichtlich einer langjährigen mittleren Grundwasserneubildung ermittelt wurde (Schäfer 2006).

7.1.5 Wasserversorgung in Rastatt

Trinkwasserversorgung

Die drei Wasserwerke Ottersdorf, Niederbühl und Raental haben in 2004 rund 2,5 Mio. m³ Grundwasser für die Wasserversorgung in Rastatt aus dem quartären Aquifer gepumpt. Das Wasser diente sowohl der häuslichen, als auch der industriellen Versorgung. Die Zuleitung zu den Verbrauchern erfolgt über ein Versorgungsnetz von insgesamt 189 km Länge. Ca. 8000 Hausanschlüsse wurden 2002 registriert. Der Wasserversorger von Rastatt, die star.Energiewerke informieren die Bewohner mit Broschüren über den qualitativen Zustand des Trinkwassers, den Gesamtverbrauch und den spezifischen Wasserverbrauch pro Einwohner und Tag. Für das Jahr 2001 wurde der durchschnittliche pro Kopf Verbrauch mit 110 l pro Tag angegeben (star.Energiewerke 2002). Tabelle 7.3 listet die häuslichen Verbrauchsmenge in den jeweiligen Kompartimenten auf.

Tabelle 7.3: Täglicher Wasserverbrauch pro Einwohner in Rastatt (Quelle: star.Energiewerke Rastatt).

Küche		Toilette		Bad		Waschmaschine	Sonstige Verwendung	
Trinkwasser	2,2			Dusche, Bad	33,0		Auto waschen	11,0
Spülwasser	4,4	Spülung	35,2	Sonst. Hygiene	6,6	13,2	Bewässerung	4,4
Teilsumme	6,6		35,2		39,20	13,2		15,4
Total l/(E·d)					110			

In einer zweiten Studie (Arcadis Trischler & Partner 1999) wurden Untersuchungen direkt in Haushalten von Rastatt zur Ermittlung des typischen Wasserverbrauchs durchgeführt. Die ermittelte Menge von 128 l/(E·d) unterscheidet sich nur geringfügig von den berechneten Mengen der star.Energiewerke.

Industrieller Wasserverbrauch

Der Wasserverbrauch industrieller Betriebe wurde indirekt ermittelt. Zum einen wurde versucht den Verbrauch über eine Rückrechnung der Abwassermengen abzuschätzen. Zu diesem Zweck wurden Durchflussmessungen am Auslass von Einzugsgebieten, die sich im Industriegebiet Rastatt befinden, vorgenommen. Dieser Auswertung zeigte jedoch, dass die Rückrechnung mit zu großen Unsicherheiten behaftet ist, da es sich um einen integrierten Wert über das gesamte Einzugsgebiet handelt. Ein firmenspezifischer Wert kann dadurch nicht gewonnen werden. Die zweite Methode ermittelt den industriellen Anteil aus den Wasserversorgungsdaten. Der Wasserversorger nimmt die Gesamtmenge pro Jahr auf. Dies schließt den Wasserverbrauch der Einwohner und der industriellen Betriebe ein. Da die Einwohnerzahl und deren Wasserverbrauch bekannt sind, errechnet sich der industrielle Anteil aus der Differenz von Gesamtversorgungsmenge und dem Anteil für den häuslichen Gebrauch.

Im Versorgungsgebiet der star.Energiewerke leben ca. 47 500 Einwohner. Das Modellgebiet deckt allerdings nur das Stadtgebiet von Rastatt mit berechneten 36 152 Einwohnern ab. Um den industriellen Wasserverbrauch zu ermitteln, wurde eine durchschnittliche Wasserverbrauchsmenge pro Einwohner (bezogen auf die Gesamtmenge) für das gesamte Gebiet erstellt. Daraus konnte eine Wassermenge für das Stadtgebiet berechnet werden (Tabelle 7.4). Im UVQ Modell verbraucht jeder Einwohner 110 l/d. Die Differenz zwischen der Gesamtmenge des Stadtgebiets und der Verbrauchsmenge der Einwohner wurde als industrieller Anteil deklariert.

Tabelle 7.4: Gesamtmenge der Trinkwasserversorgung in Rastatt.

Jahr	VM ¹⁾ gesamt [Mio. m ³ /a]	EW ²⁾ ge- samt. [-]	Ø WV ³⁾ pro EW ²⁾ [l/(E·d)]	EW ²⁾ im Modell- gebiet [-]	Berech. VM ¹⁾ [Mio. m ³ /a]	Ø WV ³⁾ UVQ Einwoh- ner [l/(E·d)]	Ø WV ³⁾ UVQ Einwohner gesamt [Mio. m ³ /a]	Verbrauch Industrie [Mio. m ³ /a]
1996	2,579	46264	153	36152	2,015	110	1,452	0,564
1997	2,498	46340	148	36152	1,949	110	1,452	0,497
1998	2,434	46133	145	36152	1,907	110	1,452	0,456
2004	2,456	47517	142	36152	1,869	110	1,452	0,417

¹⁾VM = Versorgungsmenge, ²⁾EW = Einwohner, ³⁾WV = Wasserverbrauch

Trinkwassernetzverluste

Angaben zu den Trinkwassernetzverlusten werden nur über das gesamte Versorgungsgebiet gemacht. Zu Prüfzwecken werden Teilversorgungsgebiete sektorenweise einer Druckprüfung unterzogen. UVQ ermöglicht die Abschätzung der Trinkwassernetzverluste auf Nachbarschaftsebene, die als anteiliger Verlust der gesamten Versorgungsmenge angegeben werden. Aufgrund fehlender referenzierter Angaben wurden pauschal 10 % der Versorgungsmenge als Trinkwassernetzverluste für jede Nachbarschaft angenommen. Der Wert liegt damit zwischen den Angaben der letzten Jahre von 11,32 % (1996) und 7,76 % (1998).

7.1.6 Parametrisierung der Kalibriergrößen

Parameterschätzung, Kalibriergrößen

UVQ versucht im Berechnungsansatz eine vollständige Bewertung eines urbanen Wassersystems. Neben den „harten“ Daten, wie z.B. Einwohnerdichte, Versiegelungsgrade, etc., die verfügbar und nach einer Aufbereitung implementiert werden können, gibt es eine Anzahl an Eingangsparameter, für die es keine Angaben gibt: Feldkapazität, Durchwurzelungszone, Sickergeschwindigkeit. Diese Parameter müssen in plausiblen Größenordnungen abgeschätzt werden und an Ergebnissen von Feldversuchen kalibriert werden. In den folgenden Kapiteln wird die Vorgehensweise der Parameterkalibrierung beschrieben. Es werden die deutschsprachigen Bezeichnungen verwendet. In Klammern stehen die Beschreibungen wie sie im Modellcode verwendet werden. Im Modellcode werden auch Parameter aufgeführt, die zunächst eine untergeordnete Rolle spielen und nur für Szenarienansätze verwendet oder aktiviert werden. Die folgende Beschreibung beschränkt sich ausschließlich auf die Parameter, die auch im Modell berücksichtigt wurden. Weitere Angaben zur Parameterkalibrierung innerhalb des AISWURS Projektes vorgenommen und dokumentiert (Rueedi & Cronin 2005; Souvent & Moon 2005).

Bodenkennwerte in UVQ

Die Repräsentierung des Bodens beschränkt sich auf die Durchwurzelungszone und wird folgende Parameter beschrieben:

- Maximale Porosität (*Maximum Soil Store Capacity*)
- Feldkapazität (*Soil Store Field Capacity*)
- Sickergeschwindigkeit pro Tag (*Max. Daily Drainage Depth*)
- Drainage Faktor (*Drainage Faktor*)

Für die Parameterabschätzung wurde ein separates Modells aufgebaut, das aus einer Nachbarschaft mit einer Fläche von 1 ha bestand. Es befanden sich keine versiegelten Flächen in diesem Gebiet und alle Prozesse, die den Bodenwasserhaushalt zusätzlich beeinflussen, wie Bewässerung, wurden deaktiviert. Das Modell diente als natürlicher Bodenkörper. Die einzigen Einflussgrößen sind gegeben durch die potentielle Evapotranspiration und den Niederschlag. Als Kalibriergröße wurde die Grundwasserneubildung der Jahre 1980-1990 des Lysimeters Raental herangezogen. Die aufgeführten Parameter wurden in einem ersten Schritt einer Sensitivitätsanalyse unterzogen. Es wurde jeweils ein Parameter erhöht und die Auswirkung auf die Grundwasserneubildung bewertet (Details siehe

Klinger et al. 2006). Die Porosität und die Feldkapazität des Bodenkörpers haben den größten Einfluss auf die Grundwasserneubildungsrate (Tabelle 7.5).

Tabelle 7.5: Ergebnisse der Sensitivanalyse.

Parameter	Einheit	Sensitivität des Parameters	Ermittelte Werte
Maximale Porosität	[mm]	+++	300
Feldkapazität	[mm]	+++	70
Sickergeschwindigkeit	[mm]	+	30
Drainage Faktor	[-]	-	0,5

In Abbildung 7.3 sind die Ergebnisse der Kalibrierläufe dargestellt. Zur Ermittlung der Grundwasserneubildungsrate wurden nur die Porosität und die Feldkapazität variiert. Die natürliche Grundwasserneubildungsrate des Lysimeters weist eine weite Schwankungsbreite von 290 mm/a (1989) bis zu 780 mm/a (1982) auf. Trotz der durchgeführten Parametervariationen konnte die modellierte Grundwasserneubildungsrate nur zeitweise angepasst werden. Die modellierte Grundwasserneubildung war weitgehend höher als die gemessene. Selbst in Parameterkombinationen, in denen sich eine punktuelle Übereinstimmung ergab, wurden Differenzen von bis zu 500 mm/a ermittelt.

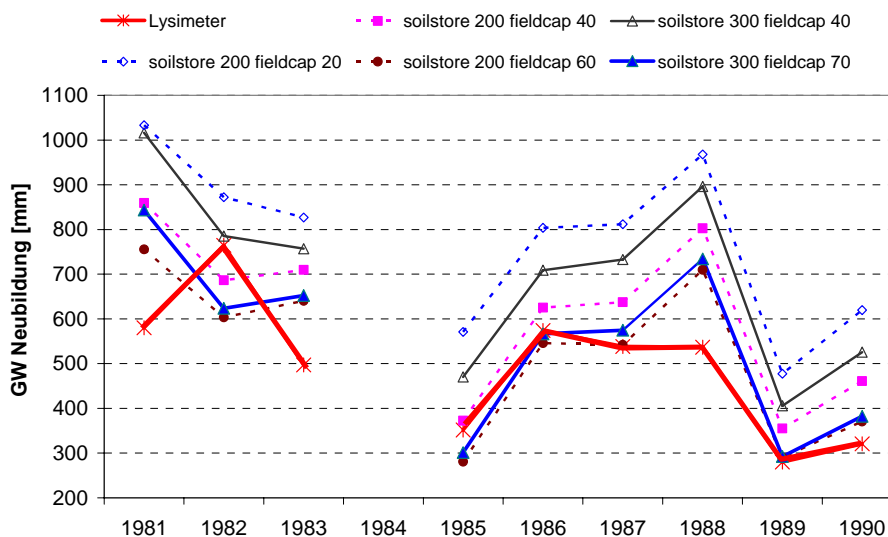


Abbildung 7.3: Zeitreihen der Grundwasserneubildungsraten aufgenommen am Lysimeter Raumental (rot) und modelliert mit UVQ Modell (andere).

Zur Repräsentierung der Bodenzone wurde eine Mächtigkeit von 750 mm angenommen, was sich bei einer Porosität von 40 % in einer max. Porosität von 300 mm ausdrückt. Nach Durchführung der Parameterstudie wurde die Feldkapazität mit 70 mm abgeschätzt. Das entspricht 9,3 % und damit einer typischen Feldkapazität von sandigen Böden (Scheffer & Schachtschabel 2002). Die Erhöhung der maximalen Sickerrate führte zu einer höheren Grundwasserneubildung und zu einer geringeren Evapotranspiration. Aus der Parameterstudie ging die Sickergeschwindigkeit zwar als sensibler Parameter hervor. Entscheidend für die Festlegung war jedoch, dass sich von unversiegelten Flächen erst Oberflächenabfluss einstellt, wenn die Niederschlagshöhe 30 mm/d übersteigt. Der Drainage Faktor wurde zwischen 0 und 1 variiert. Der Einfluss auf die Berechnungsergebnis spielte jedoch eine untergeordnete Rolle (<3%). Der Faktor wurde entsprechend der Standardeinstellung bei 0,5 belassen.

Anschlussgrad versiegelter Flächen und Oberflächenabfluss (*effective Area*)

Der Anschlussgrad der versiegelten Flächen (*effective Roof, Paved, Street Area*) wird in Prozent angeschlossener Flächen ausgedrückt. Der Anschlussgrad für versiegelte Flächen, d.h. Dächer, Zufahrtswege und Straßen wurden unter Verwendung internationaler Literaturwerte eingesetzt (Tabelle 7.16). Ob sich ein Oberflächenabfluss nach einem Niederschlagsereignis einstellt, hängt stark von der Oberflächenbeschaffenheit ab. Zunächst müssen die an der Oberfläche exponierten Poren gefüllt werden, bevor Wasser abfließen kann. Angaben zu den Oberflächenbeschaffenheiten konnten nicht akquiriert werden. Die Zuweisung des Niederschlagsverlustes, bis sich Oberflächenabfluss einstellt, erfolgte nach den Werten internationaler Literatur.

Tabelle 7.6: Parameter zur Beschreibung der Oberflächeneigenschaften (aus Rueedi & Cronin 2005).

Parameter	WG	GG	IG	Bereich	Quelle
Initialer Verlust Dachfläche [mm] (Roof area max. initial loss)	0,5	0,5	0,5	0,2-0,5	Hollis & Ovenden 1983; Fewkes 1999; Berthier et al. 2004
Angeschlossenen Dachfläche [%] (Effective roof area)	95	95	95	95	Fewkes 1999
Initialer Verlust Zufahrtswege [mm] (Paved area max. initial loss)	3,5	2	2	0,4-3,5	Hollis & Ovenden 1983; Berthier et al. 2004; Ramier et al. 2004
Angeschlossenen Fläche Zufahrt [%] (Effective paved area)	40	60	75	40	Rueedi & Cronin 2005
Initialer Verlust Straße [mm] (Road area max. initial loss)	0,5	0,5	0,5	0,4-3,5	Hollis & Ovenden 1983; Berthier et al. 2004; Ramier et al. 2004
Angeschlossenen Straßenfläche [%] (Effective paved area)	75	75	75	70-80	Berthier et al. 2004

Mit: WG = Wohngebiet, GG = Gemischtes Gebiet, IG = Industriegebiet

Infiltration von Grundwasser (*Base flow recession constant*)

Die Infiltration von Grundwasser in die Kanalisation wird mit dem Parameter "*Base flow recession constant*" abgeschätzt. Wird UVQ als Einzelapplikation verwendet, kann dieser Parameter unter Verwendung von Durchflussmessungen (Messung des Nachtminimums) kalibriert werden. Bei der vorliegenden Anwendung wurde die Grundwasserinfiltration auf Null gesetzt, da die Berechnung der Infiltration Teil des NEIMO Modells ist.

Stoffrückhalt in der Bodenzone (*Soil Store Removal capacity*)

Sickerwasser erfährt bei der Passage der ungesättigten Zone Veränderungen hinsichtlich der Konzentration durch Sorptions-, Transformations- und Abbauprozesse. UVQ berücksichtigt diese Prozesse mit einem Parameter der den Rückhalt der Stoffe in der ungesättigten Zone beschreibt (*Soil Store Removal Capacity*). Es wird dabei nicht differenziert welcher Prozess vorherrscht, sondern eine stoffspezifisch Rückhaltequote angegeben. Die ungesättigte Zone und die darin stattfindenden Prozesse werden in der vorliegenden Modellkette mit dem SLeakI bzw. POSI Modell berechnet, so dass diese Parametereinstellung für alle Stoffe auf Null gesetzt werden konnte.

Kanalisation

Im Gegensatz zu Australien ist in Deutschland ist das Mischsystem zur Entwässerung der Stadtgebiete weit verbreitet, insbesondere in Baden-Württemberg und Bayern (Brombach 2006). Das Stoffstrommodull ist jedoch so konzipiert, dass eine vollständige Stofftrennung vorgenommen wird. Standardmäßig wird von einer Trennkanalisation ausgegangen. Um eine Mischkanalisation mit UVQ abzubilden, wurde unter Verwendung von GIS Datensätze abgeschätzt wie viel Prozent der versiegelten Flächen an die Mischkanalisation angeschlossen sind (*Percentage Surface Runoff*). Die GIS Analysen zeigten, dass das Abwassernetz der Stadt Rastatt zu ca. 73% aus einer Misch- und zu ca. 28 % aus einer Trennkanalisation besteht. Die Mischkanalisation findet sich aus historischen Gründen vorwiegend im Stadtkern. Trennsysteme finden sich eher in der Peripherie und in den Industriegebieten im

Osten der Stadt. Diese Gebiete wurden erst ab ca. 1960 erschlossen. Die Entwässerung mit Trennsystemen dient der Entlastung der Kläranlagen und wird seit ca. 1950 der Mischkanalisation vorgezogen.

Bewässerung von Gärten und öffentlichen Freiflächen (Irrigation Frame)

Die Bewässerungsgewohnheiten in einem Stadtgebiet variieren stark mit der Landnutzung. Die anteilige Gartenfläche, die bewässert wird, ist in Wohngebieten größer als in Gebieten mit Einkaufszentren. Für jede Nachbarschaft wurde in Abhängigkeit der Landnutzung eine pauschale Fläche des Gartens abgeschätzt, die bewässert wird:

- In reinen Wohngebieten: 40-50% der Gartenfläche
- In Nachbarschaften mit gemischter Landnutzung: 10-30 % der Gartenfläche
- In Industriegebieten werden keine Grünflächen bewässert

Auf Basis der Verbrauchsmuster, die von den star.Energiewerken zur Verfügung gestellt wurden, konnten die Wassermengen abgeschätzt werden, die für Gartenbewässerung verwendet werden. Ca. 4 % des täglichen Wasserverbrauchs pro Einwohner und werden dabei für die Bewässerung eingesetzt. Die Bewässerungsrate für öffentliche Freiflächen wurde bis auf die Nachbarschaften, in denen größere Parkanlagen oder Sportplätze vorhanden sind, auf Null gesetzt. Ca. 15 % der gesamten Fläche von Rastatt wurde als öffentliche Freifläche definiert. Das schließt Parkanlagen, Sportplätze und Bauplätze mit ein. Die Einstellung, die die Bewässerungsaktivität steuert wird mit einem Faktor bestimmt, der einen Wassergehalt in der Bodenzone definiert („*Garden Trigger to Irrigate*“). Die Abschätzung des Parameters erfolgte über eine Anpassung der tatsächlich aufgebrachten Wassermenge für die Bewässerung (4 % des Wasserverbrauchs) und der mit UVQ berechneten Wassermenge. Für die Gärten und die öffentlichen Freiflächen, die dadurch eine Bewässerungsfaktor von 0,1 ermittelt (Details siehe Klinger et al. 2006).

7.1.7 Abbildung der Stoffströme in UVQ

Allgemeine Abbildung

UVQ kann insgesamt 15 verschiedene Parameter in der Stoffbilanzierung berücksichtigen. Für Niederschläge, Oberflächenabflüsse und das Trinkwasser werden Eingangskonzentrationen definiert. Der stoffliche Eintrag durch das häusliche Abwasser wird anhand der täglichen Stofffrachten pro Einwohner und Tag spezifiziert. Die Stoffstrommodellierung basiert auf einem konservativen Berechnungsansatz, der mit einfachen Mischungsrechnungen operiert und Abbau-, Sorptions- und Transformationsprozesse vernachlässigt. Die detaillierte Beschreibung der jeweiligen Stoffpfade verlangt die Definition der Quellkonzentrationen. UVQ unterscheidet dabei für jeden Stoffparameter zwischen vier häuslichen Eintragsquellen und 16 Eintragspunkten durch Oberflächenabfluss. Die Eingangsdaten, die für den Aufbau der Stoffstrommodellierung verwendet wurden, gehen aus den in Kap. 3 aufgeführten Ergebnissen der Literaturstudie hervor. Die angegebenen Werte geben jedoch nur Größenordnungen an, da die stoffliche Zusammensetzung der häuslichen Abwässer stark von klimatischen, soziologischen und kulturellen Eigenschaften der Bevölkerung abhängt.

Um die verfügbaren Quellkonzentrationen zu kalibrieren und die Parameter, für die keine Angaben akquiriert werden konnten, wurde ein kleines Modellgebiet aufgebaut. Durchflussmessungen am Auslass des Einzugsgebiets Kehler Straße (siehe Kap. 5.2) schuf einen Vergleichswerte zur Kalibrierung der Abflussmengen. Hydrochemische Analysen des Abwassers stellten die Grundlage zur Kalibrierung der Quellkonzentrationen dar.

7.1.8 Kleinskaliges UVQ Modell Kehler Straße

Das Einzugsgebiet Kehler Straße wurde auf Basis der Wohngebietskartierung (siehe Kap. 5.3.3) in zwei Nachbarschaften eingeteilt (Abbildung 7.4). Das zusammenhängende Wohngebiet im südöstlichen Teil wurde als Nachbarschaft 1 ausgewiesen. Das nordöstlich anschließende ehemalige Kasernen Gelände wurde als Nachbarschaft 2 definiert.

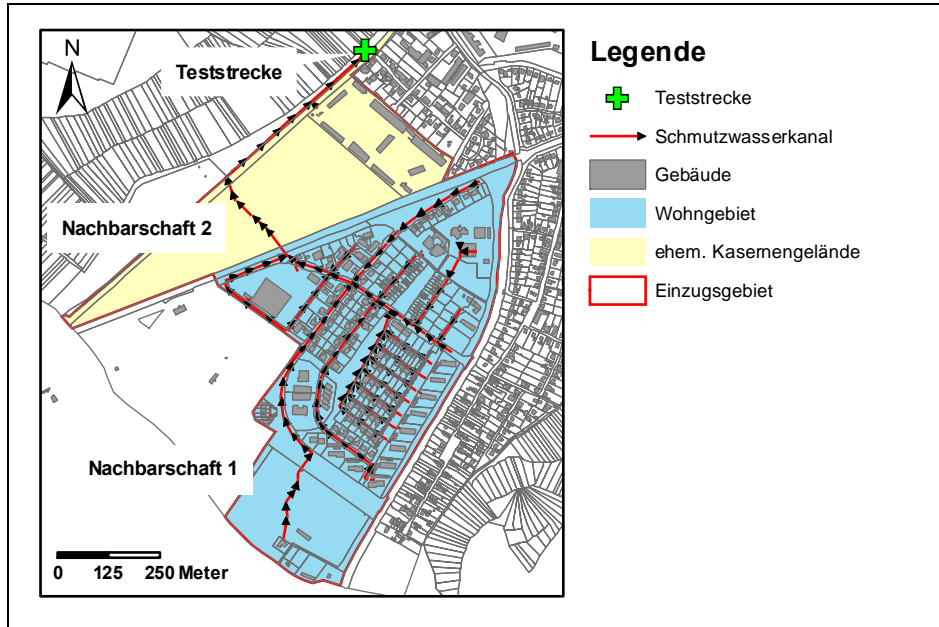


Abbildung 7.4: Einzugsgebiet der Kehler Straße mit Entwässerungssystem und Gebäudebestand.

Die Flächenaufteilung in abflusswirksame Fläche (Dach, Straße, Zufahrtsweg) und unbefestigte Fläche erfolgte auf Basis einer GIS Analyse von Flurstücks-, Gebäudebestands- und Versiegelungskarten sowie einem Luftbild. Die Eckdaten zur Beschreibung des Modellgebiets Münchfeld sind in Tabelle 7.7 aufgeführt.

Tabelle 7.7: Flächenaufteilung des Einzugsgebiets Kehler Straße/Münchfeld.

Parameter	Einheit	Nachbarschaft 1	Nachbarschaft 2	Total
Gesamtfläche	[ha]	34,18	19,13	53,31
Straßenfläche	[ha]	11,65	1,88	13,53
Parkfläche	[ha]	0	12,48	12,48
Anzahl der Grundstücke	[-]	192	1	193
Ø Fläche Grundstück	[-]	1173,46	47680	272 98
Ø Anzahl der Einwohner	[-]	8	17	1553
Fläche Garten	[m ²]	469,38	47680	48 14
Fläche Dach	[m ²]	240,39	46156,60	46396
Fläche Zufahrtsweg	[m ²]	463,67	569,764	1 033.43

Da es sich bei dem Einzugsgebiet um reines Wohngebiet handelt, wurden die Einwohnerzahlen nach der Vorgehensweise wie in Kap. 7.1.3 beschrieben zugewiesen. Der Wasserverbrauch pro Einwohner und Tag wurde nach den Angaben der star.Energiewerke mit 110 Liter berücksichtigt. Die modellierten Abflussmengen während Trockenwetterperioden zeigen weitgehende Übereinstimmung mit den gemessenen Schmutzwasserabfluss, sind jedoch durchschnittlich 12 % geringer. Das erklärt sich durch die konstant eintretenden Fremdwassermengen (Abbildung 7.5). Nach den Entwässerungsplänen der Stadt Rastatt entwässert das Münchfeld im Trennsystem. Die Abflussspitzen während Niederschlagsereignissen zeigten um bis zum Faktor 3 höhere Abflussmengen im Vergleich zum reinen Schmutzwasserabfluss. Im UVQ Modell wurden daher abflusswirksame Flächen an die Schmutzwasserkanali-

sation angeschlossen, so dass auftretende Niederschlagsereignisse übereinstimmend abgebildet werden konnten. Die modellierten Abflussvolumina sind jedoch insbesondere bei Starkniederschlägen signifikant höher, als die gemessenen Werte. Ursache hierfür ist der inhomogen fallende Niederschlag im Raum Rastatt. Die Wetterstation, deren Klimadaten verwendet wurden, liegt am Rande von Rauental östlich des Modellgebiets; wo in der Regel höhere Niederschläge zu verzeichnen sind.

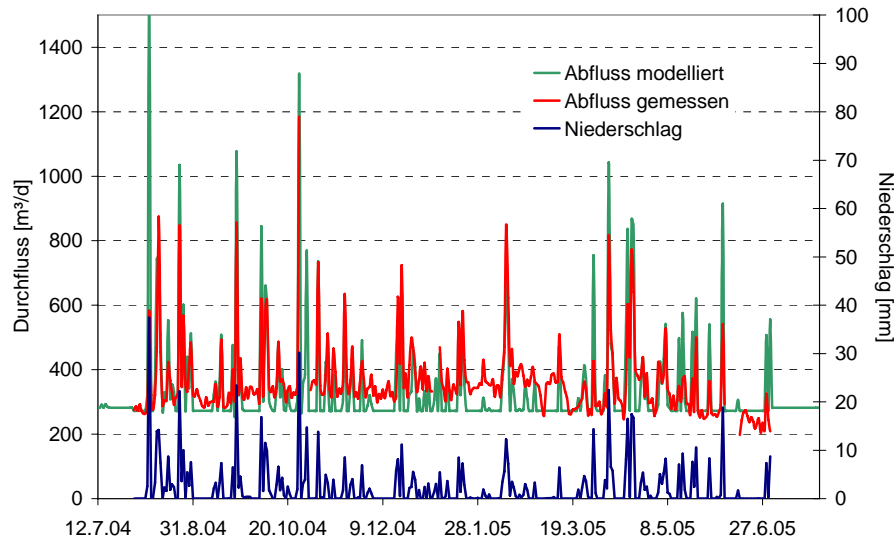


Abbildung 7.5: Modellierter und gemessener Abfluss als Ergebnis des UVQ-Modells für das Einzugsgebiet Kehler Straße.

Mit den verwendeten Wasserverbrauchszahlen konnten die Wasserströme im Einzugsgebiet mit hinreichender Genauigkeit modelliert werden. Damit sind die Voraussetzung für eine Kalibrierung der Quellkonzentrationen gegeben. Ziel war es zunächst, die im Rahmen von Messkampagnen gewonnenen Stoffkonzentrationen im Schmutzwasser Kehler Straße mit den Modellrechnungen abzubilden. Als Parameter wurden die Stoffe Bor, Chlorid, Kalium, Stickstoff, Phosphor und Zink, sowie die Schwermetalle Kupfer und Blei im Schmutzwasser kalibriert (Tabelle 7.8).

Für die Stoffstromberechnungen wurden zunächst die aus der Literatur recherchierten Grundfrachten in das UVQ Modell eingegeben (siehe Kap3). Die berechneten Konzentrationen wurden mit den durchschnittlichen Konzentrationen des Schmutzwassers der Kehler Straße verglichen. Lagen die gemessenen Werte unter den modellierten, wurden die Quellfrachten so lange reduziert, bis modellierter und gemessener Wert übereinstimmte. Die Anpassung wurde iterativ durchgeführt, bis die Abweichung gemessener/modellierter Wert unter 10 % lag. Für Bor, Chlorid, Kalium, Phosphor und Kupfer konnte die Anpassung auf direktem Weg erfolgen. Die Anpassung der Gesamtstickstoffmenge musste fehlender Analyseergebnisse folgendermaßen durchgeführt werden. An Stickstoff waren nur mittlere Konzentrationen für Ammonium, Nitrat und Nitrit verfügbar. Der Gesamtstickstoff schließt jedoch organischen Stickstoff ein. Grundsätzlich geht man davon aus, dass sich die Mengenverteilung von Ammonium Stickstoff und organischer Stickstoff wie 2:1 verhalten. Die Mengen an Nitrit und Nitrat im Schmutzwasser sind vernachlässigbar klein. So dass mit diesem Schätzwert, die Quellfrachten angepasst wurden. Für Zink und Blei wurden im Schmutzwasser nicht nachgewiesen, jedoch lagen die modellierten Konzentrationen für im Bereich der Nachweisgrenze, so dass die eingesetzten Quellfrachten für die weitere Modellierungen verwendet wurden.

Die Stoffkonzentrationen für die Oberflächenabflüsse wurde Literaturangaben zusammengestellt (Tabelle 7.9).

Tabelle 7.8: Häuslicher Wasserverbrauch und Stofffrachten im UVQ Modell. Grau hinterlegt, Werte aus der Literatur (Böhm et al. 1999; Eiswirth 2002; Gray & Becker 2002; Rueedi & Cronin 2005; Klinger et al. 2006), darunter jeweils die kalibrierten Stofffrachten für das Einzugsgebiet Kehler Straße.

Markersubstanz →		B	Cl	K	N	P	Zn	Cu	Pb
Wassernutzung ↓	Quelle ↓	Stofffracht [mg/(E·d)]							
Küche	Literatur	80	2000	?	240	42	19	1,4	0,16
16%	kalibriert	10	2000	50	500	50	0,5	1	0,16
Bad	Literatur	?	?	?	460	22	215	8,15	9,37
37%	kalibriert	-	50	-	500	20	5	3	9,4
Toilette	Literatur	50	6700	5000	13700	1568	11	1,2	0,02
33%	kalibriert	-	7500	5000	14500	825	1	20	0,02
Waschmaschine	Literatur	300	?	?	330	52	76	4,0	7,76
14%	kalibriert	100	300	10	350	50	0,5	2	7,80
Trinkwasser	[mg/l]	0,02	20	1,0	1,1	0,03	-	-	-
Konzentration im Abwasser [mg/L]									
Messkampagne	gemessen	0,62	78,15	33,42	46,48	15,35	<0,01	0,145	<0,1
UVQ Modell	kalibriert	0,64	76,11	30,82	46,87	16,59	0,04	0,148	0,099
Abweichung	[%]	3,22	2,61	7,78	0,83	8,08	-	2,07	-

Tabelle 7.9: Liste der in UVQ verwendeten Stoffkonzentrationen für Niederschlag und Oberflächenabfluss. Literaturwerte (Xanthapoulos & Hahn 1993; Böhm et al. 1999; Eiswirth 2002; Gray & Becker 2002; Rueedi & Cronin 2005)

Markersubstanz →		B	Cl	K	N	P	Zn	Cu	Pb
Ablauffläche ↓	Quelle ↓	Stoffkonzentration [mg/L]							
Niederschlag	Literatur	0,00	1,0	0,08	0,85	0,5	0,01	0,007	0,005
Zufahrtsweg	Literatur	0,07	40	2,5	2,1	0,9	0,17	0,050	0,021
Dach	Literatur	0,07	0,0	2,5	4,5	0,3	0,02	0,040	0,104
Straße	Literatur	0,07	300	2,5	0,82	1,5	0,60	0,310	0,024
Dach (1.Schwall)	Literatur	0,14	0,0	5	9,0	0,6	0,05	0,070	0,200
UVQ Modell		0,07	136,6	2,5	2,30	0,96	0,30	0,055	0,047

7.2 NEIMO Modell

Datenbedarf für den Modellaufbau

Für den Aufbau des NEIMO Modells werden insgesamt zehn Eingangsdateien zur Beschreibung des Modellgebiets und des Kanalnetzes benötigt. Fünf Dateien sind vom Anwender zu erstellen. In Tabelle 7.10 sind die Dateien mit den Bezugsquellen angegeben. In den folgenden Abschnitten wird der Inhalt von den Dateien, die vom Anwender zu erstellen sind, erläutert.

Tabelle 7.10: Datenquellen der Eingangsdateien für den Aufbau des NEIMO Modells.

Dateiname	Datenquelle	Zusatzinformationen
flowfractions.csv	NEIMO interne Datei, nicht netzspezifisch	
generic_curves.csv	NEIMO generierte Datei, nicht netzspezifisch	
Generic_defects.csv	NEIMO generierte Datei, nicht netzspezifisch	
gwr_contaminants.csv	Daten stammen von UVQ Modell	
uvq_nbhoods.csv	Daten stammen von UVQ Modell	
pipes.csv	Tiefbauamt Rastatt	Kanaldatenbank
connection.csv	UVQ Modell	Verschnittoperation
successor.csv	Tiefbauamt Rastatt	Backtracking, Abflussrichtung
cctv_data.csv	Tiefbauamt Rastatt	ATV-M 143
Dbg.csv	GIS Operation, LfU, Tiefbauamt	Verschnitt von GW-Oberfläche und Kanalsole

Haltungseigenschaften: pipes.csv

Die **pipes.csv** Datei enthält die Eigenschaften jeder im Modell berücksichtigten Haltung. Die Datenaufnahme und Datenhaltung des Rastatter Kanalnetzes liegt im Verantwortungsbereich des Tiefbauamts Rastatt. Die Verwaltung der Daten erfolgt mit dem GIS SMALLWORLD[®]. Durch den Export von ASCII-Dateien wurden die Daten des SMALLWORLD-GIS in das ESRI-Shape-Format übertragen und mit dem GI-System ArcGIS[®] bearbeitet. Mit Ausnahme des Haltungsalters konnten alle geforderten Daten exportiert und implementiert werden. Da i.d.R. der Bau des Entwässerungsnetzes mit der Erschließung von Baugebieten einhergeht, wurden den Haltungen das Alter der Gebieterschließung zu gewiesen, wie aus Abbildung 5.9 hervorgeht. Bei der Erstellung der pipes.csv müssen folgende Parameter richtig eingetragen werden:

Grade: ist die Länge einer Haltung zur Überwindung von einem Meter Höhendifferenz. In Deutschland und Europa wird das Gefälle dagegen in Form einer Prozentangabe angegeben.

Ground: Ist das Bettungsmaterial der Haltung. Diese Information wird in der Kanalisationsdatenbank nicht explizit abgespeichert. Die Kanalisation wird nach den Normvorschriften gebaut und i.d.R. kommt ein Sand-Kies-Gemisch als Bettungsmaterial zum Einsatz.

CDATE: Ist das Erstellungsjahr der Haltung. In Rastatt werden Altersangaben bezüglich des Baues oder der Sanierung erst seit der digitalen Datenhaltung, seit ca. 10 Jahren registriert (Pollak 2006). Dadurch, dass den Haltungen das Erschließungsalter der jeweiligen Stadtgebiete zugewiesen wurde, kommt es in manchen Fällen es zu einer Alterüberschätzung, da Neubau und Sanierungsmaßnahmen nicht berücksichtigt werden.

Anzahl der Hausanschlüsse: connections.csv

Die Datei connections.csv enthält die Information wie viel Haushalte an eine Haltung angeschlossen sind. Diese Zuweisung erwies sich als problematisch, da die Stadt Rastatt zwar das öffentliche Entwässerungsnetz verwaltet und zur Verfügung stellte, Informationen über die privaten Hausanschlüsse jedoch nicht verfügbar waren. Die Anzahl der Haushalte im Modellgebiet, wurde auf Basis der UVQ Daten vorgenommen. In diesem für die Modellierung generierten Datensatz wurde eine räumliche Verteilung der Haushalte über das gesamte Modellgebiet ermittelt. Die Zuweisung der

Hausanschlüsse an die Kanalisation, erfolgte durch eine GIS Operation. Berechnet wurde dabei die kürzeste Distanz zwischen dem Schwerpunkt eines Flurstücks und der Kanalisation. Dieser Operation wurde so lange durchgeführt bis alle Haushalte an eine Haltung angeschlossen waren. Es wurden dabei nur Flurstücke gewählt, die auch einen Gebäudebestand aufwiesen. Bei dieser Vorgehensweise wird empfohlen, die Auswahl auf Basis der bebauten Flurstücke durchzuführen. Werden die Gebäudeschwerpunkte herangezogen, führt dies zu einer Überschätzung der Hausanschlüsse, da auf einem Grundstück mehrere Gebäude können (Garage, Schuppen, Haus, etc.)

Baumstruktur der Kanalisation: successor.csv

Die Erstellung der successor.csv Datei erfolgte in Zusammenarbeit mit dem Tiefbauamt Rastatt. Die Netzstruktur der Kanalisation bzw. die sukzessive hydraulische Abfolge der Haltungen, die bei der Entwässerung durchströmt werden, konnte durch eine rückwärts gerichtet Abfrage innerhalb der Kanaldatenbank ermittelt werden (sog. backtracking query). Das Stadtgebiet Rastatt wurde in sechs klar abgrenzbare Einzugsgebiete unterteilt. Die letzte Haltung am Auslass eines Einzugsgebiets, diente als Startpunkt für die Berechnung. Die Ermittlung der Fließrichtung erfolgte dann nur anhand des Höhenvergleichs der Haltungsansatzpunkte.

Infolge der weitgehend flachen Topographie in Rastatt, folgt das Entwässerungsnetz nicht durchgängig der von NEIMO geforderten Baumstruktur. Um ein mindest Gefälle für die Kanalisation einzuhalten, befinden sich zwischen den Einzugsgebieten Pumpwerke, die den notwendigen hydraulischen Gradienten für eine Freispiegelentwässerung herstellen. Weiterhin ist das Rastatter Entwässerungsnetz so konzipiert, dass in Abhängigkeit des Füllstands im Kanal variable Abflusswege genutzt werden. Bei hohen Füllständen werden dabei zusätzliche Netzabschnitte zur Entlastung der Sammler und um Flutungen an hydrodamisch entscheidenden Punkten zu vermeiden aktiviert. Werden bestimmte Füllstände überschritten, kommt es zur Entlastung durch Regenüberlaufbecken oder einer direkten Einleitung in den Vorfluter. Dieses hydrodynamische Entwässerungskonzept spielt insbesondere in Städten wie Rastatt, die größtenteils im Mischsystem entwässern eine entscheidende Rolle. Allein im Stadtgebiet Rastatt gibt es elf Regenüberläufe, die bei Niederschlagsereignissen das Abwasser direkt in die Murg leiten. Vier weitere leiten die Niederschlagswasser unmittelbar in natürliche Rückhaltebecken, so z.B. am westlichen Rand des Münchfelds.

Diese Umstände verlangten nach einer zusätzlichen manuellen Prüfung der generierten Datensätze. Nur die konstante Einhaltung der Baumstruktur ermöglichte eine fehlerfreie Anwendung.

Da NEIMO davon ausgeht, dass die gesamten Abwässer am Ende über eine Haltung zur Kläranlage geführt wird, musste eine fiktive Haltung eingeführt werden, die die Abwässer aller Auslässe aufnimmt und abführt. Um einen Einfluss auf die berechneten Ex- und Infiltrationsergebnisse auszuschließen wurde die Haltung als neue Haltung mit einem Durchmesser von 2000 mm angenommen. Auslässe die während Niederschlagsereignisse aktiviert werden, können damit nicht berücksichtigt werden. Der Trockenwetterabfluss kann mit diesem Modell durchaus abgebildet werden, während bei Niederschlagsereignissen die Transportmenge und damit auch der Exfiltration überschätzt wird.

Lage der Haltungen relativ zum Grundwasserspiegel: dbg.csv

Je nach Lage einer Haltung relativ zum Grundwasser kann es zur Grundwasserinfiltration (Haltung befindet sich im Grundwasser) kommen. Befindet sich die Haltung oberhalb des Grundwasserspiegels, sind die Bedingungen für die Abwasserexfiltration gegeben. NEIMO berücksichtigt in den Berechnungen allerdings nicht die zeit-varianten, saisonalen Grundwasserstandsschwankungen. Es wird von einem statischen Zustand ausgegangen, was in Rastatt zu signifikanten Unterschieden der Infiltrationsmengen führen kann. In den ersten Monaten eines Jahres stellen sich Grundwasserhöchststände ein und ca. 35 % der Kanalisation befindet sich unterhalb des GW-Spiegels. Im Herbst dagegen fällt der Grundwasserspiegel auf den niedrigsten Stand im Jahr und nur ca. 5 % der Kanalisation liegt im Grundwasser. Für den Aufbau des Modells wurde der langjährige mittlere Grundwasserstand von 10.10.1986 verwendet. Zu diesem Zeitpunkt lagen ca. 10 % der Kanalisation auf bzw. unter dem Niveau des im Grundwassers.

Die Berechnung des Abstands zum Grundwasserspiegel wurde innerhalb des GIS durchgeführt. Zunächst wurde der Mittelpunkt einer Haltung ermittelt und die entsprechende Höhe berechnet aus den Schachtansatzpunkten der Haltung. Der Verschnitt zwischen der Kanalisation und dem mittleren Grundwasserstand ergab dann die relative Lage zum GW-Spiegel. Befindet sich eine Haltung

unterhalb des Grundwasserspiegels, muss der Wert mit positivem Vorzeichen angegeben werden. Die Verschnittoperation zeigte dass sich insbesondere die großen Verbandsammler am südlichen und nördlichen Rand vom Rastatt im Grundwasser bzw. in dessen Schwankungsbereich befinden.

Reale Schadensdefekte auf Basis von Kanalzustandsbefahrungen: cctv.csv

Die Datei cctv.csv enthält Informationen über reale Schadensdefekte die durch Kanalzustandsbefahrungen aufgenommen wurden. In Baden-Württemberg verlangt die EKVO (1999) eine regelmäßige Inspektion des öffentlichen Kanalisationsnetzes. Um diesen nachzukommen, wurden in Rastatt bis 2003 ca. 90 % des gesamten öffentlichen Entwässerungsnetzes durch Kamerabefahrungen inspiziert. Die Schäden wurden entsprechend dem ATV Merkblatt M 143 klassifiziert und Sanierungsprioritäten zugeordnet. Die Datenhaltung erfolgt innerhalb einer Datenbank, die die aufgenommenen Videobänder, die Schadensklassen, Sanierungsprioritäten, etc. speichert.

Die Informationen aus der Kanalschadensdatenbank konnten nicht direkt übertragen werden, da sich die Unterteilung des Rohrquerschnitts unterscheidet. NEIMO unterteilt den Querschnitt in vier horizontale Sektoren, das ATV-Merkblatt beschreibt jedoch die Position im Kronen oder Sohlbereich, linker oder rechter Kämpferbereich der Haltung. Eine vereinfachte Annahme wie sie in ABB dargestellt ist, stellte einen zeiteffizienten Transfer der Informationen aus der Kanalschadensdatenbank und dem NEIMO lesbarem Format dar und die Schäden wurden mit hinreichender Genauigkeit repräsentiert.

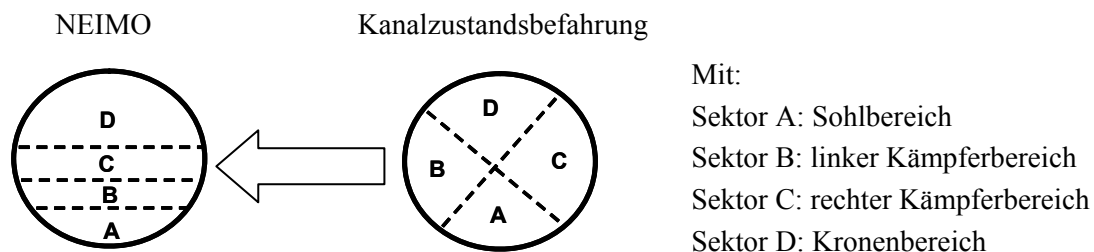


Abbildung 7.6: Schadensbilder in NEIMO und ATV-M 143 im Vergleich:

NEIMO unterscheidet nur zwei Schadensarten: Risse (*Cracks*) und Muffenversätze (*Joint displacements*). Schäden, wie Wurzeleinwüchse, falsche Hausanschlüsse, Hindernisse,...etc. wie sie die ATV-M 143 aufführt, werden nicht berücksichtigt, da diese Schadensbilder nicht zwingend zu einer Exfiltration/Infiltration führen. Aus der Kanalschadensbank wurden daher auch nur Risse, Scherbenbildung und Muffenversätze übernommen. Die Schadensfläche in NEIMO wird in mm² angegeben und wird anteilig auf die Haltungssektoren A, B, C und D verteilt. Wichtig an dieser Stelle ist zu erwähnen, dass die Angabe der Schadensfläche, die Summe aller auftretenden Schäden in einer Haltung darstellt.

Muffenversätze werden durch Angabe einer Öffnungsweite (in mm) definiert und sind über den gesamten Haltungsumfang aktiv. Wird ein Muffenversatz angegeben, nimmt NEIMO an, dass jede Muffe in der Haltung Undichtigkeiten aufweist und die angegebene Öffnungsweite besitzt. Hier ist Vorsicht geboten. Wurde daher in der Kanalschadensdatenbank ein Wert für die Öffnungsweite einer Muffe angegeben, wurde dieser durch die Anzahl der Rohre (Materialspezifische Länge, für ein Betonrohr ist die Standardlänge 1 m) dividiert und der Haltung im cctv.csv zu gewiesen.

Kalibrierung der Exfiltration

Die internationale Literatur spiegelt eine große Bandbreite der Exfiltrationsmengen, die an realen Kanaldefekten abgeschätzt wurden, wider. Sehr geringe Exfiltrationsraten werden mit 0,2 l/s/km anhand statistischer Analysen angegeben (Härig 1991). Untersuchungen an Einzelschäden kamen auf Werte von 0,3-2,0 l/s/km (Vollertsen & Hitved-Jacobsen 2003; Blackwood et al. 2005). Dies zeigt, dass die Ermittlung exakter Exfiltrationsraten sehr schwierig ist. Zur Validierung des NEIMO Modells und zur Abschätzung plausibler Werte für die physikalischen Randbedingungen, wurde ein kleinkalig-Modell zur Kalibrierung der relevanten Parameter (Mächtigkeit und hydraulische Leitfähigkeit der

Kolmationsschicht) erstellt. Als Datensätze für die Kalibrierung wurden Durchflussmessungen und Zeitreihen der Exfiltration aufgenommen am Versuchsstand Kehler Straße. Das Modell bestand aus drei Haltungen, die aufeinander folgten (Abbildung 7.7). An den zwei oberstromig gelegenen Haltungen sind jeweils zwei Haushalte angeschlossen, die je 75 m³ Abwasser pro Tag einleiten. In der Summe entspricht das 300 m³/d und damit der Menge, die im Abwasserkanal der Kehler Straße gemessen wurde. In die abstromige Haltung wurde ein Schaden mit der Fläche von 120 cm² in den Sohlbereich (Sektor A) eingebracht. Der Schaden entspricht damit etwa der Größe und der Lage der künstlichen Leckage an der Teststrecke.

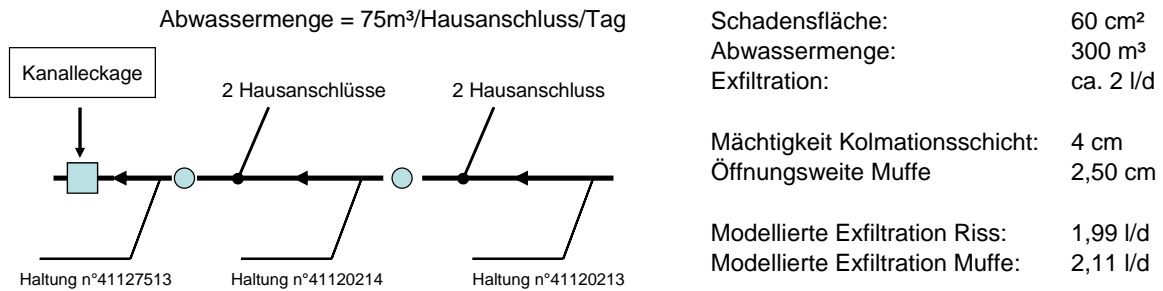


Abbildung 7.7: Struktur des NEIMO Modells zur Kalibrierung der relevanten Parameter.

Auf der Grundlage der verfügbaren gemessenen Daten konnte die Größenordnung der k_f -Werte der Kolmationsschicht für Risse abgeschätzt werden. Die ermittelten Werte die aus der Parameterstudie und den Kalibrierläufen hervorgehen sind in Tabelle 7.11 dargestellt.

Tabelle 7.11: Parameter zur Berechnung der Exfiltration.

Parameter	Einheit	Standardeinstellung	Kalibrierung
Mannings N	[-]	0,13	unverändert
k_f -Wert Riss	[m/s]	2,30E-05	5,00E-05
k_f -Wert Muffe	[m/s]	3,50E-05	1,00E-05

Das DeltaL beschreibt die Mächtigkeit der Kolmationsschicht und muss für jeden Sektor bestimmt werden. Es wurde angenommen, dass die Kolmation im Sohlbereich so mächtig wie die Rohrwandung ist und wurde damit auf 2 cm gesetzt. Diese Mächtigkeit korrespondiert mit den durch die in-situ Probenahme ermittelten Werten von 4,0 cm (siehe Kap. 5). Für die die Abschätzung der Kolmation in den Sektoren B, C und D sind valide Daten nicht verfügbar. Die Existenz und das Wachstum der Kolmationsschicht ist entscheidend von der Nährstoffversorgung abhängig (Baveye et al. 1998) und daher in den oberen Bereichen einer Haltung gering oder gar nicht ausgebildet. Die Werte für diesen Bereich wurden daher abgeschätzt und zwar mit deutlich geringerer Mächtigkeit.

Aufgrund der Lage und der Geometrie der künstlichen Leckage in der Kehler Straße, konnten die gemessenen Werte auch dazu verwendet werden, die modelltechnischen k_f -Werte für Muffenversätze zu ermitteln. Da Muffen jedoch über den gesamten Querschnitt aktiv sind, wird hier nur ein k_f -Wert angegeben und keine lagenabhängige Mächtigkeit.

Die Standardeinstellung von NEIMO für die k_f -Werte von Rissen sind um den Faktor 2 höher, für die Muffenversätze um den Faktor 6, im Vergleich zu den durch die Kalibrierung ermittelten k_f -Werte. Unter Verwendung der Standardeinstellungen würde es daher zu einer deutlichen Überschätzung der Exfiltrationsmengen kommen. Anzumerken ist, dass die k_f -Werte der Kolmationsschicht in allen Sektoren gleich angenommen wird, die Mächtigkeit jedoch von der partikulären Fracht, der Nährstoffversorgung und den Flutungsereignissen im Kanal abhängt.

Infiltration

Die Berechnung der Infiltrationsmengen basiert auf einem wesentlich einfacheren Ansatz im Vergleich zur Exfiltration, da eine Kolmationsschicht in Bereich der Leckage nicht berücksichtigt wird. Entscheidende Berechnungsgrößen sind der hydrostatische Druck, die Schadensfläche, die hydraulische Leitfähigkeit des umgebenden Materials sowie die Mächtigkeit einer fiktiven Schicht um die Schadensfläche. Der hydrostatische Druck, der auf einen Kanaldefekt wirkt, entstammt der dbg.csv Datei, in der die Überstauhöhe der Haltungen eingetragen sind. Die Schadensfläche stammt aus den Kanalzustandsbefahrungen und ist in der cctv.csv abgespeichert. Die Art des umgebenden Materials und die dazugehörigen k_f -Werte stammen aus der quartärgeologischen Karte und werden vom Anwender direkt eingegeben. Der Parameter, der mit der größten Unsicherheit behaftet ist, ist die Mächtigkeit der umgebenden Schicht, als DeltaL ausgedrückt, in der sich erhöhte Fließgeschwindigkeiten einstellen. In dieser Schicht wird angenommen, dass der hydraulische Druck abnimmt und in Richtung des Lecks sich auf Null reduziert. Je geringer die Mächtigkeit dieser Schicht gewählt wird, umso größer werden die Infiltrationsmengen. In Tabelle 7.12 sind die Standardeinstellungen, die im NEIMO Modell vorgegeben und die Größenordnungen, wie sie für die Abbildung des gesamten Stadtgebiets verwendet wurden aufgelistet.

Tabelle 7.12: Standardeinstellungen und abgeschätzte Parameter zu Berechnung der Infiltration.

Parameter	Einheit	Standardeinstellung	Angepasst
DeltaL	[m]	0,10	2,00
Hydraul. Leitfähigkeit			
Ton	[m/s]	0,0001	0,0001
Sand	[m/s]	0,0002	0,0002
Unbekannt	[m/s]	0,00015	0,00015

Eine Kalibrierung nach der eigentlichen Vorgehensweise konnte nicht durchgeführt werden. Anhand der Fremdwassermenge, die auf der Verbandskläranlage Rastatt aufgenommen wird, konnte eine grobe Abschätzung des Parameters vorgenommen werden. Allerdings liegen große Teile des Einzugsgebiets der Kläranlage in Bereichen mit relativ hohen Grundwasserständen (z.B. Plittersdorf). Auf der Kläranlage kann nicht differenziert werden, aus welchem Bereich das Fremdwasser stammt. Deshalb gibt der ermittelte Wert nur eine Anhaltsgröße. Aufgrund der Uneindeutigkeit bleibt unklar, ob sich Fehler in der Schadensgröße oder aber in der überschlägigen Abschätzung des DeltaL finden. Bei genauerer Bewertung der Infiltration wird daher empfohlen, Nachtabflussmessungen in kleineren Einzugsgebieten durchzuführen, um damit eine stabilere Aussage über die Kalibrierung zu treffen.

Definition charakteristischer Abflüsse

Da auch NEIMO ein vereinfachtes Modell darstellt, wird die Exfiltration nicht für jeden Tag im Modellierungszeitraum berechnet. Es werden repräsentative Tage hinsichtlich der Niederschlagsmenge und der daraus resultierenden Abwassermenge vom Anwender definiert. Insgesamt werden daher vier charakteristische Abflusstage definiert: Trockenwetterabfluss (*dry weather flow*), Abfluss nach einem durchschnittlichen (*medium weather flow*) und einem starken Niederschlagsereignis (*high weather flow*) und Niederschläge die eine Flutung der Kanalisation zur Folge haben (*storm weather flow*). Die Definition der Ereignistage erfolgt durch den Anwender, wobei der Trockenwetterabfluss als Referenz herangezogen wird. Zur Repräsentierung der jeweiligen Abflussbedingungen wird die Trockenwetterabflussmenge multipliziert.

Als Trockenwetterabfluss wurden all die Abflüsse deklariert, die sich bis zu Niederschlagshöhen kleiner 1 mm einstellen (Abbildung 7.8). Diese Obergrenze wurde definiert um der Rauigkeit der Oberflächen Rechnung zu tragen. Es wird daher angenommen, dass sich Oberflächenabfluss erst ab einer Niederschlag >1 mm/d einstellt. Der Vergleich der Abflussmuster zeigte, dass der Abfluss bei einem Niederschlag von 1 mm/d ca. das 1,1 fache des eigentlichen Trockenwetterabflusses einnimmt. Die mittlere Abflussmenge wurde auf Basis der Klimadaten von 1972 vorgenommen. Es wurde angenommen, dass sich bei Niederschlägen von 1-4 mm/d mittlere Abflussmengen einstellen. Bezogen auf den Trockenwetterabfluss ergibt das einen Multiplikationsfaktor von 3,8. Hohe Abfluss-

mengen stellen die Reaktion auf Niederschlagshöhen von 4-12 mm dar, die den 11-fachen Trockenwetterabfluss darstellen. Abflüsse, die sich aufgrund von Niederschlägen >12 mm/d einstellen, werden als Flutungsabflüsse deklariert. Das NEIMO Modell ermittelt zu diesem Zweck intern einen Faktor, mit der Trockenwetterabfluss multipliziert wird.

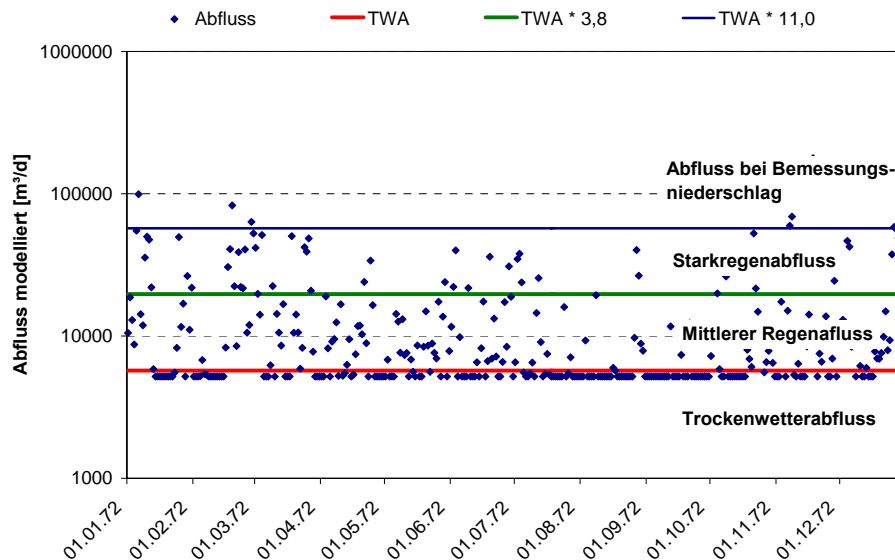


Abbildung 7.8: Definition charakteristischer Abflusstage zur Implementierung der NEIMO Berechnungen in das DSS

7.3 POSI und SLeakI

Für die Modellierung der Wasser- und Stofftransportprozess in der ungesättigten Zone, wurden Datensätze zur Beschreibung der Bodenprofile von Rastatt akquiriert, aufbereitet und in die Modelle implementiert. Tabelle 7.13. Die Mächtigkeit der ungesättigten Zone ist abhängig von der Topographie und dem Grundwasserstand. Mittels einer Verschnittoperation des digitalen Höhenmodells und dem langjährigen mittleren Grundwasserstand vom 20.10.1986 wurde die Mächtigkeit des Sickertraumes ermittelt. Diese Angaben galten jedoch nur für die Versickerung unterhalb von Freiflächen (POSI Ansatz). SLeakI berücksichtigt nur den Raum zwischen Kanalsole und der Grundwasseroberfläche. Zum diesem Zweck wurden die Schwerpunkte aller Haltungen in einer Nachbarschaft. Der Mittelwert stand dann repräsentativ für die Sickerstrecke in einer Nachbarschaft.

Tabelle 7.13: Datensätze zur Beschreibung der ungesättigten Zone: SLeakI und POSI

Datensatz	Datenquelle	Format	Zusatzinformationen
Bodenprofil	LGRB, Osswald 2002	Dig. Tabelle	
Topographie	Landesvermessungsamt	Dig. Höhenmodell	
Kanalhaltungen	Tiefbauamt Rastatt	Dig. Tabelle	
Grundwasserspiegel	LUBW	Dig. Tabelle	GW-Oberfläche wurde auf Basis der GW-Stände in den Messstellen interpoliert

7.4 Plausibilitätsprüfung der Eingangsparameter

Berechnete Abwassermengen

Um die gewählten Eingangsparameter einer Plausibilitätskontrolle zu unterziehen, wurde eine differenzierte Wasserbilanz für das Jahr 2003 erstellt. Für diesen Zeitraum lagen Datensätze des Klimas und des Abflusses, gemessen an der Verbandskläranlage Rastatt, vor. Die Zulaufmengen der Kläranlage stammten von insgesamt 69 317 Einwohnern im gesamten Einzugsgebiet. Da im Modellgebiet nur 36 152 Einwohner berücksichtigt wurden, wurden die Zulaufmengen für die entsprechende Einwohnerzahl proportional berechnet.

Die in Abbildung 7.9 gemessenen und modellierten Abwassermengen zeigen insbesondere während des Trockenwetterabfluss in den Sommermonaten eine gute Übereinstimmung. Der saisonale Effekt von Grundwasserspiegelschwankungen im Einzugsgebiet zeigt sich bei den Zulaufmengen der Kläranlage in den Monaten Januar bis März mit einer signifikant erhöhten Grundlast. Die höher Grundlast entsteht durch Grundwasserinfiltration. Da UVQ mit einem statischen Grundwasserspiegel rechnet, können instationäre Zustände nicht abgebildet werden. Niederschlagsereignisse (in schwarz dargestellt) führen im Einzugsgebiet zu Spitzenabflüssen. Die gemessenen Zulaufmengen auf der Kläranlage korrelierten mit den modellierten Abflussspitzen, die jedoch teilweise signifikant höher ausfallen. In Rastatt sind insgesamt 13 Regenüberlaufbecken zur Entlastung in das Kanalnetz integriert. Niederschlagsabflussspitzen fallen dadurch geringer aus. Mit UVQ ist eine hydrodynamische Berechnung, die eine Entlastung berücksichtigt, nicht möglich. Als weiterer Punkt kann die inhomogene Niederschlagsverteilung im Einzugsgebiet als Ursache für die teilweise deutlichen Differenzen genannt werden. Die Niederschlagsmengen unterscheiden sich in Ost-West-Richtung deutlich. Im UVQ Modell wird jedoch ein einheitlicher Wert für das gesamte Stadtgebiet angenommen.

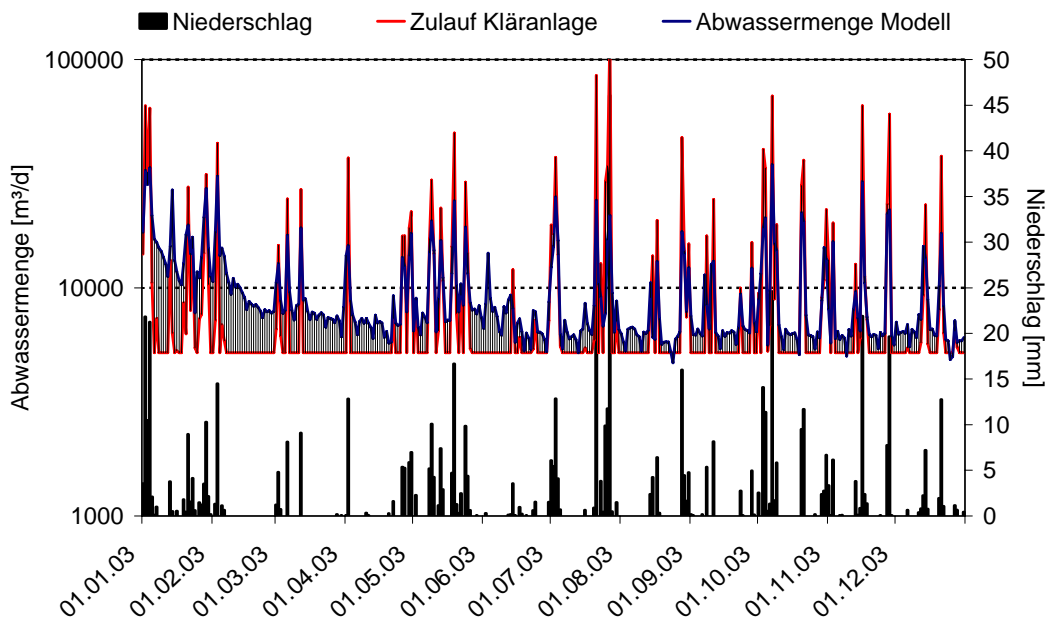


Abbildung 7.9: Gemessene und modellierte Abwassermengen für das Stadtgebiet Rastatt.

Aus dem Vergleich von modellierten und gemessenen Abwassermengen, geht hervor, dass die verwendeten Wasserverbrauchsmengen (privater und industrieller Verbrauch), sowie die Verteilung der abflusswirksamen Flächen und der unversiegelten Flächen einen Abfluss generieren, der eine ausreichende Näherung des gemessenen Abflusses darstellt.

Wasserbilanz für das Jahr 2003

Wasserbilanz für das Jahr 2003 wird maßgeblich durch die geringe Niederschlagsmenge und den trockenen Sommer beeinflusst. Mit nur 654 mm/a liegt die Niederschlagshöhe deutlich unter dem Mittel von 976 mm/a für die Jahre 1992-2002 (gemessen am Lysimeter in Raumental). 54 % des Niederschlags verlassen das Modellgebiet durch Verdunstung. Davon verdunsten 7 % von versiegelten Oberflächen, 47 % durch die Vegetation.

Vom Oberflächenabfluss versiegelter Flächen gelangen von 277 mm/a 76 % in die Kanalisation. 14 % der Flächen sind nicht an ein Drainagesystem angeschlossen, so dass dieser Oberflächenabfluss in den durchlässigen Bodenkörper eintritt. Von den Oberflächenabflüssen gelangen 30 % in die Regenwasserkanalisation und 68 % in die Mischkanalisation. Die Oberflächenabflüsse tragen mit 54 % zum Gesamtabfluss bei. Von 201 mm/a der Trinkwasserversorgung werden 88 % innerhäuslich verwendet. Die Netzverluste betragen 10 % des in das Modellgebiet eingebrachten Trinkwassers und für die Gartenbewässerung werden 2 % des Trinkwassers verwendet. Nach Verwendung im Haus treten die Schmutzwässer in die Kanalisation ein und tragen mit 178 mm/a oder 46 % zum Gesamtabfluss bei.

Die Grundwasserinfiltration trägt mit 1,2 % zum Mischwasserabfluss bei. Die Austrittsmengen aus dem defekten Abwassersystem belaufen sich mit 1,5 mm/a auf 0,2 % des Mischwasserabflusses.

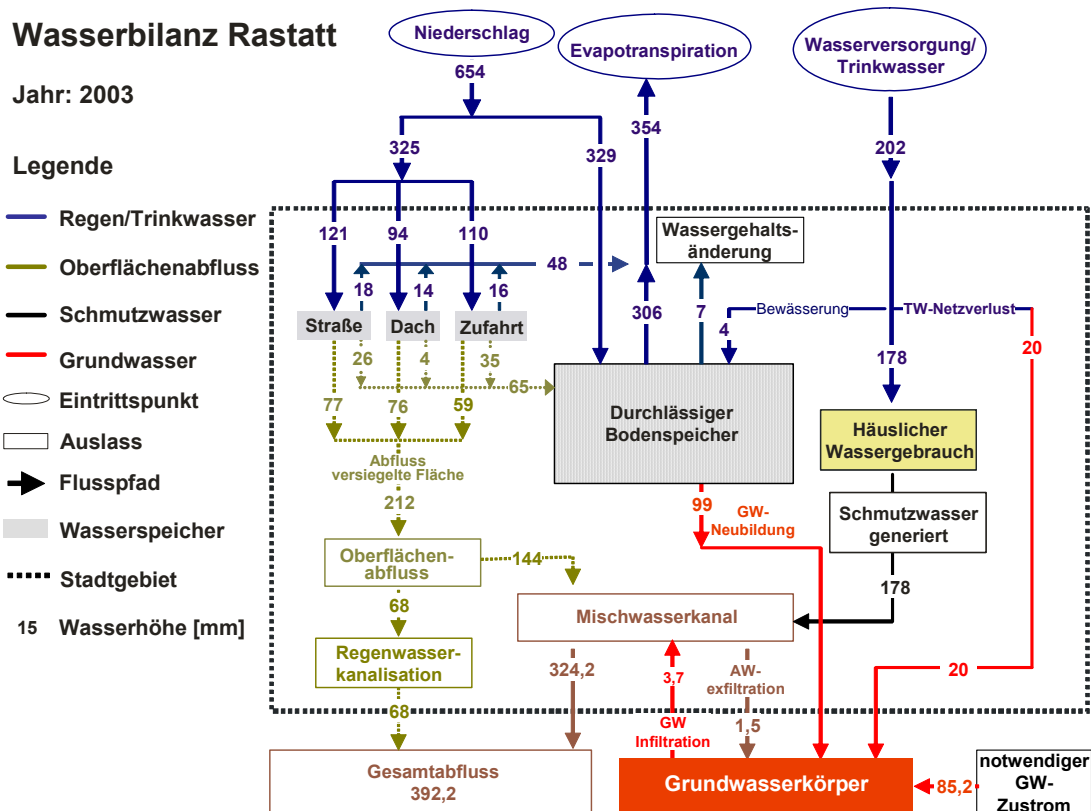


Abbildung 7.10: Differenzierte Wasserbilanz für das Jahr 2003.

Die wesentlichen Wasserflüsse im Einzugsgebiet finden im durchlässigen Bodenspeicher statt. Hier treten die größten Mengen durch Niederschlag, Trinkwassernetzverluste in den Bodenspeicher ein. Die effektive Grundwasserneubildung lag nach den Berechnungen bei 99 mm/a. Zum Ausgleich der Bilanz: Entnahme = Neubildung müssen in das Modellgebiet 85,2 mm/a von lateral mit dem Grundwasserstrom zufließen.

Bewertung der modellierten Stoffflüsse in die ungesättigte Zone und das Grundwasser

Für die abschließende Bewertung der Stoffflüsse in die ungesättigte Zone und das Grundwasser konnten die Ergebnisse des POSI- und des SLeakI-Modells nicht berücksichtigt werden. Die Integration der Berechnungsansätze in die Modellkette konnte im Rahmen des AISUWRS Projektes zwar durchgeführt werden, allerdings lagen die Ergebnisse weit außerhalb von plausiblen Werten. Aus den Modellen ging weiterhin nicht hervor, wie die Transformationsprozesse von z.B. Stickstoff durchgeführt wurden. Während das UVQ Modell den Gesamt-Stickstoff modelliert unterscheidet POSI und SLeakI zwischen Ammonium und Nitrat.

Die Abbildung der Stoffströme basieren auf den konservativ abgebildeten Stoffen Bor, Chlorid und Zink. Die Modelle der ungesättigten Zone gehen von stationären Verhältnissen aus. Daraus folgt, dass die gesamte Stofffracht, die in die ungesättigte Zone eintritt, diese auch wieder verlässt. Die Eintrittspunkte sind gegeben durch:

- Trinkwassernetzverluste.
- Exfiltration durch defekte Abwassersysteme.
- Sickerwasser von unbefestigten Flächen (Gartenfläche und öffentliche Freiflächen).
- Sickerwasser, das durch Infiltrationsmaßnahmen in die ungesättigte Zone eintritt

Die Wasser- und Stofffrachten dieser Kompartimente werden von den ersten beiden Modellansätzen der Modellkette UVQ und NEIMO berechnet. Für die Auswertung der Modellrechnungen wurde daher allein auf die Ergebnisse dieser beiden Berechnungsansätze zurückgegriffen und räumlich differenziert bewertet.

7.5 Wasser- und Stoffflüsse im urbanen Raum Rastatt

7.5.1 Baseline-Szenario

Das Jahr 2003 war ausgesprochen trocken und heiß, so dass diese Klimadaten als nicht repräsentativ bewertet wurden. Grundlage der Modellierung des Baseline-Szenarios stellt die Klimazeitreihe für das Jahr 1972 dar. Dieses Jahr charakterisiert das langjährige Mittel hinsichtlich der Grundwasserneubildungsrate.

Wasserbilanz

In der Wasserbilanz des Baseline-Szenarios (Abbildung 7.11) fällt eine deutlich höhere Niederschlagsmenge, die um 33 % höher ist im Vergleich zum Jahr 2003. 50 % des Gesamtniederschlags von 1091 mm/a fällt auf befestigte Fläche, die restlichen 50 % auf den unbefestigten Bodenkörper. Durch die Evaporation verlassen 352 mm/a das Modellgebiet. 78 % stammen dabei von der Vegetation und 22 % verdunsten von versiegelten Oberflächen. Da nicht jede versiegelte Fläche an die Kanalisation angeschlossen ist, gelangen 24 % des gesamten Oberflächenabfluss von 466 mm/a in den durchlässigen Bodenkörper und 76 % treten in das Drainagesystem ein. Von 355 mm/a Abfluss werden 32 % in der Regenkanalisation und 68 % in der Mischwasserkanalisation abgeleitet. Damit tragen die Oberflächenabflüsse mit 66 % zum Gesamtabfluss von 536,2 mm/a bei.

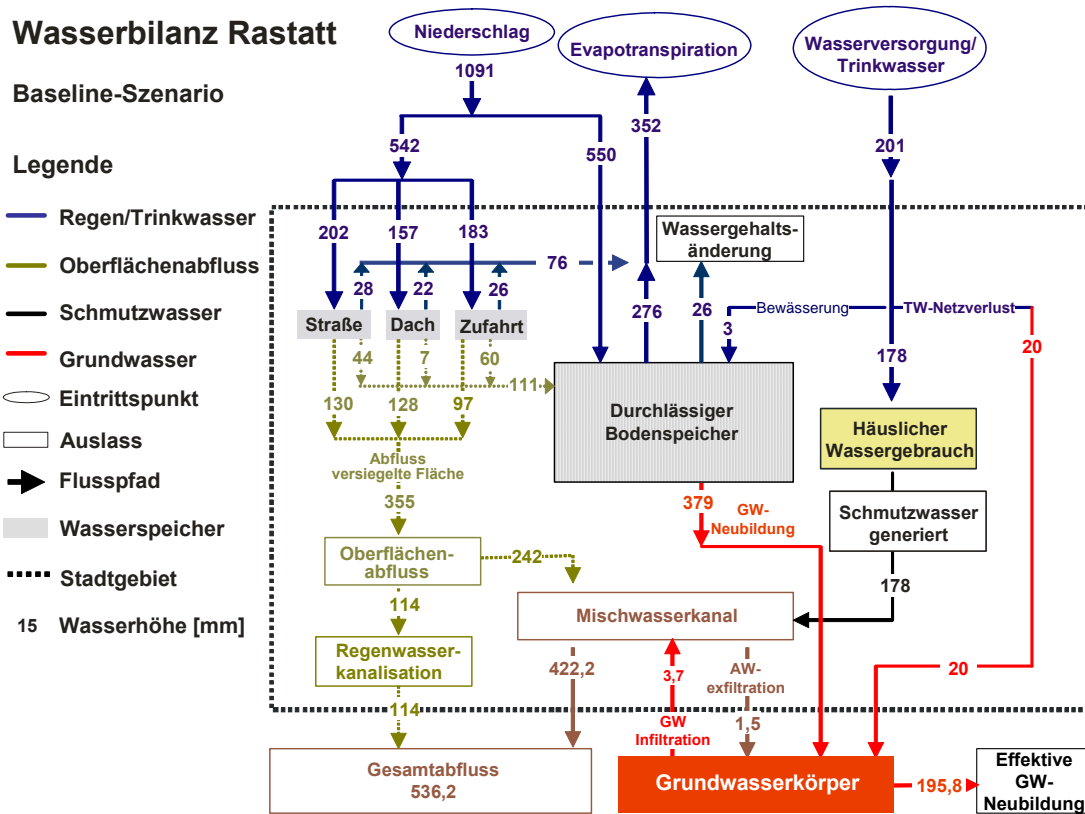


Abbildung 7.11: Differenzierte Wasserbilanz für ein charakteristisches Jahr in Rastatt (Baseline-Szenario)

Die Trinkwasserversorgung bleibt von der stark veränderten klimatischen Bedingung annähernd unbeeinflusst. 201 mm/a werden als Trinkwasser in das Modellgebiet importiert. Davon werden 1,5 % für die Gartenbewässerung aufgewendet und 10 % sickern als Trinkwassernetzverluste direkt dem Grundwasser zu. Für die innerhäusliche Wasserversorgung werden die restlichen 88,5 % aufgewendet. Das innerhäuslich gebrauchte Trinkwasser tritt zu 100 % in die Schmutzwasserkanalisation ein und trägt mit 178 mm/a zu 42 % zum Mischwasserabfluss bzw. zu 22 % zum Gesamtabfluss bei.

Die Bilanzierung des durchlässigen Bodenspeichers ergibt eine Grundwasserneubildungsrate von 379 mm/a und liegt damit im Vergleich zum Jahr 2003 um den Faktor 2,6 höher. Bei Betrachtung der importierten Wassermengen für Trinkwasser und der Grundwasserneubildung, ergibt sich dadurch eine positive Bilanz von 195,8 mm/a. Die Grundwasserinfiltration mit 3,7 mm/a um den Faktor 2,5 größer als die Exfiltration von 1,5 mm/a. Die Infiltration beträgt 0,9 % des Gesamtabflusses. Vom Mischwasserabfluss exfiltrieren 0,2 % in die ungesättigte Zone bzw. in das Grundwasser.

Grundwasserneubildung (Übersichtskarte)

In Abbildung 7.12 ist die räumliche Verteilung der Grundwasserneubildung dargestellt. Die Bandbreite reicht von 111 mm/a bis 535 mm/a. Die geringsten Neubildungsraten treten in den Nachbarschaften mit hohen Versiegelungsgraden auf, insbesondere im Stadtzentrum und im Industriegebiet im östlichen Teil der Stadt gelegen. Für Nachbarschaften mit geringen Versiegelungsgraden werden hohe Grundwasserneubildungsraten berechnet, die annähernd Werte einer natürlichen Neubildung erreichen. In Rauental, der östlichsten Nachbarschaft, liegt die Neubildungsrate beispielsweise bei 637 mm/a (gemessen am Lysimeter Rauental, siehe Abbildung 5.8). Für das Bahngelände, das als separate Nachbarschaft definiert wurde und einen Versiegelungsgrad von < 10 % aufweist, werden 535 mm/a berechnet. Für das gesamte Modellgebiet liegt die Grundwasserneubildungsrate bei rund 400 mm/a.

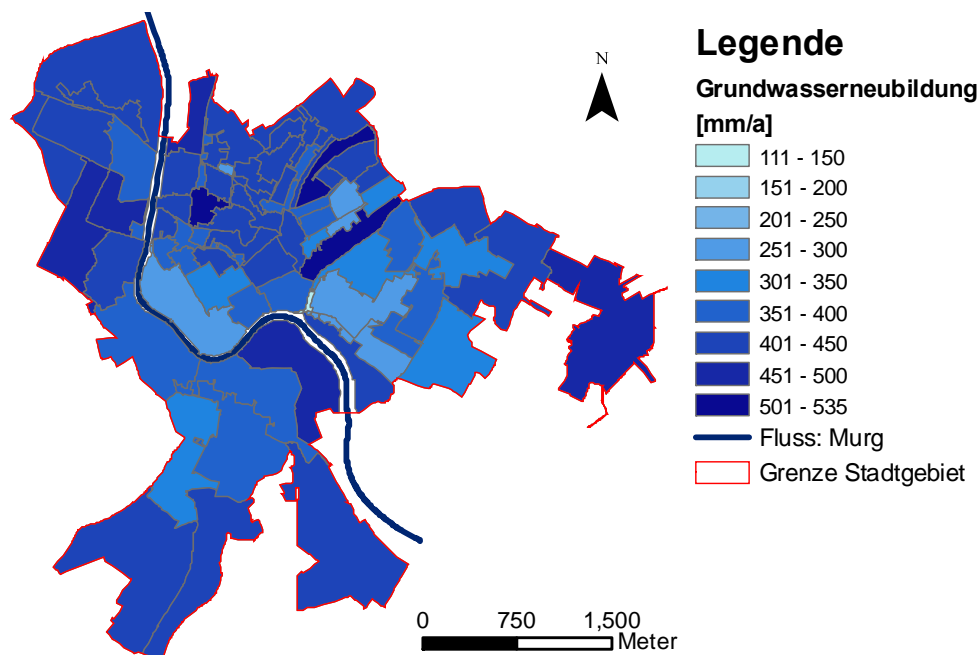


Abbildung 7.12: Berechnete Grundwasserneubildungsrate für den urbanen Raum Rastatt (Baseline-Szenario).

Ex- und Infiltrationsmengen unter Verwendung realer Schäden aus der Kanalschadensdatenbank Rastatt

In Tabelle 7.14 sind die berechneten Exfiltrationsmengen bezogen auf Tage mit einem charakteristischen Abfluss dargestellt. Als Trockenwetterabflüsse wurden die Tage definiert, an denen weniger als 0,61 mm/a Niederschlag gefallen ist. Aus modelltechnischen Gründen konnte kein Tag mit reinem Trockenwetterabfluss angegeben werden. Der Berechnungsalgorithmus benötigt einen Wert > 0. Andernfalls werden zu Beginn der Berechnungen Teilergebnisse mit dem Wert Null berechnet und das Programm bricht die weiteren Prozesse ab.

Während den Trockenwetterabflüssen treten die Exfiltrationsmengen zu 74 % durch Risse in der Haltung aus, während durch Lageversätze 24 % austreten. Mit zunehmender Abflussmenge steigt der Anteil der Exfiltration durch Lageversätze kontinuierlich und beträgt während Starkniederschlagsereignissen 42 %. Die Exfiltrationsraten belaufen sich bei Trockenwetterbedingungen auf 0,22 m³/km/d.

Bei Niederschlagsereignissen können diese auf mehr als das Doppelte auf $0,47 \text{ m}^3/\text{km}$ ansteigen. Diese Betrachtung bezieht sich jedoch auf das gesamte Netz, so dass am Einzelschaden bedeutend mehr Abwasser austreten kann.

Tabelle 7.14: Exfiltrationsmengen für charakteristische Abflusstage (Baseline-Szenario)

Charakteristischer Abfluss	Niederschlag	Abflussmenge pro Tag	Exfiltrationsmenge	Anteil Exfiltration Riss	Anteil Exfiltration Lageversatz	Länge AW-Netz	Exfiltration
	[mm/a]	[m ³]	[m ³ /d]	[%]	[%]	[km]	[m ³ /km/d]
TWA	0,61	5636	30,63	74	26	136,98	0,22
MA	6,10	10872	45,61	63	37	136,98	0,33
RWA	11,16	15572	58,68	58	41	136,98	0,47
SA	18,24	22926	64,59	57	42	136,98	0,74

Mit: TWA = Trockenwetterabfluss, MA = Mittlere Abfluss bei geringen Niederschlagsmengen, RWA = Regenwetterabfluss, SA = Abfluss bei Starkniederschlägen.

Abbildung 7.13 zeigt an welchen Haltungen Ex- und Infiltration stattfindet. Insbesondere die Haltungen nördlich des Stadtkerns weisen eine hohe Anzahl größerer Defekte auf, an denen es zum Austritt von Abwasser in die ungesättigte Zone kommt. Höchste Exfiltrationsmengen erreichen in diesem Gebiet haltungsbezogen $2\ 320 \text{ m}^3/\text{a}$.

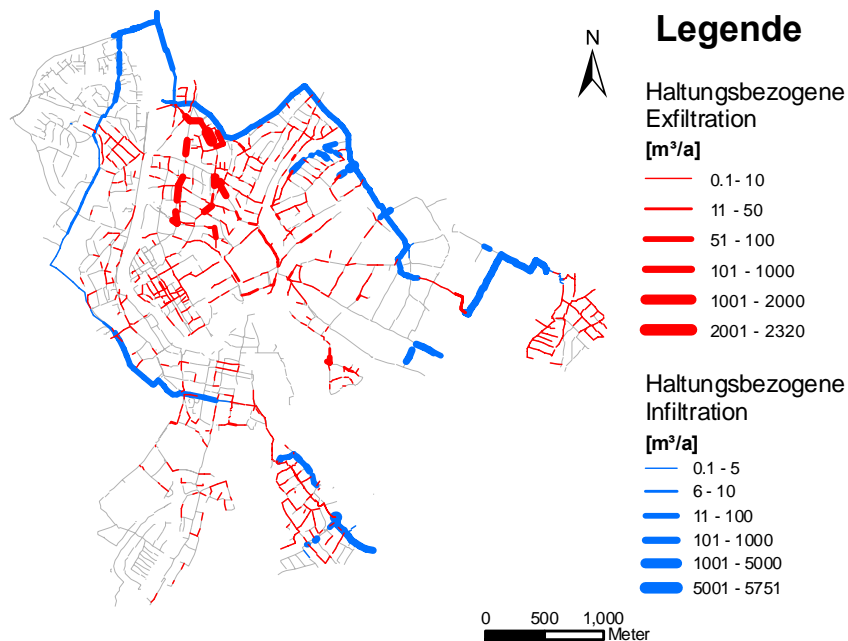


Abbildung 7.13: Haltungsbezogene Ex- und Infiltrationsmengen für das Kanalisationsnetz in Rastatt. Berechnungen auf Basis der Kamerazustandsbefahrungen.

Im Stadtkern treten ebenfalls gehäuft Haltungen mit Defekten auf, an denen sich Austrittsmengen zwischen 20 und $200 \text{ m}^3/\text{a}$ einstellen. Bei der Betrachtung des gesamten Stadtgebiets zeigen sich vereinzelt weitere Haltungen, an denen zwischen 2 und $100 \text{ m}^3/\text{a}$ austreten. Für Haltungsabschnitte in den nordwestlichen Stadtteilen (Rheinau, Rheinau-Nord) werden nur für drei Haltungsabschnitte Exfiltrationsmengen von $< 20 \text{ m}^3/\text{a}$ berechnet.

Grundwassereintritt findet hauptsächlich an den großen Verbandssammlern die am nördlichen und südlichen Stadtrand verlaufen statt. Diese Kanalisationsabschnitte haben Nennweiten von bis zu DN 2000 und liegen unterhalb des Grundwasserspiegels bzw. im Schwankungsbereich. Teile der Niederbühler Kanalisation, im südöstlichsten Bereich des Stadtgebiets befinden sich ebenfalls mehrere

Haltungsabschnitte unterhalb des Grundwasserspiegels. Hier treten Mengen von 275 m³/a in die Kanalisation ein.

Stoffeintrag in die ungesättigte Zone und das Grundwasser

Für den Parameter **Bor** zeichnet sich ein weitgehend einheitliches Bild über das Stadtgebiet ab (Abbildung 7.14). In 64 der 74 Nachbarschaften liegen die Borfrachten zwischen 0 - 140 mg/m²/a. In sechs Nachbarschaften treten höhere Werte auf, die bis 3 703 mg/m²/a erreichen. Spitzenwerte von 20 686 mg/m²/a Bor werden in vier von 74 Nachbarschaften in den Untergrund eingebracht. Die Haupteintragsquelle des Bors befindet sich in den Haushalten, so dass die hohen Werte auf die Abwasserexfiltration zurückzuführen sind. Wie in Abbildung 7.13 veranschaulicht wird, treten in diesen Nachbarschaften gehäuft Haltungsabschnitte auf, an denen hohe Abwassermengen austreten.

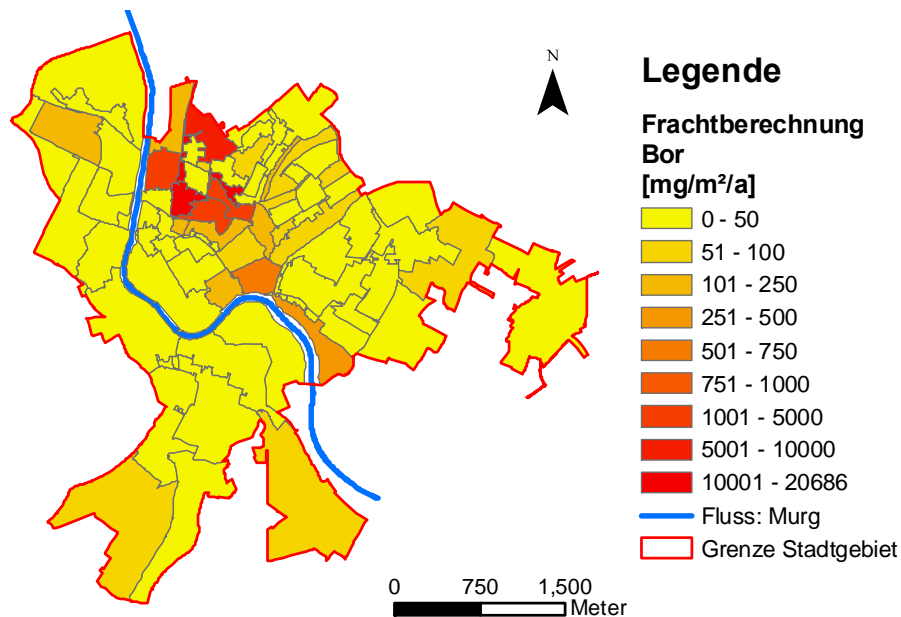


Abbildung 7.14: Borfrachten, die in die ungesättigte Zone und das Grundwasser gelangen.

Die Hauptmenge des **Chlorids** im urbanen Wasserkreislauf stammt aus den Haushalten und den Straßenabläufen. Das spiegelt sich in der räumlichen Frachtverteilung wider (Abbildung 7.15). Höchste Frachten liegen bei 31,9 g/m²/a und treten in den Nachbarschaften mit hohen Bevölkerungsdichten auf. Für Stadtteile mit geringer Bevölkerungsdichte, wie z. B. im Industriegebiet im Osten der Stadt werden nur 5 – 10 g/m²/a berechnet. In Nachbarschaften, die wesentlich aus unbefestigten Flächen bestehen, treten die geringsten Chloridfrachten mit 1,6 -2,5 g/m²/a in den Untergrund ein. Das gilt für das Bahngelände im nordöstlichen Stadtgebiet, für die Parkanlagen im Stadtzentrum und für eine Parkanlage im Norden des Stadtgebiets.

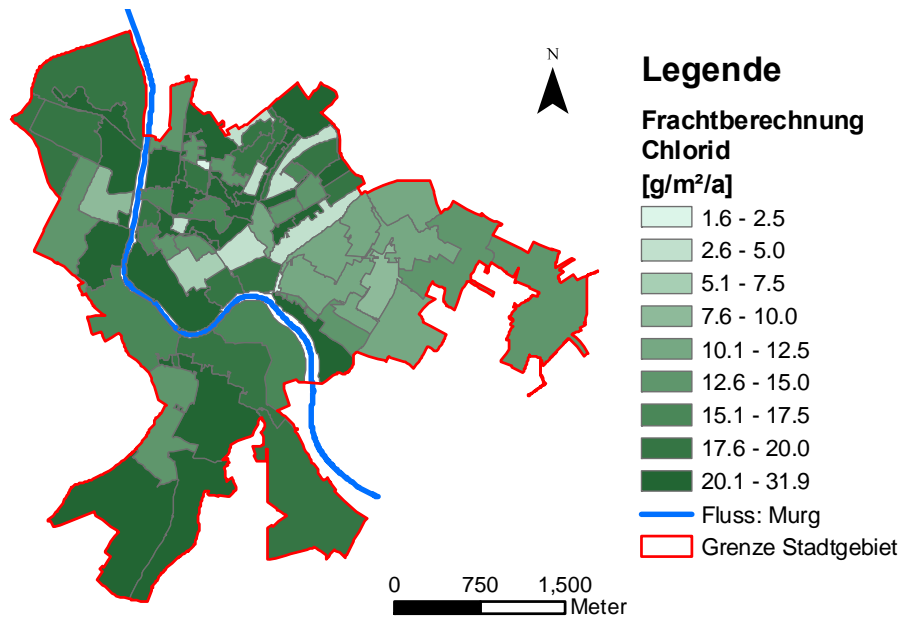


Abbildung 7.15: Chloridfrachten, die in die ungesättigte Zone und das Grundwasser gelangen.

Die räumliche Verteilung der **Zinkfrachten** in Abbildung 7.16, zeigt, dass sich Zink analog zu Chlorid verhält. Zink wird hauptsächlich über die Hausanschlüsse in die Kanalisation und über die Straßenabläufe in die ungesättigte Zone eingebracht. Die geringsten Zinkfrachten von 7 - 10 mg/m²/a werden für die Nachbarschaften mit geringen Versiegelungsgraden berechnet. Diese können wesentlich den Straßenabläufen zugeordnet werden, da in diesem Bereich nur kurze Haltungsabschnitte verlaufen.

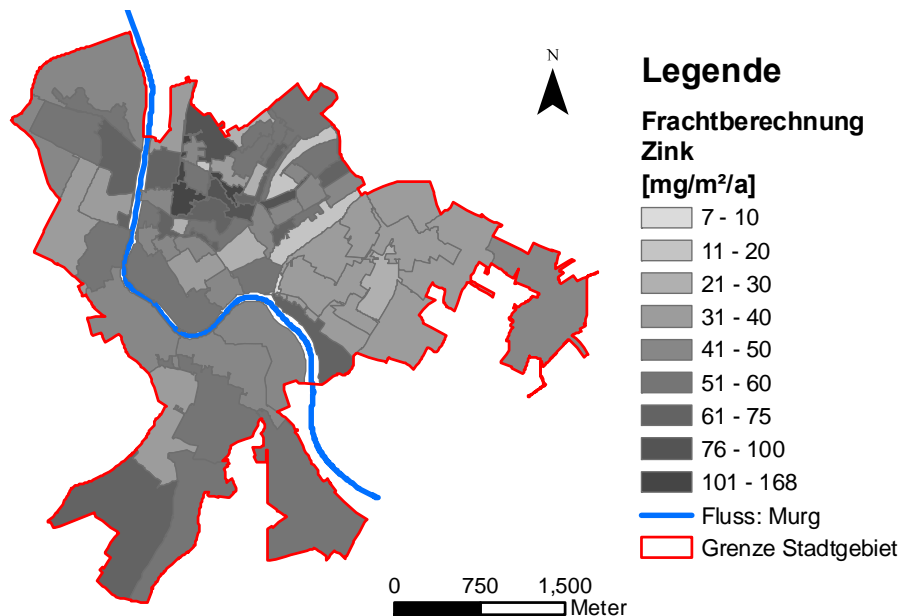


Abbildung 7.16: Zinkfrachten, die in die ungesättigte Zone und das Grundwasser gelangen

Im Industriegebiet im östlichen Teil der Stadt treten flächenbezogen niedrige Frachten von 20 - 40 mg/m²/a auf. Spitzenwerte von 168 mg/m²/a werden insbesondere für die Nachbarschaften im nördlich des Stadtkerns berechnet. In diesem Bereich stammen die Einträge hauptsächlich von den defekten Abwasserkanälen.

Netto - Stoffeintrag durch Kanaldefekte

Die differenzierte Beschreibung der Wasser- und Stofftransportpfade erlaubt eine Darstellung, wie viel Abwasser aus den Haltungen insgesamt austritt und wie sich die assoziierten Stofffrachten verhalten. In Tabelle 7.15 sind zunächst die haltungsbezogenen Stoffkonzentrationen im Sickerwasser den Grenzwertvorgaben der TVO gegenübergestellt.

Tabelle 7.15: Stoffkonzentrationen des Sickerwassers nach Austritt aus einem Kanaldefekt.

Parameter	Min. [mg/l]	Max [mg/l]	Mittelwert [mg/l]	StabAb [-]	Grenzwert TVO [mg/l]
Bor	0,06	1,84	0,78	0,38	1,00
Chlorid	13	259	111	51	250
Zink	0,18	2,92	1,32	0,61	5,00

Anhand der Bewertung der mittleren Stoffkonzentrationen kann weder für Bor noch für Chlorid oder Zink eine Grenzwertüberschreitung festgestellt werden. Die Maximalwerte zeigen jedoch, dass es auch zu Grenzwertüberschreitungen kommt insbesondere für die Parameter Bor und Chlorid. Für Zink werden grundsätzlich Werte unterhalb des Grenzwertes berechnet.

In Abbildung 7.17 sind die Austrittsmengen aus den Defekten der Kanalisation bezogen auf die jeweilige Nachbarschaft dargestellt. Dem gegenüber stehen die assoziierten Borfrachten.

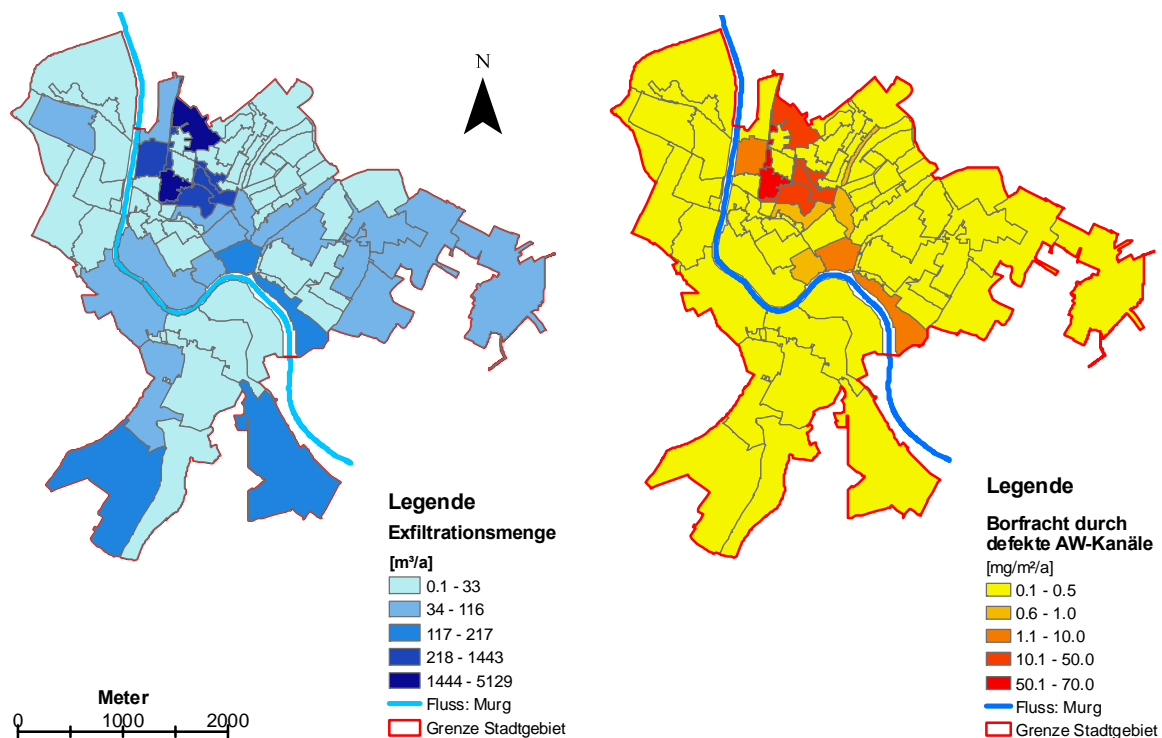


Abbildung 7.17: Links: Abwassermenge, die pro Nachbarschaft durch Kanaldefekte austritt. Rechts: Borfracht, die durch Kanaldefekte in die ungesättigte Zone bzw. das Grundwasser gelangt.

Die Austrittsmengen decken eine Bandbreite von 0,1 – 5 129 m³/a ab. Geringe Austrittsmengen werden für die im Norden des Stadtgebiets gelegenen Stadtteile (Rheinau und Rheinau Nord) und für die weiter östlich anschließenden Gebiete berechnet. Östlich des Münchfelds, im Süden des Stadtgebiets, treten ebenfalls nur untergeordnete Mengen an Abwasser aus der Kanalisation. Im Industriegebiet östlich des Stadtkerns und in Raental, der östlichste Stadtteil, treten Abwassermengen zwischen 30 und 116 m³/a aus. Die höchsten Austrittsmengen von 1 444 – 5 129 m³/a befinden sich nördlich des

Stadtkerns und korrelieren mit den Austrittsmengen die haltungsbezogen in Abbildung 7.13 dargestellt sind.

Für Bor zeichnet sich über weite Strecken ein einheitliches Bild ab. In 65 von 74 Nachbarschaften liegen die Stofffrachten unter $1 \text{ mg/m}^2/\text{a}$. In sieben von 74 Nachbarschaften, die sich nördlich und östlich des Stadtkerns befinden liegen die Borfrachten zwischen 1 und $50 \text{ mg/m}^2/\text{a}$. Für zwei Nachbarschaften, im nördlichen Teil des Stadtgebiets, werden Spitzenwerte für die Borfrachten von maximal $70 \text{ mg/m}^2/\text{a}$ berechnet.

Für die Parameter Chlorid und Zink zeichnet sich ein analoges Bild ab (Abbildung 7.18). Die Grundlast für Chlorid liegt bei $0,1 - 1,0 \text{ g/m}^2/\text{a}$. Die Spitzenwerte liegen bei $10,1 \text{ g/m}^2/\text{a}$. Für Zink sind die Stofffrachten in 65 Nachbarschaften $< 5,0 \text{ mg/m}^2/\text{a}$. Höchste Frachten werden mit $116,8 \text{ mg/m}^2/\text{a}$ berechnet.

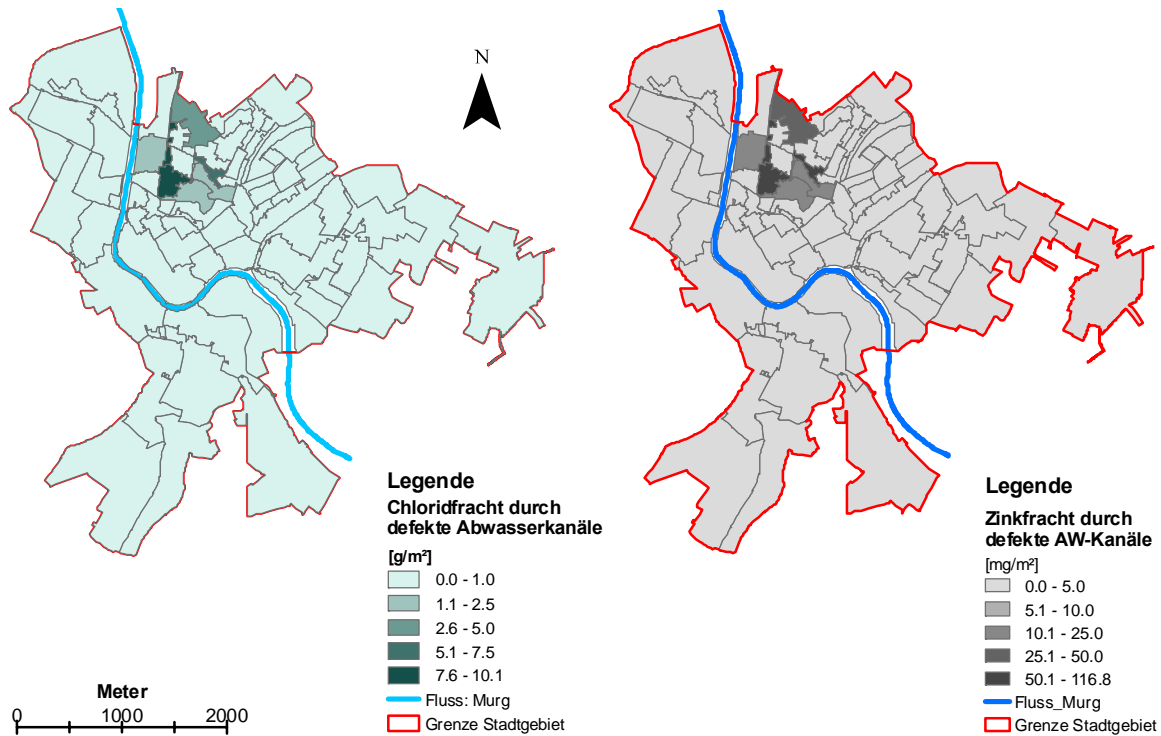


Abbildung 7.18: Links: Chloridfracht, die durch Kanaldefekte in die ungesättigte Zone bzw. das Grundwasser gelangt. Rechts: Borfracht, die durch Kanaldefekte in die ungesättigte Zone bzw. das Grundwasser gelangt.

7.5.2 Rehabilitations-Szenario

Ziel der Maßnahme

Wie in Kap. 3 und 4 aufgeführt, tragen abwasserbürtige Substanzen, die über die Schäden in der Kanalisation in die ungesättigte Zone und ins Grundwasser gelangen, maßgeblich zu einer Qualitätsbeeinträchtigung bei. Die Klassifizierung der Schäden nach einer Kanalzustandsbefahrung erfolgt nach ATV-M 143, wobei die Schadensklassen 1 und 2 (SK 1 und SK2) einer sofortigen bzw. kurzfristigen Rehabilitation zu unterziehen sind. Mit Hilfe der aufgebauten Modellkette kann eine schnelle Aussage getroffen werden, wie sich die Stoffreduktion im Stadtgebiet nach einer Rehabilitation verhält. Mit diesem Vorhaben wird der Sanierung vorgegriffen, da die Vorgehensweise budgetbedingt stufenweise erfolgt. Aus der Kanalschadensdatenbank gehen die jeweiligen Schadensklassen der registrierten Defekte hervor. Bei der Umsetzung des Rehabilitations-Szenarios wurden die Haltungen mit Schäden die der SK1 oder SK2 zugeordnet waren, aus dem Aufnahmeprotokoll gelöscht.

Wasserbilanz

In Abbildung 7.19 ist die Wasserbilanz des Rehabilitations-Szenarios dargestellt. Auf eine detaillierte Beschreibung wird an dieser Stelle verzichtet, da die wesentlichen Wasserhaushaltsgrößen unbeeinflusst bleiben und sich analog wie im Baseline-Szenario gestalten (siehe Abbildung 7.11). Die Exfiltrationsraten sind jedoch Vergleich zum Baseline-Szenario um 52 % geringer und wurden auf 0,7 mm/a gesenkt. Die Infiltrationsraten reduzierten sich um 92 % und nur noch 0,3 mm/a Grundwasser infiltriert in die kommunale Kanalisation.

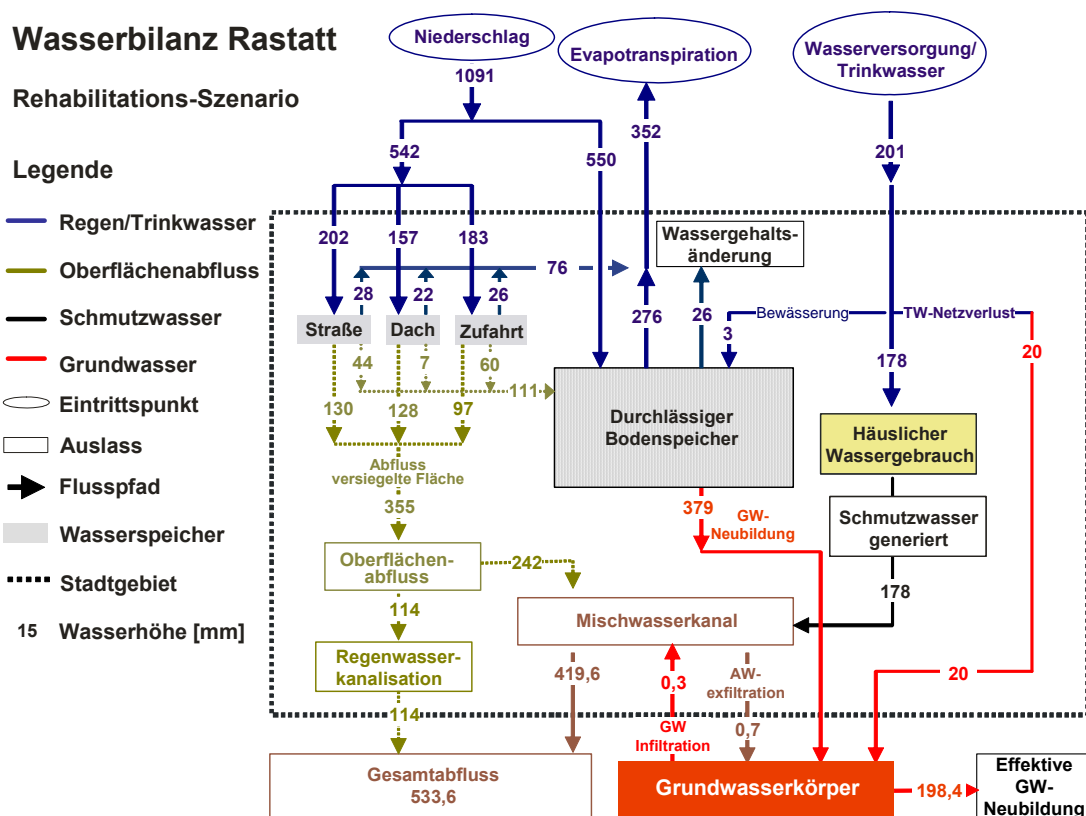


Abbildung 7.19: Differenzierte Wasserbilanz für Rastatt nach Sanierung der Schadensklassen SK1 und SK2.

Ex- und Infiltrationsmengen unter Verwendung realer Schäden aus der Kanalschadensdatenbank Rastatt

In Abbildung 7.20 sind die Ex- und Infiltrationsmengen des Kanalnetzes nach der Sanierung entsprechend den Vorgaben nach ATV-M 14.

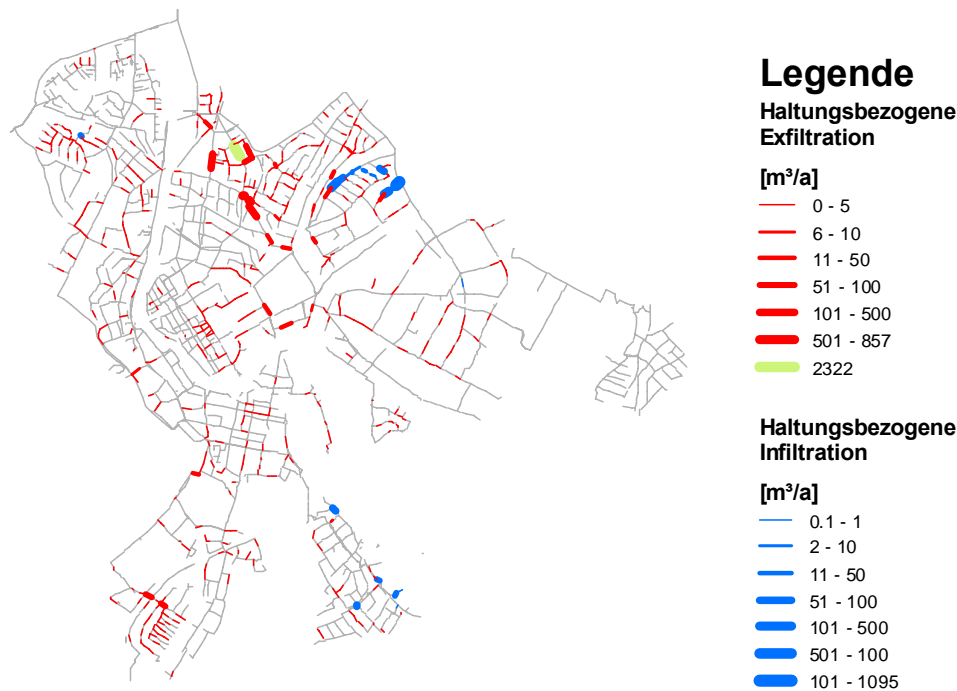


Abbildung 7.20: Ex- und Infiltrationsmenge in die Kanalisation von Rastatt nach der Sanierung der Schadensklassen 1 und 2.

Die Haltungen, an denen Exfiltrationsprozesse angreifen, sind über das gesamte Stadtgebiet verteilt. Insbesondere im östlichsten Teil des Stadtgebiets, in Rauental, kommen die Sanierungsmaßnahmen zum Tragen. Hier wurden alle Haltungsabschnitte saniert, so dass es in diesem Bereich zu keinem Abwasseraustritt kommt. Die Höchstwerte für die Exfiltration liegen auch nach der Sanierung bei 2 320 m³/a. Diese hohen Austrittsmengen treten jedoch nur an einer Haltung auf. Dieser Schaden wurde offensichtlich als nicht sanierungsbedürftig eingestuft. Im Bereich nördlich des Stadtkerns weisen, wie im Baseline-Szenario, viele Haltungen Defekte auf, die mit signifikanten Mengen zur Bilanz beitragen. Diese bewegen sich zwischen 100 – 500 m³/a. Im Münchfeld, im Süden des Stadtgebiets treten vermehrt Haltungsabschnitte auf, aus denen 6 bis maximal 50 m³/a exfiltrieren.

Weitaus größere Auswirkung hat die Rehabilitationsmaßnahme auf die Grundwasserinfiltration. Während im Baseline-Szenario noch höchste Infiltrationsmengen von 5751 m³/a berechnet wurden, erreichen diese nach der Sanierung nur noch 1 095 m³/a. An den großen Verbandssammlern, am nördlichen und südlichen Stadtrandbereich, tritt kein Grundwasser in die Kanalisation ein.

In Tabelle 7.16 sind die Exfiltrationsmengen nach der Rehabilitierungsmaßnahme für charakteristische Abflusstage aufgelistet. Durch die Sanierungsmaßnahme wurde die Exfiltrationsmenge während TWA um 70 % reduziert und es verlassen noch 8,91 m³/d die Kanalisation. Auffällig ist, dass die Austrittsmengen durch Risse und Lageversätze gleichgroß sind. Die Exfiltrationsmengen bei Starkniederschlagsereignissen reduzierte sich noch um 25 %. 82 % der Austrittsmenge verlässt die Kanalisation durch Lageversätze. Die Exfiltrationsmengen pro laufenden Meter Abwasserhaltung haben sich während Trockenwetterabfluss um 72 % reduziert im Vergleich zum Baseline-Szenario. Die Exfiltrationsraten während mittleren Abflussbedingungen haben sich um 60 % reduziert und während Starkniederschlagsereignissen um 52 %.

Tabelle 7.16: Exfiltrationsmengen für charakteristische Abflusstage (Rehabilitations-Szenario).

Charakteristischer Abfluss	Niederschlag [mm/d]	Abflussmenge pro Tag [m ³]	Exfiltrationsmenge [m ³ /d]	Anteil Exfiltration Riss [%]	Anteil Exfiltration Lageversatz [%]	Länge AW-Netz [km]	Exfiltration [m ³ /km/d]
TWA	0,61	5636	8,91	50	50	136,98	0,06
MA	6,10	10872	18,28	29	70	136,98	0,13
RWA	11,16	15572	29,54	22	78	136,98	0,22
SA	18,24	22926	48,51	18	82	136,98	0,35

Mit: TWA = Trockenwetterabfluss, MA = Mittlere Abfluss bei geringen Niederschlagsmengen, RWA = Regenwetterabfluss, SA = Abfluss bei Starkniederschlägen.

Stoffeintrag in die ungesättigte Zone und das Grundwasser

Wie aus Abbildung 7.21, links hervorgeht, werden die Höchstwerte der Austrittsmengen im Vergleich zum Baseline-Szenario um 43 % auf maximal 2 882 m²/a reduziert. In Raental, im östlichsten Teil des Stadtgebiets, wie auch in vereinzeltten Bereichen im Stadtkern sind die Austrittsmengen auf null zurückgegangen. Aus dem Vergleich mit der haltungsbezogenen Exfiltration in Abbildung 7.20 geht hervor, dass die Exfiltrationsmenge bezogen auf die eine Nachbarschaft häufig durch das Verhalten einer einzigen Haltung bestimmt wird. Wie bereits aus der Darstellung der haltungsbezogenen Exfiltration hervorging (Abbildung 7.20), befinden sich auch bei der flächenhaften Betrachtung die Nachbarschaften, deren Wasserhaushalt am stärksten beeinflusst wird, nördlich des Stadtkerns.

Für Bor, Chlorid und Zink verhält sich der stoffliche Eintrag in gleichen Trend. Die Eintragsfrachten haben sich für Bor um 18 % auf durchschnittlich 2,6 mg/m²/a reduziert. Für Chlorid trat eine Reduktion von 17 % ein. Die Zinkfrachten wurden um 17 % auf 4,5 mg/m²/a reduziert. Die Spitzenwerte treten wie im Baseline-Szenario nördlich des Stadtkerns auf.

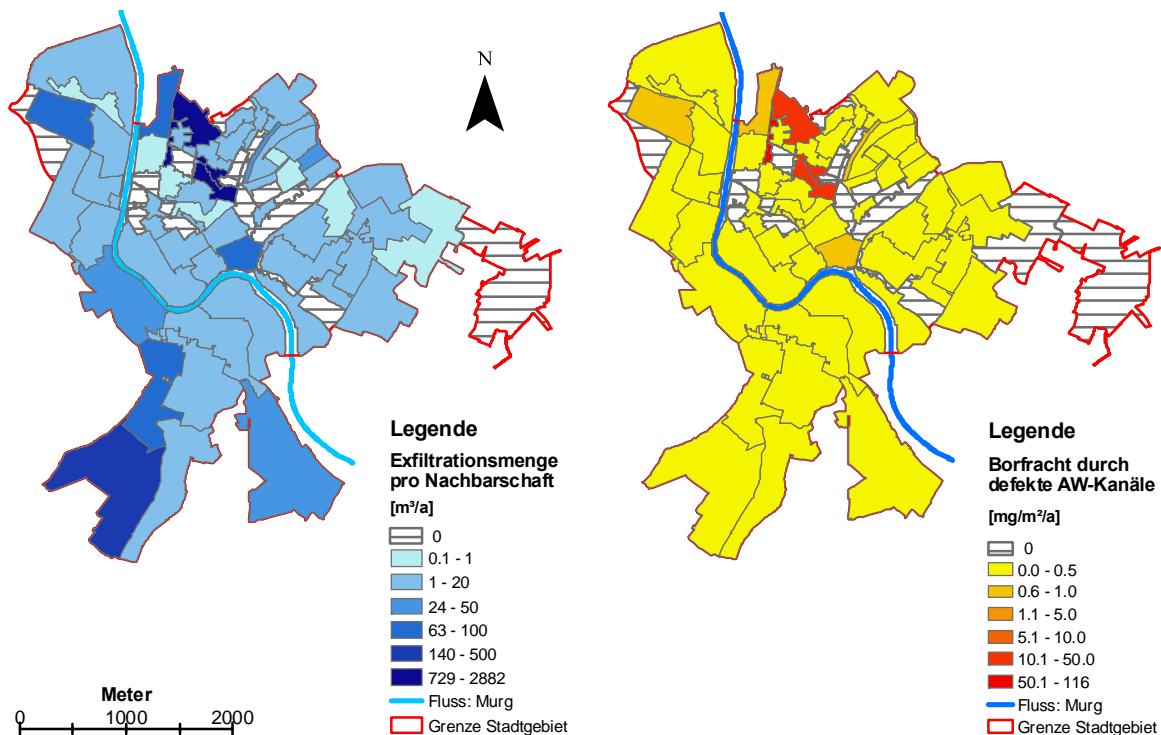


Abbildung 7.21: Links: Exfiltrationsmenge pro Nachbarschaft. Rechts: Borfracht pro Nachbarschaft.

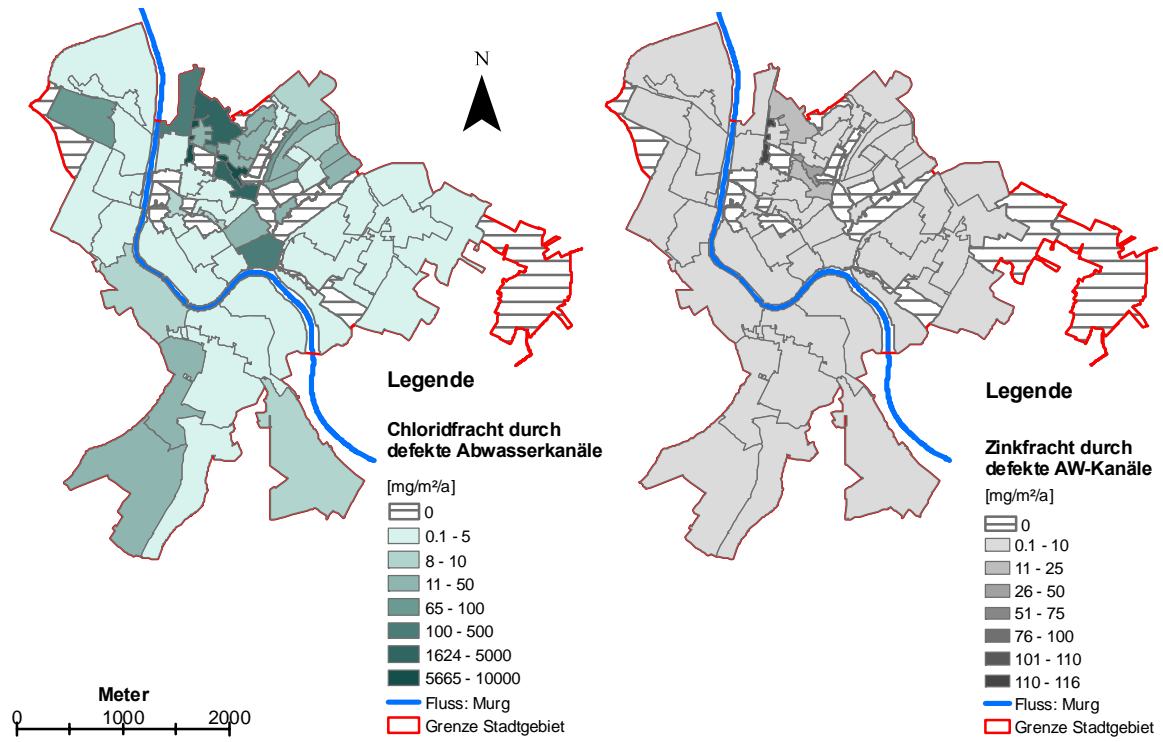


Abbildung 7.22: Links: Chloridfracht pro Nachbarschaft. Rechts: Zinkfracht pro Nachbarschaft.

7.5.3 Infiltrations-Szenario

Grundlagen

Die dezentrale Bewirtschaftung von Regenwasser wird auf europäischer Ebene als eine effiziente Lösung sowohl für stadthydrologische als auch für wasserwirtschaftlichen Probleme angesehen. Teilweise wird die dezentrale Regenwasserbewirtschaftung sogar als ein Schlüssel zur nachhaltigen Entwicklung in urbanen Gebieten gesehen (Sieker et al. 2005). Bis 2015 sollen nach den ehrgeizigen Zielen der WRRL alle Gewässer in einen guten ökologischen Zustand versetzt und das Grundwasser vor schädlichen Einflüssen geschützt werden (Sieker et al. 2002). Die direkte Infiltration von Niederschlagswasser in urbanen Gebieten wurde bereits vielerorts als Alternative zu den klassischen Entwässerungskonzepten (Mischkanalisation mit Regenüberläufen) herangezogen (Dierkes 2006).

Im Falle einer Mischkanalisation wird das Niederschlagswasser in der Kläranlage mit aufbereitet. Aufgrund der Schwankungsbreite hinsichtlich der Quantität und der stofflichen Zusammensetzung im Vergleich zum eigentlichen Schmutzwasser, kommt es zu einer bedeutenden Beeinträchtigung der Reinigungsleistung durch Verdünnung (Gujer 2002). Die Abkopplung abflusswirksamer Flächen von der Kanalisation reduziert die hydraulische Last während Niederschlagsereignissen und führt zu konstanteren Randbedingungen bei der Abwasseraufbereitung.

Die direkte Infiltration von Oberflächenabfluss führt zu einer zusätzlichen Grundwasserneubildung und gleichzeitig zu einer Kostenabnahme in der Unterhaltung des Kanalnetzes. Ungeklärte Einleitungen in Entlastungsgewässer, die sich während Spitzenabflüssen einstellen, sind kontrollierbar und verbessern die Wasserqualität des Gewässers. Durch die Abkopplung versiegelter Flächen von der Kanalisation und der Infiltration von Oberflächenabflüssen folgt eine ökonomisch und ökologisch veränderte Situation im urbanen Raum:

- Entlastung der öffentlichen Kanalisation, geringerer Bedarf an Kanalisationsbauwerken (Regenüberlaufbecken).
- Niedrigere Belastung von Pumpwerken und damit einhergehend niedrigere laufende Kosten bezüglich des Betriebs und der Instandhaltung der Pumpen.
- Geringere stoffliche Belastung der Oberflächengewässer durch Überläufe.
- Effektivere Reinigung des Abwassers in der Kläranlage und damit geringere Aufbereitungskosten.
- Erhöhte Grundwasserneubildungsrate im urbanen Raum.
- Lokaler Anstieg des Grundwasserspiegels möglich (siehe Goebel et al. 2004).

Technische Anlagen zur Versickerung von Niederschlägen und Oberflächenabflüssen sind in Geiger & Dreiseitl (2001) detailliert beschrieben und in Tabelle 7.17 auszugsweise dargestellt.

Ein grundsätzlicher Unterschied zwischen der Flächenversickerung und allen anderen Versickerungsmaßnahmen, ergibt sich durch den Flächenbedarf und den technischen Aufwand bei der Erstellung. Bei der Flächenversickerung werden die Niederschlagsabflüsse direkt auf Freiflächen wie Wiesen und Parkanlagen geleitet. Es sind keine zusätzlichen baulichen Maßnahmen nötig. Da das Oberflächenwasser staufrei in den Boden einsickert, besteht ein hoher Flächenbedarf. Bei Mulden und Versickerungsbecken kann das Niederschlagswasser bis zu 0,3 m eingestaut werden, wodurch der Flächenbedarf bei gleicher angeschlossener Fläche wesentlich geringer ist. Da es sich bei Rigolen und Schächten um unterirdische Bauwerke handelt, ist der bauliche Aufwand im Vergleich am größten, der Platzbedarf allerdings am geringsten. Je nach Flächenverfügbarkeit können die Anlagen zentral (Versickerung von Abflüssen von mehreren Grundstücken) oder dezentral (Versickerung auf dem Grundstück, wo der Abfluss entsteht) angeordnet werden. Die Anlagentypen können auch miteinander kombiniert werden, wobei die örtlichen Randbedingungen die entscheidende Rolle spielen. Nach Geiger & Mietzel (2004) wird aus betrieblichen Gründen empfohlen, Anlagen zur Versickerung von Regenwasser oberflächlich und zugänglich auszuführen.

Tabelle 7.17: Verschiedene Maßnahmen und Anlagen zur Versickerung von Regenwasser (Geiger & Dreiseitl 2001; ATV-DVWK 2002; Geiger & Mietzel 2004).

Maßnahme	Eigenschaften/Funktionen
Flächenversickerung	Flächenhafte Versickerung von Niederschlagsabflüssen; hoher Flächenbedarf, Versickerung über Vegetationsdecken oder über teilweise befestigte Flächen (z.B. Rasengittersteine), ohne Speicherfähigkeit, ohne besondere Anlage, geringer Bauaufwand.
Mulden	Künstlich geschaffenes, flaches Geländebecken mit Vegetationsdecke; kurzzeitiger Einstau des Beckens (bis 0,3 m) über 1 - 2 Tage; Beschickung oberirdisch; kommt zum Einsatz, wenn geringe Versickerungsfläche verfügbar ist; geringe Speicherfähigkeit.
Rigolen- und Rohrversickerung	Linien- oder flächenhafte unterirdische Versickerung, oberirdische Zuleitung, Aushub gefüllt mit speicherfähigem Material, dient als unterirdischer Zwischenspeicher; damit gute Speicherfähigkeit; keine Durchsickerung einer belebten Bodenzone.
Mulden-Rigolen-Element	Besteht aus einer begrünten Mulde mit darunter liegender Rigole.
Schachtversickerung	Schacht aus Betonringen; bei geringem Flächenbedarf; geringes Stoffrückhaltevermögen, nur für gering verschmutzte Abflüsse.
Versickerungsbecken	Zentrale Versickerungsanlage; Erdbecken zur oberirdischer Versickerung; längerer Einstau, größere Einstautiefe (> 0,5 m) möglich, hohe hydraulische Belastung für Becken; gute Speicherfähigkeit.

Zielsetzung des Infiltrations-Szenarios

Mit dem Infiltrations-Szenarios wird ein realistisches Wassermanagementszenario aufgezeigt, welches zukünftig insbesondere in Rastatt diskutiert werden wird (Pollak 2006). Mit der Abkopplung abflusswirksamer Flächen, soll gezielt eine hydraulische Überlastung von Kanalisationsabschnitten vorgebeugt werden. Die Betrachtung im Rahmen des Infiltrations-Szenarios schließt die Bewertung des gesamten Stadtgebiets ein. Ziel war es, das Entsiegelungspotential von Rastatt, stellvertretend für einen bestehenden urbanen Raum aufzuzeigen. Bei der Erstellung des Szenarios wurde darauf geachtet, nicht die Abflüsse aller versiegelten Flächen zu versickern, sondern den Vorgaben des Arbeitsblatts der ATV-A 138 Folge zu leisten (ATV-DVWK 2002). Zusätzlich wurde die gesellschaftliche Akzeptanz bei der Ausweisung der Versickerungsflächen berücksichtigt, so dass nicht jede Freifläche als Versickerungsfläche ausgewiesen wurde.

Weiterhin sollten die Modellergebnisse Aufschluss geben, in welchem Maß sich

- die Abflussmengen im Modellgebiet reduzieren.
- sich die Grundwasserneubildungsrate erhöht (über das gesamte Modellgebiet und im Bereich der Versickerungsmaßnahmen).
- der stoffliche Eintrag in die ungesättigte Zone und das Grundwasser verändert.

Voraussetzungen für die Durchführung von Infiltrationsmaßnahmen

Die Versickerung von Niederschlagswasser in den Untergrund bedarf aus Sicht des Bodenschutzes und des Grundwasserschutzes einer Bewertung der standortspezifischen Eigenschaften. Entscheidende Parameter sind dabei die Durchlässigkeit des Bodens, dessen physikalische, chemische und biologische Reinigungseigenschaften sowie der Flurabstand zum Grundwasser. Um dem Boden- und Grundwasserschutz Rechnung zu tragen, werden im Arbeitsblatt A-138 Voraussetzungen für Infiltrationsmaßnahmen gefordert (ATV-DVWK 2002). Als relevanter Bereich für die hydraulischen Durchlässigkeiten wird ein Bereich von $k_f = 1,0 \cdot 10^{-3} - 1,0 \cdot 10^{-6}$ m/s angegeben. Ist der Boden durch eine hydraulische Leitfähigkeit von $k_f > 1,0 \cdot 10^{-3}$ m/s charakterisiert, sickern die Niederschläge bei geringen Grundwasserflurabständen so schnell dem Grundwasser zu, dass eine Grundwasserverunreinigung zu besorgen ist, da eine ausreichende Reinigung des Sickerwassers durch Sorption, Abbau und Transformation nicht gewährleistet werden kann. Bei $k_f < 1,0 \cdot 10^{-6}$ m/s stauen sich Versickerungsanlagen lange ein, was zu anaeroben Verhältnissen und dadurch zu einem geringeren Rückhalte- und Umwandlungsvermögen führen kann. Weiterhin besteht ein Verschlickungsrisiko durch Feststoffe, was sich in erhöhten Unterhaltungskosten niederschlägt. Die Mächtigkeit des Sickertraums sollte, bezogen auf den

mittleren Grundwasserstand, grundsätzlich ≥ 1 m betragen, um eine ausreichende Filterstrecke für eingeleitete Niederschlagsabflüsse zu gewährleisten. Eine direkte Infiltration von Niederschlagsabflüssen in das Grundwasser, durch Einleitungen in Brunnen ist auch bei unbedenklich eingestuften Abflüssen nicht zulässig.

Klassifizierung der Abflüsse im Modell

Hinsichtlich der Stoffkonzentrationen und einer möglichen Grundwasserbeeinflussung bei gezielter Regenwasserversickerung, werden die Abflüsse von befestigten Flächen entsprechend des ATV-DVWK Arbeitsblatts A 138 (ATV-DVWK 2002) in die Kategorien unproblematisch, tolerierbar und nicht tolerierbar eingeordnet. Bei der Umsetzung im Infiltrations-Szenario wurden

- Abflüsse von Dächern und Zufahrtswegen innerhalb von Wohngebieten als **unproblematisch** betrachtet.
- Abflüsse von Dächern und Zufahrtswegen in Nachbarschaften mit gemischter Landnutzung als **tolerierbar** eingestuft.
- Innerhalb der Industriegebiete die Abflüsse von Straßen, Parkplätzen und Zufahrtswegen als **nicht tolerierbar** eingestuft; der Dachabfluss als tolerierbar.

Umsetzung im Modell

Zur Feststellung in welchen Stadtvierteln Infiltrationsmaßnahmen durchgeführt werden können, wurden zunächst die mittleren Versiegelungsgrade der einzelnen Nachbarschaften ermittelt. Nachbarschaften mit einem Versiegelungsgrad $> 50\%$ wurden unmittelbar ausgeschlossen, da es hier zusätzlicher baulicher Maßnahmen zur Herstellung von Versickerungsflächen bedurft hätte. Ein weiteres Kriterium war die gesellschaftliche Akzeptanz. Es besteht der Anspruch auf Erholungsgebiete in Form von Parkanlagen, so dass nicht alle verfügbaren Flächen als Versickerungsflächen ausgewiesen werden können.

Als abzukoppelnde Flächen kamen in Wohngebieten und Gebieten mit gemischter Landnutzung nur Dachflächen und Zufahrtswege in Frage, da diese als unbedenklich bzw. tolerierbar eingestuft werden und sowohl über eine Flächenversickerung als auch über eine Mulde versickert werden können. In Industriegebieten wurden nur Dachflächenabläufe für die Infiltration betrachtet, die ebenfalls als tolerierbar eingestuft werden. Tabelle 7.18 zeigt die anteiligen Flächen, die in den Nachbarschaften an Versickerungsanlagen angeschlossen wurden.

Tabelle 7.18: Anschluss abflusswirksamer Flächen an Infiltrationsmaßnahmen.

Landnutzung in Nachbarschaft	Anteilige Flächen, die vom Entwässerungsnetz abgekoppelt wurden
Reine Wohngebiete	80% der Dachflächen und 80% der Zufahrtswege
Gemischte Landnutzung	50% der Dachflächen und 25% der Zufahrtswege
Industriegebiet	25% der Dachflächen

Nach Abschätzung der verfügbaren Freiflächen in den Nachbarschaften, in Form von öffentlichen Parkanlagen, wurden zwei Arten von Infiltrationsmaßnahmen in Betracht gezogen:

- Flächeninfiltration (bei ausreichender Verfügbarkeit öffentlicher Freiflächen)
- Infiltration über Mulden (Bedarf an Gartenflächen auf den Grundstücken)

Entscheidend dabei war das Verhältnis versiegelter Fläche (A_u) deren Abflüsse von der öffentlichen Kanalisation abgekoppelt werden sollten und der Fläche, die für die Infiltration benötigt wurde (A_s) (Gl. 7-1). Bei einem Verhältnis von

$$\frac{A_u}{A_s} < 5 \quad (\text{Gl. 7-1})$$

wurde eine zentrale Flächeninfiltration vorgenommen. Bei einem Flächenverhältnis von

$$5 < \frac{A_u}{A_s} < 15 \quad (\text{Gl. 7-2})$$

wurde eine dezentrale Infiltration (auf jedem Grundstück) über eine Mulde vorgenommen (Gl. 7-2). Weitere Voraussetzung war, dass die Flächenversickerung nicht mehr als 35% der öffentlichen Fläche beansprucht (Gl. 7-3):

$$\frac{A_s}{A_{\text{Freifläche}}} \leq 35\% \quad (\text{Gl. 7-3})$$

Mit: A_u = undurchlässige Fläche [m^2], A_s = Versickerungsfläche [m^2], $A_{\text{Freifläche}}$ = zur Verfügung stehende Freifläche im Untersuchungsgebiet [m^2].

Ermittlung des Flächenbedarf für Flächenversickerung (zentrale Versickerung)

Bei der Flächenversickerung wird das Regenwasser durch die durchlässige Oberfläche versickert, wobei die Aufnahme des Bodens größer sein muss, als die Höhe des Bemessungsniederschlags. Der Flächenbedarf für eine Flächenversickerung wurde auf Basis des ATV Merkblatts A 138 berechnet. Entscheidende Größen sind dabei die hydraulische Leitfähigkeit des Bodens, die angeschlossene versiegelte Fläche, sowie die Regenspende eines Bemessungsniederschlags. Die Grundgleichung zur Berechnung des Flächenbedarfs lautet, wie folgt (Gl. 7-4):

$$A_s = \frac{A_u}{\frac{k_f \cdot 10^7}{2 \cdot r_{D(n)}} - 1} \quad (\text{Gl. 7-4})$$

Mit: A_s = Versickerungsfläche [m^2], A_u = undurchlässige Fläche [m^2], k_f = hydraulische Durchlässigkeit Boden [m/s], $r_{D(n)}$ = Regenspende für die Dauer D und die Häufigkeit n [$\text{l}/(\text{s}\cdot\text{ha})$].

Die Gleichung, die nun zur Bemessung der Infiltrationsfläche herangezogen wird, liefert nur dann hydrologisch sinnvolle Ergebnisse, wenn folgende Bedingung eingehalten wird (Gl. 7-5):

$$k_f \geq 2 \cdot r_{D(n)} \cdot 10^7 \quad (\text{Gl. 7-5})$$

Mit: k_f = hydraulische Durchlässigkeit Boden [m/s], $r_{D(n)}$ = Regenspende für die Dauer D und die Häufigkeit n [$\text{l}/(\text{s}\cdot\text{ha})$].

Ist diese Bedingung nicht erfüllt, erhält man ein negatives Ergebnis, weil die Niederschlagsintensität die vorhandene Versickerungsrate übersteigt. Für die Berechnung wurde ein 5-jähriger Bemessungsniederschlag mit einer Dauer von 10 Minuten herangezogen was einer Regenspende von 204,6 $\text{l}/(\text{s}\cdot\text{ha})$ entspricht (ATV-DVWK 2002; DIN EN 752 2005). Wird ein 10-jähriger Bemessungsniederschlag herangezogen, fällt die Versickerungsfläche entsprechend größer aus.

Muldenversickerung (dezentrale Versickerung auf einem Grundstück)

Bei der Bemessung der Muldenversickerung ist die Zwischenspeicherung des Abflusses ein maßgebliches Kriterium. Die Speicherungsänderung ergibt sich aus der folgenden Kontinuitätsgleichung:

Speicherungsänderung = Zuflussvolumen-Abflussvolumen (Versickerung)

Unter der Annahme einer konstanten Versickerungsrate (Versickerungsfläche konstant, Einstauhöhe konstant) lautet die Speichergleichung (Gl. 7-6):

$$V = (Q_{zu} - Q_s) \cdot D \cdot 60 \cdot f_z \quad (\text{Gl. 7-6})$$

Mit: V = Speichervolumen [m³], Q_{zu} = Zuflussvolumen [m³], Q_s = Abflussvolumen (Versickerung), D = Dauer des Bemessungsniederschlags [min], f_z = Zuschlagsfaktor (ATV-DVWK 2001).

Unter Verwendung von (Gl. 7-7) und (Gl. 7-8) ergibt sich (Gl. 7-9):

$$Q_{zu} = 10^{-7} \cdot r_{D(n)} \cdot D \cdot A_u \quad \& \quad Q_s = \frac{1}{2} \cdot k_f \cdot A_s \quad (\text{Gl. 7-7})$$

Mit: Q_{zu} = Zuflussvolumen [m³], r_{D(n)} = Regenspende für die Dauer D und die Häufigkeit n [l/(s·ha)], D = Dauer des Bemessungsniederschlags [min], Q_s = Abflussvolumen (Versickerung), k_f = gesättigte hydraulische Durchlässigkeit Boden [m/s], A_s = Versickerungsfläche [m²].

$$V = \left[(A_u + A_s) \cdot 10^{-7} \cdot r_{D(n)} - A_s \cdot \frac{k_f}{2} \right] \cdot D \cdot 60 \cdot f_z \quad (\text{Gl. 7-9})$$

Mit: V = Speichervolumen [m³], A_u = undurchlässige Fläche [m²], A_s = Versickerungsfläche [m²], r_{D(n)} = Regenspende für die Dauer D und die Häufigkeit n [l/(s·ha)], k_f = hydraulische Durchlässigkeit Boden [m/s].

Die erforderliche Versickerungsfläche A_s (=Muldenfläche) wird vorgegeben und entspricht unter Berücksichtigung des k_f-Wertes des Bodens (Gl. 7-10).

$$A_{serf.} = 0,10 \cdot A_u \quad (\text{Gl. 7-10})$$

Mit: A_{serf.} = erforderliche Versickerungsfläche [m²], A_u = versiegelte Fläche [m²].

Für das Stadtgebiet Rastatt werden hydraulische Durchlässigkeiten von k_f = 1,0·10⁻⁴ m/s für die Deckschichten angegeben (Osswald 2002).

Die Ermittlung des Speichervolumens nach (Gl. 7-9) erfolgt iterativ, wobei die Dauer des Bemessungsregens maßgebend ist. Diese ist zunächst unbekannt, ergibt sich aber durch wiederholte Lösung der Gleichung, wobei r_{D(n)} die Regenspende der Dauerstufe D und die Häufigkeit n einzusetzen ist. Entscheidend ist diejenige Regendauer D, für die sich aus (Gl. 7-9) ein maximales Speichervolumen ergibt.

Umsetzung im Modell

Um die Vorgaben des Arbeitsblatt A 138 zu berücksichtigen, mussten Annahmen bei der Umsetzung im Modell getroffen werden:

- Es befinden sich keine Altlasten im unmittelbaren Umfeld von Infiltrationsmaßnahmen.
- Die hydraulischen Durchlässigkeiten betragen im gesamten Modellgebiet k_f = 1,0·10⁻⁴ m/s.
- Die Flurabstände sind im ganzen Gebiet > 1 m, Verifizierung durch Verschnittoperation mit Geländeoberkante und der Grundwasseroberfläche (langjähriger mittlerer Grundwasserstand vom 20.10.1986).
- Flächen, deren Oberflächenabflüsse infiltriert werden, wurden als unbedenklich und tolerierbar eingestuft

War der Flächenbedarf in einer Nachbarschaft > 35%, wurde mit dezentraler Muldenversickerung auf jedem Grundstück als Anlage gearbeitet. Für die Mulden wurden nicht mehr als 5% der Gartenfläche vorgesehen. Insgesamt erfüllten 31 der 74 Nachbarschaften die Kriterien für eine Versickerung von Niederschlagswässern (Abbildung 7.23).

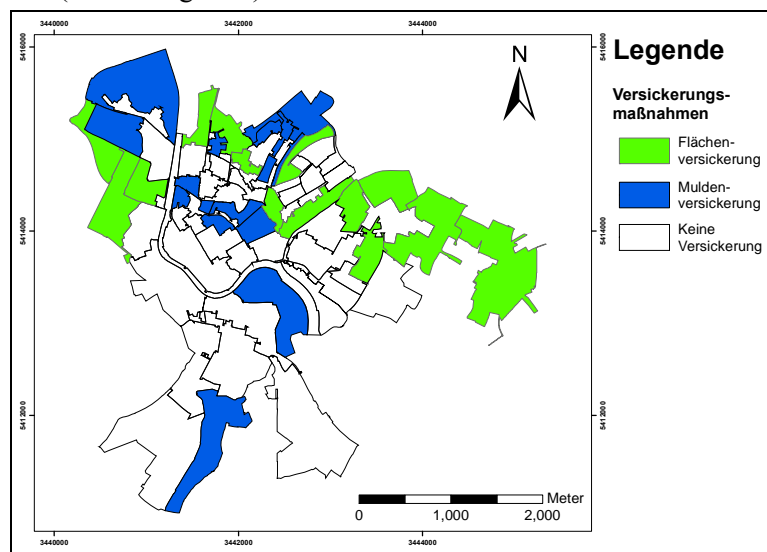


Abbildung 7.23: Nachbarschaften in denen Niederschlagswasser über eine Flächenversickerung, bzw. über Mulden versickert wurden.

Insgesamt wurden 529 977 m² versiegelter Fläche vom Drainagesystem abgekoppelt und deren Oberflächenabflüsse versickert (Tabelle 7.19). Von der gesamten abgekoppelten Fläche sind 32 % an die Flächeninfiltration angeschlossen. Die Abflüsse von 68 % der Gesamtfläche werden in Mulden eingeleitet.

Tabelle 7.19: Abflusswirksame Flächen, die vom Drainagesystem abgekoppelt wurden.

Abgekoppelte Fläche	Dach	Zufahrtsweg	Gesamt
Art der Infiltration	[m ²]	[m ²]	[m ²]
Flächeninfiltration	109 361	61 568	170 929
Muldeninfiltration	186 280	172 768	359 048
Gesamt	295 641	234 336	529 977

Vorgenommene Einstellungen im UVQ Modell

UVQ erlaubt zwar eine schnelle Abbildung alternativer Wasserbewirtschaftungsszenarien, kann jedoch nicht zwischen Flächeninfiltration und Muldeninfiltration unterscheiden. UVQ bietet nur die Option Oberflächenabläufe in ein Infiltrationsbecken mit einer zu definierenden Speicherkapazität zu leiten. Vom technischen Gesichtspunkt her kommt dies einer Muldenversickerung gleich. Die Versickerungsmaßnahmen wurden auf Nachbarschaftsebene unter Verwendung des Moduls „Neighbourhood Water Management Features“ durchgeführt. Folgende Einstellungen wurden innerhalb der UVQ Umgebung vorgenommen:

Tabelle 7.20: Einstellung im UVQ Programm zur Modellierung des Infiltrations-Szenarios.

UVQ Parameter	Infiltrationsparameter	Zusatz
Exposed Surface [m ²]	Versickerungsfläche	Entspricht A _s nach ATV-A 138
Storage Capacity [m ³]	Fassungsvermögen	Es wurde angenommen, dass die Mulde mit 0,2 m eingestaut werden kann.
Act as Infiltration Basin	Muldenversickerung	aktivieren
Collect Landblock Runoff	Oberflächenabfluss von Grundstücken	aktivieren

Wasserbilanz

Durch die Entseigelungs-Maßnahmen im Infiltrations-Szenario, fallen von 1091 mm/a Gesamtniederschlag 47 % auf versiegelte und 53 % auf unversiegelte Flächen. Die Gesamtevaporation beträgt 362 mm/a. Dabei stammen 79 % aus dem unversiegelten Bodenkörper und 21 % verdunsten von den versiegelten Oberflächen. Vom Oberflächenabfluss von 441 mm/a gelangen 27 % auf die unbefestigten Flächen und 6 % werden direkt in die Anlagen zur Versickerung geleitet. 67 % gelangen in die Kanalisation. Die Abkopplung versiegelter Flächen hat zur Folge, dass 120 mm/a des Oberflächenabflusses in den Bodenspeicher eintreten. Die an ein Entwässerungsnetz angeschlossenen versiegelten Flächen leiten Oberflächenabflüsse von 293 mm/a in die Kanalisation ein. 30 % werden über die Regenwasserkanalisation aus dem Modellgebiet abgeführt und 70 % in die Mischwasserkanalisation eingeleitet. Damit tragen die Oberflächenabflüsse mit 62 % zum Gesamtabfluss von 472 mm/a bei.

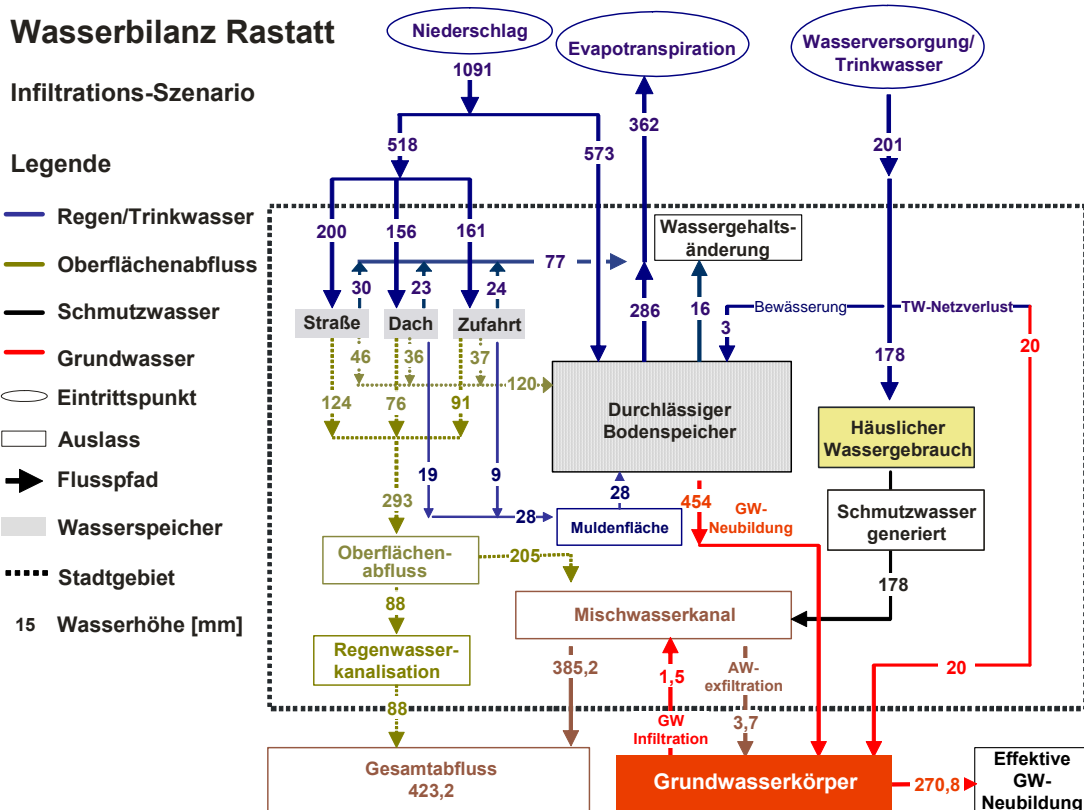


Abbildung 7.24: Differenzierte Wasserbilanz des Infiltrations-Szenarios. Anmerkung: Durch Rundung der Summen, können Abweichungen von 1 mm entstehen.

Die Trinkwasserversorgung bleibt durch die Infiltrationsmaßnahmen unbeeinflusst und trägt mit 201 mm/a zur Gesamtwasserbilanz bei. 1,5 % werden davon für die Gartenbewässerung aufgebracht und 10 % gehen als Trinkwassernetzverluste in die Bilanz ein. 178 mm/a entsprechen 88,5 % des importierten Trinkwassers, die dem innerhäuslichen Gebrauch zufallen. Das Brauchwasser tritt zu 100 % in die Schmutzwasserkanalisation ein und trägt mit 46 % zum Mischwasserabfluss bzw. mit 38 % zum Gesamtabfluss bei.

Der Bodenspeicher weist die höchsten Umsätze hinsichtlich der Wasserbewegungen auf. Durch die Infiltrationsmaßnahmen treten 28 mm/a in den Bodenkörper ein. Versiegelte Flächen, die nicht an Entwässerungssystem angeschlossen sind, schlagen sich mit 120 mm/a zu Buche. Die gesamte Grundwasserneubildung, die sich aus den Sickerwassermengen des durchlässigen Bodenspeichers und den Trinkwassernetzverlusten zusammensetzt beträgt 474 mm/a und ist damit um 19 % höher im Vergleich zum Baseline-Szenario (399 mm/a, siehe Abbildung 7.11). Die Grundwasserinfiltration ist mit 3,7 mm/a mehr als doppelt so hoch, wie die Exfiltration mit 1,5 mm/a. Diese Prozesse verändern

sich durch die Versickerungsmaßnahmen nicht signifikant. Vom gesamten Mischwasserabfluss exfiltrieren nur 0,4 % in den Untergrund. Die Infiltrationsmengen tragen mit 1,0 % zum Mischwasserabfluss bei. Die Wasserbilanz ist grundsätzlich positiv. 271 mm/a sickern dem Grundwasser als effektive Neubildung zu.

Grundwasserneubildung

Wie bereits in Abbildung 7.24 veranschaulicht wird, ist die Grundwasserneubildungsrate durch die Versickerungsmaßnahmen um 28 mm/a angestiegen. Diese Betrachtung bezieht sich jedoch auf gesamte Fläche des Modellgebiets. In Abbildung 7.25 wird zum einen die Grundwasserneubildungsrate bezogen auf die Nachbarschaftsfläche dargestellt (links in der Abbildung) und zum anderen der prozentuale Anstieg im Vergleich zum Baseline-Szenario (rechts in der Abbildung).

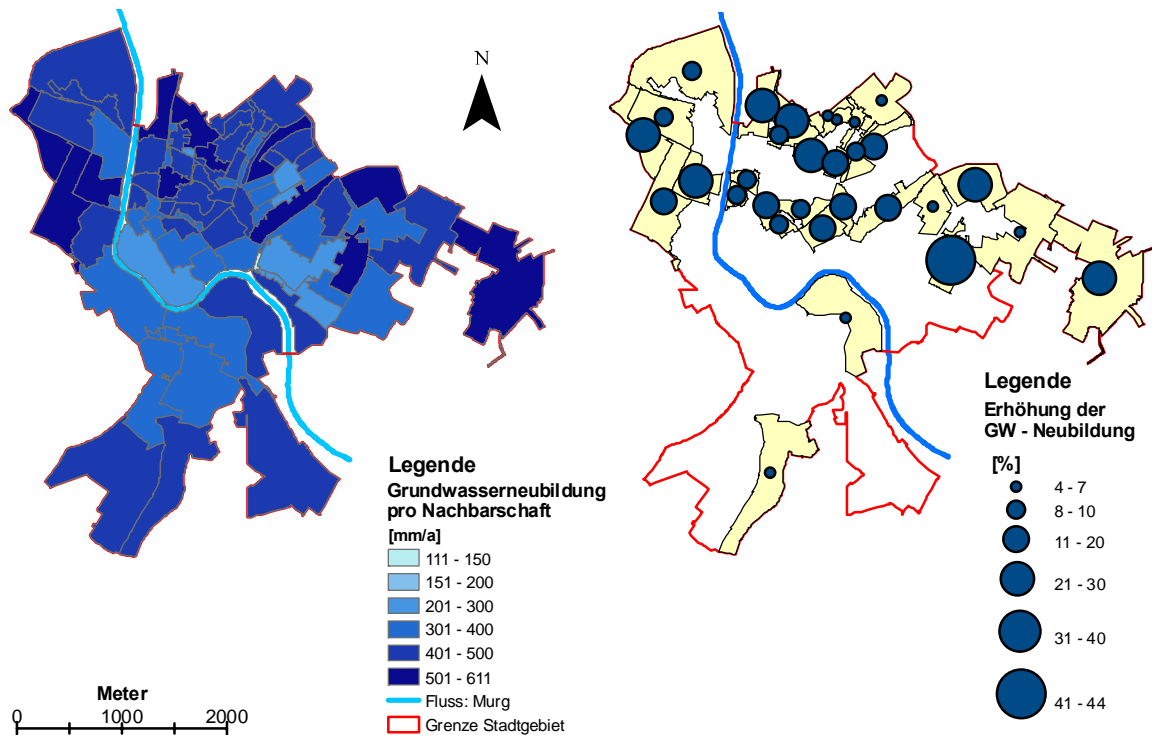


Abbildung 7.25: Rechts: Berechnete Grundwasserneubildungsrate für den urbanen Raum Rastatt (Infiltrations-Szenario). Links: Prozentualer Anstieg der Neubildungsrate im Vergleich zum Baseline-Szenario.

Die Grundwasserneubildung variiert je nach Nachbarschaft von 111 - 611 mm/a. Die geringsten Werte treten in einer kleinen Nachbarschaft im Industriegebiet, östlich des Stadtkerns auf. Diese bleiben unbeeinflusst von den Versickerungsmaßnahmen. Im Stadtkern werden Neubildungsraten von 268 mm/a berechnet. Grundsätzlich liegen die Grundwasserneubildungsraten jedoch über 250 mm/a. In den Nachbarschaften mit Versickerungsanlagen, werden die Spitzenwerte mit 611 mm/a erreicht, die um 76 mm/a größer im Vergleich zum Baseline-Szenario.

Die Zunahme der Sickerwassermengen in den Nachbarschaften in denen abflusswirksame Fläche abgekoppelt wurden, liegen zwischen 4 % und 44 % (Abbildung 7.25, rechts). In Nachbarschaften mit Flächeninfiltration kommt es zu deutlich größeren Zunahmen der Grundwasserneubildung zwischen 20 und 44 %, im Vergleich zu den Nachbarschaften mit Muldenversickerung die zwischen 4 und 40 % liegen.

Um die Auswirkungen der Versickerungsmaßnahmen zu verdeutlichen, wird in Abbildung 7.26, links die Grundwasserneubildungsrate, die effektiv durch die Infiltration entsteht auf die Nachbarschaftsfläche bezogen. Demgegenüber wurde die Infiltrationsmenge gestellt, bezogen auf die Infiltrationsfläche (Abbildung 7.26, rechts).

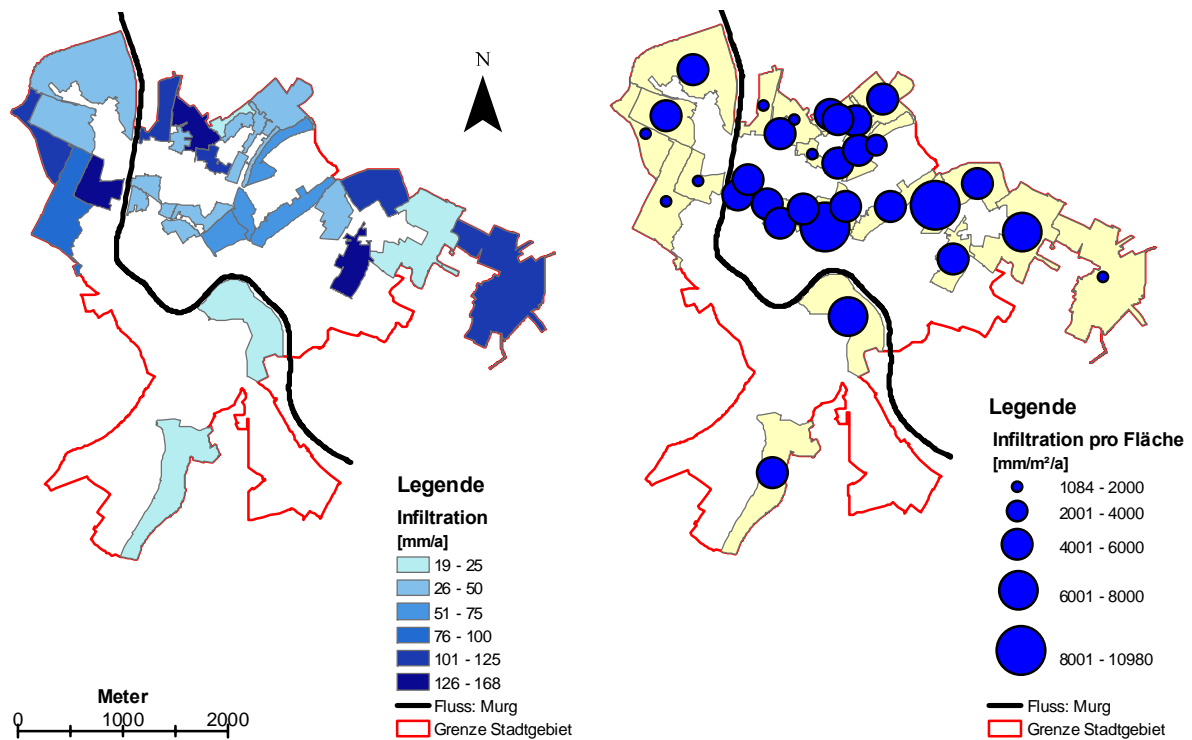


Abbildung 7.26: Grundwasserneubildung durch Infiltrationsmaßnahmen. Links: bezogen auf die gesamte Nachbarschaftsfläche. Rechts: bezogen auf die Infiltrationsfläche.

Durch die Versickerungsmaßnahmen kommt es zu einer zusätzlichen Grundwasserneubildung von 19 bis 168 mm/a. Die hohen Werte werden insbesondere in Nachbarschaften erzielt, die mit Flächenversickerung operieren. Gegenläufig macht sich dieser Trend bei Betrachtung der Sickerwassermenge pro Versickerungsfläche bemerkbar. Hier tritt die Muldenversickerung in den Vordergrund und erreicht höchste flächenbezogene Infiltrationsraten die zwischen 4000 und rund 11 000 mm/a liegen. In den Nachbarschaften, in denen Oberflächenabflüsse über die Flächenversickerung in den Untergrund eintreten, werden dagegen 1094 – 4000 mm/a berechnet. Eine Ausnahme stellt die Nachbarschaft im Industriegebiet dar, die rund 6000 mm/a versickert.

Eintrag der Stofffrachten

Die Bewertung des stofflichen Eintrags durch Infiltrationsmaßnahmen ist die Betrachtung des gesamten Modellgebiets nicht sinnvoll, da sich die effektiv eingebrachten Stofffrachten je nach Landnutzung nicht signifikant unterscheiden. In den folgenden Abschnitten sind die Stofffrachten für die Stoffe Bor, Chlorid und Zink dargestellt. Zum einen bezogen auf die Nachbarschaft, in der die Infiltrationsmaßnahme durchgeführt wurde und zum anderen bezogen auf die Infiltrationsfläche. Aufgezeigt werden Minimal- und Maximalwerte. Die Darstellung von Mittelwerten ist aufgrund der großen Streubreite und der unterschiedlichen Versickerungsmaßnahmen nicht geeignet.

Die berechneten **Stofffrachten von Bor**, die pro Jahr in den Boden eingebracht werden, liegen zwischen 1,1 und 10,2 mg/m²/a bezogen auf die Nachbarschaftsfläche (Abbildung 7.27, links).

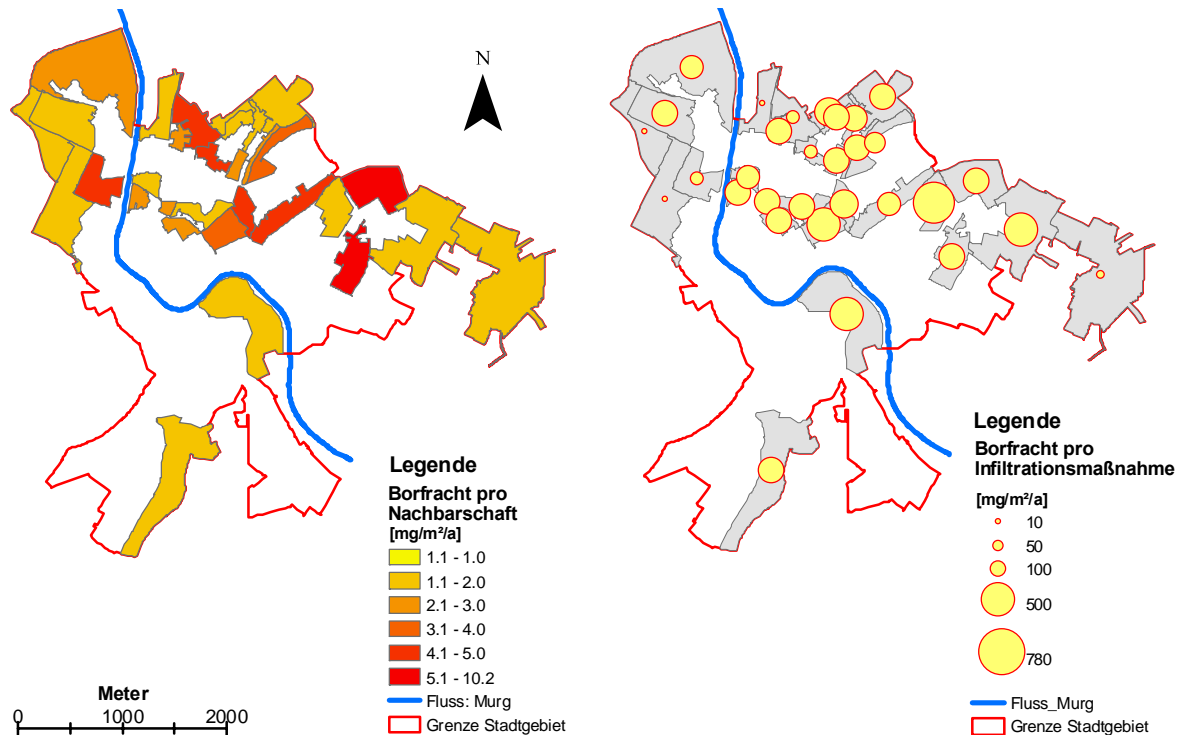


Abbildung 7.27: Berechnete Jahresfracht von Bor. Links: bezogen auf die Nachbarschaftsfläche. Rechts: bezogen auf die Infiltrationsfläche.

Die Darstellung der Boreintrags bezogen auf die Infiltrationsfläche (Abbildung 7.27, rechts) zeigt Frachten die um den Faktor 1 000 größer sind im Vergleich zu den Frachten pro Nachbarschaft. Bei der Darstellung der Borfrachten tritt die Muldenversickerung in den Vordergrund.

Die **Frachtberechnung für Chlorid** deckt, bezogen auf die Nachbarschaftsfläche, eine Bandbreite von 0,1 – 3,3 g/m²/a ab. Damit sind die Frachten im Vergleich zu Bor zunächst um den Faktor 10³ größer (Abbildung 7.28, links). Ursache sind die eingeleiteten Abflüsse, die eine weitaus höhere Chloridkonzentration im Vergleich zu Bor aufweisen. Die Stofffrachtberechnungen bezogen auf die Infiltrationsbecken (Abbildung 7.28, links), zeigt den Zusammenhang zwischen Flächeninfiltrationsmaßnahmen und hohen Chloridfrachten. Höchste Werte werden mit 100 g/m²/a berechnet. Geringste Werte von 1 g/m²/a werden in Nachbarschaften mit Muldenversickerung erreicht.

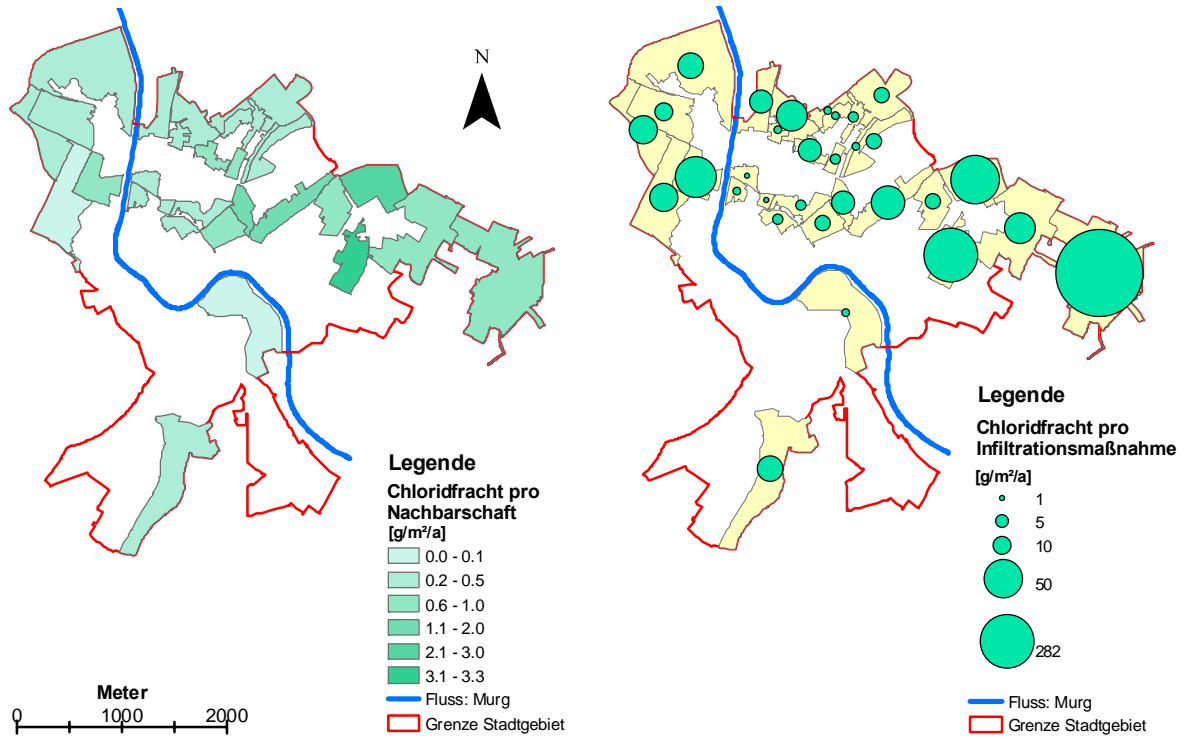


Abbildung 7.28: Berechnete Jahresfracht von Chlorid. Links: bezogen auf die Nachbarschaftsfläche. Rechts: bezogen auf die Infiltrationsfläche.

Die **Frachtberechnung für Zink** ergaben auf Nachbarschaftsebene Minimalwerte von 0,58 mg/l und Spitzenwerte von 16 mg/m²/a (Abbildung 7.29, links).

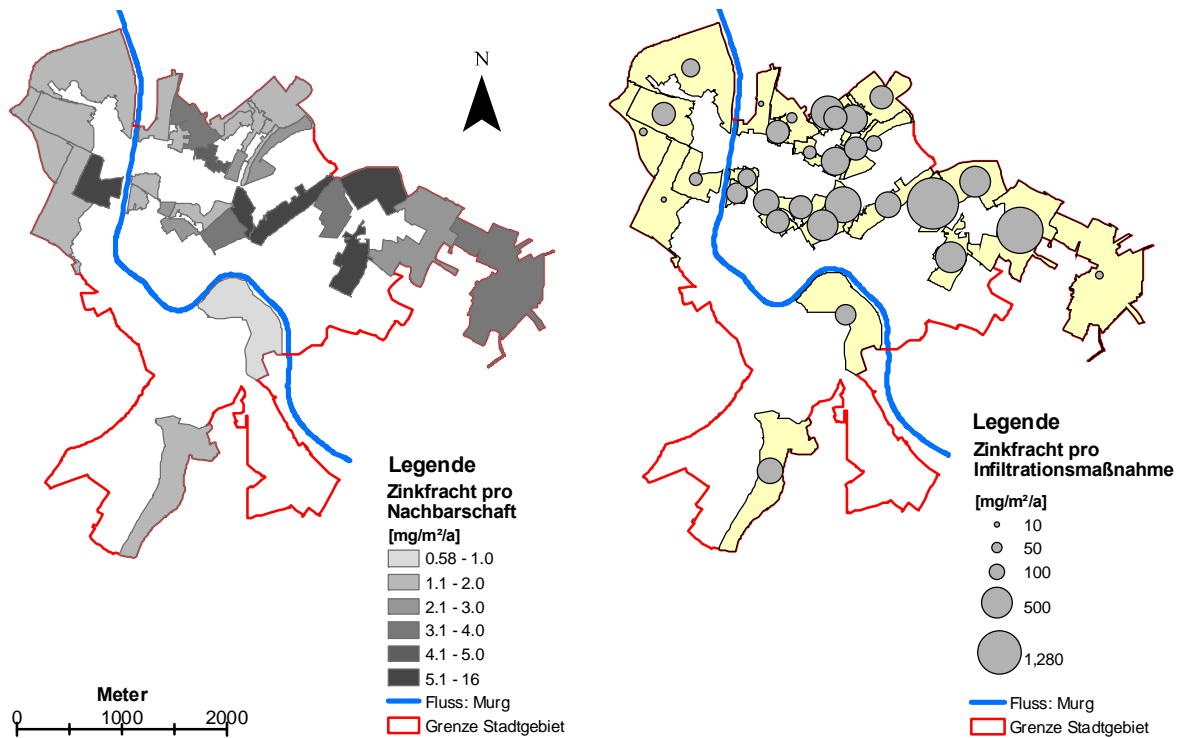


Abbildung 7.29: Berechnete Jahresfracht von Zink. Links: bezogen auf die Nachbarschaftsfläche. Rechts: bezogen auf die Infiltrationsfläche.

Zusammenfassende Darstellung

In Tabelle 7.21 sind die Konzentrationen des Sickerwassers im Infiltrationsbecken und die eingebrachten Stofffrachten aufgelistet. Die Stoffkonzentrationen der Oberflächenabflüsse, die infiltriert werden, bleiben für Bor, Chlorid und Zink deutlich unterhalb der Grenzwerte nach TVO. Die Betrachtung der Jahresfrachten zeichnet ein anderes Bild. Während für Bor und Chlorid keine Grenzwerte festgeschrieben sind, kommt es für Zink mit 1,28 g/m²/a zu einer Grenzwertüberschreitung des von der BbodSchV geführten Grenzwerts für Zink von 1,2 g/m²/a.

Tabelle 7.21: Stoffkonzentrationen und des Oberflächenablaufs und eingebrachte Stofffrachten.

Parameter	Min.	Max.	Mittelwert	StabAb	Grenzwert nach TVO	Prüfwert nach BbodSchV*)
Konzentration	[mg/l]	[mg/l]	[mg/l]	[-]	[mg/l]	[mg/l]
Bor	0,01	0,07	0,05	0,02	1,00	-
Chlorid	1,12	35,33	10,90	8,02	250	-
Zink	0,01	0,15	0,06	0,03	5,00	500
Fracht	[g/m²]	[g/m²]	[g/m²]	[-]		[g/m²]
Bor	0,01	0,78	0,28	0,17	-	-
Chlorid	1,21	282,97	60,90	66,9	-	-
Zink	0,01	1,28	0,31	0,29	-	0,12 ^{*)}

^{*)} zusätzlicher Prüfwert nach §8 Abs. 2, Nr. 2 BBodSchV 1999 für den Wirkungspfad Boden-Grundwasser.

7.6 Diskussion

Wasserbilanz für den urbanen Raum Rastatt

Aus der Wasserbilanz des Baseline-Szenarios geht eine Grundwasserneubildungsrate von 399 mm/a hervor, während für die Trinkwasserversorgung nur 201 mm/a aus dem Grundwasserleiter entnommen werden. Hinsichtlich der Nachhaltigkeitsvorgaben des WHG, nicht mehr Grundwasser zu entnehmen, als durch die natürliche Grundwasserneubildungsrate hinzukommt, ist das Rastatter Wasserversorgungs- und Entsorgungssystem als nachhaltig zu bezeichnen. Entscheidender Beitrag stammt von den Oberflächenabflüssen nicht angeschlossener Flächen und der natürlichen Grundwasserneubildung unterhalb von unbefestigten Flächen. Bei einem durchschnittlichen Versiegelungsgrad von 50 % können daher als erste Approximation 50 % der natürlichen Grundwasserneubildungsrate angenommen werden. Für Rastatt läge diese bei rund 230 mm/a (bezogen auf den Lysimeter Rauental im östlichen Teil des Stadtgebiets). Im Vergleich zu bisherigen Veröffentlichungen, die den urbanen Raum Rastatt einschließen (LfU 1996; Kuehlers 2000), liegt die berechnete Grundwasserneubildung um mehr als den Faktor 10 höher. Das großräumige Grundwasserströmungsmodell für das Wasserwerk Rheinwald, nordwestlich von Rastatt schätzt die Neubildungsrate mit 36,5 mm/a für das Stadtgebiet Rastatt ab (Kühlers 2002). Wolf (2006) implementierte die räumlich referenzierte Grundwasserneubildungsrate wie sie in der vorliegenden Arbeit berechnet wurde, in ein Grundwasserströmungsmodell für den Raum Rastatt und konnte zeigen, dass sich der Grundwasserspiegel nur unwesentlich um 1 mm/a anhebt. Ursache ist der hohe laterale Zu- und Abstrom des ca. 30 m mächtigen Grundwasserleiters (OKL) im Stadtgebiet. Um die Frage zu beantworten, ob sich kleinräumige Anstiege des Grundwasserspiegels einstellen, muss auf kleinerer Skala mit entsprechend hoher Gebietsdiskretisierung operiert werden.

Die berechneten Exfiltrationsraten von 1,5 mm/a bezogen auf das gesamte Stadtgebiet, setzen sich zusammen aus der Summe der täglichen Exfiltrationsmenge, zu Zeiten charakteristischer Abflussbedingungen. In Abbildung 7.30 sind die Austrittsmengen während Trockenwetterabfluss, bei mittleren, hohen und Starkniederschlägen in den Kontext von bisher abgeschätzten Werten aufgetragen.

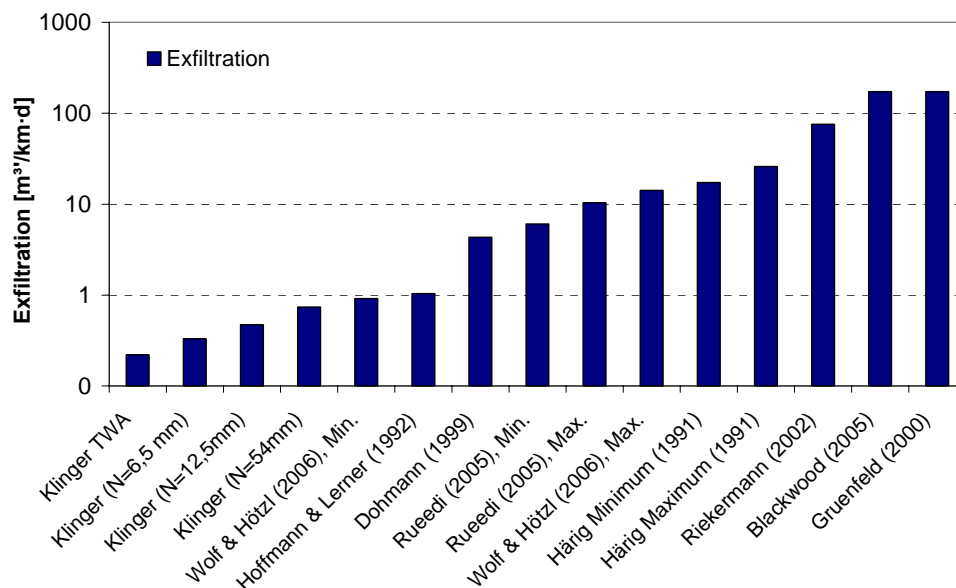


Abbildung 7.30: Vergleich eigener Berechnungen mit früheren Arbeiten zu Austrittsmengen aus defekten Abwasserkanälen.

Der Vergleich der berechneten mit bisher veröffentlichten Exfiltrationsraten zeigt eine signifikante Diskrepanz. Selbst die Exfiltrationsraten während Starkniederschlägen machen weniger als 1/10 dessen aus, was Härig & Mull (1991), Rieckermann (2002), Blackwood (2005) und Gruenfeld (2000) angeben. Hinsichtlich der Berechnungsmethode muss grundsätzlich unterschieden werden, zwischen

den vorliegenden und den zitierten Ergebnisse, da erstmals für jeden registrierten Schaden im Kanalnetz separate Exfiltrationsraten berechnet wurden. Die zitierten Untersuchungen schätzen die Exfiltrationsraten jedoch mittels Massenbilanzansätzen (Härig 1991; Gruenfeld 2000; Rieckermann & Gujer 2002; Rueedi et al. 2005) oder durch Hochrechnung von Ergebnissen am Einzelschaden (Dohmann et al. 1999; Blackwood et al. 2005) ab. Wolf (2006) berechnete die Grundwasserneubildungsrate für den urbanen Raum Rastatt mittels einer Monte Carlo Analyse (MC). Als relevante Parameter gingen dabei die hydraulische Durchlässigkeit der Kolmationsschicht, die Schadensfläche und der Füllstand im Kanal ein. Die Schäden für das Kanalnetz waren aus den Protokollen der Kanalzustandsbefahrung bekannt. Unter Berücksichtigung der Unsicherheiten ergaben sich Exfiltrationsraten von 0,92 – 14,15 m³/km/d. Die Angaben für minimale Exfiltrationsraten korrespondieren mit den Werten, die mit der Modellkette berechnet wurden. Im Vergleich der maximalen Exfiltrationsraten liegen die Werte von Wolf (2006) jedoch ebenfalls um den Faktor 10 höher. Dies erklärt sich aus der Parameterabschätzung, die bei der MC Simulation aus Doppelpackerversuchen stammen. Die Verwendung der Zustandsgrößen wie sie in der vorliegenden Arbeit ermittelt wurde, wie die Mächtigkeit der Kolmationsschicht und deren hydraulische Leitfähigkeit, würden die Simulationsergebnisse deutlich senken. Es wäre zu erwarten, dass die Ergebnisse der MC Simulation mit denen des gekoppelten Modellsystems weitgehend überstimmen.

Eine weitere Ursache für die deutlichen Differenzen zu den übrigen zitierten Untersuchungen, liegt an den Kanalinspektionsprotokollen. Die Aufnahmen werden mittels optischer Verfahren durchgeführt. Eine Kamera befindet sich im Kanal. Es kann davon ausgegangen werden, dass nicht jeder Kanalddefekt aufgrund von Alterungserscheinungen erkannt wird. Weiterhin ist eine Aussage mit diesen Verfahren, ob ein Kanal tatsächlich exfiltriert oder nicht, nicht möglich. Es kann daher davon angenommen werden, dass es zu einer geringen Unterschätzung der tatsächlichen Exfiltrationsmengen kommt.

Die berechneten Werte für die Exfiltrationsmengen können als plausible Werte für Trockenwetterbedingungen angenommen werden. Die Exfiltration während Niederschlagsereignissen sind als hoch einzustufen. Da es für Schäden die sich in der Kanalkrone befinden, keine valide Daten zur hydraulischen Leitfähigkeit Kolmationsschicht gibt, wurden bewusst sehr geringe Werte von 0,1 cm für die Mächtigkeit angenommen. Dies stellt jedoch nur ein Schätzwert dar. Ein weiterer Punkt sind Abflussmengen die während Niederschlägen auftreten. Das Modellsystem kann als geschlossen betrachtet werden. Daraus folgt, dass der gesamte Oberflächenabfluss durch die Kanalisation fließt. In Rastatt dagegen sind die Netze hydrodynamisch ausgelegt. Bei Niederschlägen kommt es zu Überläufen, die in die Oberflächengewässer münden. Damit wird die Kanalisation entlastet und der Füllstand gesenkt. Während Niederschlagsereignissen stellen sich dadurch im Modell höhere Füllstände als in der Realität ein.

Rehabilitations-Szenario

Aus den Ergebnissen des Rehabilitations-Szenarios geht hervor, dass sich Exfiltrationsmengen bezogen auf das Stadtgebiet unwesentlich verringern. Die gesamte Exfiltrationsmenge wurde jedoch um 51 % im Vergleich zum Baseline-Szenario reduziert. Die höchsten haltungsbezogenen Exfiltrationsraten werden im Rehabilitations-Szenario und im Baseline-Szenario mit 2 320 m²/a für die jeweils gleiche Haltung angegeben. Ursache ist ein Lageversatz mit einer Öffnungsweite von 30 mm, der offensichtlich nicht als Schadensklasse 1 bzw. 2 deklariert wurde. Befindet sich der Lageversatz im Kronenbereich der Haltung, könnte dieser als mittelfristig oder als nicht sanierungsbedürftig eingestuft worden sein. Damit wäre diese Haltung nicht von der Sanierungsmaßnahme betroffen. Der Berechnungsansatz geht jedoch davon aus, dass der Versatz über die gesamte Steckverbindung wirksam ist. Hier zeigen sich Diskrepanzen zwischen tatsächlichem Befahrungsprotokoll und Berechnungsansatz.

Dass die Eliminierung der Schäden jedoch signifikanten Einfluss hat, zeigt die netzbezogene Betrachtung der Exfiltrationsmengen. Die Trockenwetterexfiltration reduzierte sich im Vergleich zum Baseline-Szenario um 73 %. Daraus folgt, dass der Hauptteil des versickernden Schmutzwassers aus den Defekten mit der Schadensklasse 1 und 2 austritt. Während Starkniederschlägen tritt 45 % weniger Abwasser in die ungesättigte Zone und das Grundwasser im Vergleich zum Baseline-Szenario. Ursache für die prozentual geringere Exfiltration, kann sich aus der Bewertung von Defekten, die sich in der Kanalkrone befinden ergeben. Befindet sich der Schaden in der Kanalkrone, unabhängig von der Größe, die Stabilität der Haltung jedoch nicht beeinträchtigt ist, muss der

Kanalnetzbetreiber diesen nicht zwangsläufig als sanierungsbedürftig einstufen. Exfiltration stellt sich nur während der Vollfüllung im Kanal ein. Im Berechnungsansatz des NEIMO Modells sind Lageversätze jedoch über den gesamten Umfang wirksam unabhängig von der tatsächlichen Lage.

Eine weitere Ursache kann in der Berücksichtigung der Schäden im NEIMO Modell gesucht werden. NEIMO summiert alle Schäden in einer Haltung auf und wertet diese als einen einzigen Defekt. Befinden sich in der Haltung zahlreiche kleinere Defekte, müssen diese nicht unbedingt als kurz oder mittelfristig sanierungsbedürftig eingestuft werden. Durch die Aufsummierung kann sich jedoch eine Schadensfläche von beträchtlicher Größe ergeben, die zu hohen Exfiltrationsraten führt.

Infiltrationsmaßnahmen

Die Abkopplung abflusswirksamer Flächen von der Kanalisation und die Infiltration der Abflüsse über Flächenversickerungen oder Mulden führt bei Betrachtung der gesamten Nachbarschaft zu Grundwasserneubildungsraten die bereichsweise 44% höher liegen im Vergleich zur normalen Grundwasserneubildung. Mit 19 - 168 mm/a bewegen sich die Werte jedoch in einem vergleichbaren Rahmen wie sie auch von Göbel et al. (2004) modelliert wurden. In der zitierten Arbeit werden Grundwasserneubildungsraten von 201 mm/a im Bereich der Infiltrationsmaßnahmen angegeben (Goebel et al. 2004).

Die Betrachtung der Versickerungsraten pro Versickerungsfläche muss kritischer bewertet werden. Insbesondere in den Nachbarschaften, in denen über ein Muldensystem versickert wird, kommt es Versickerungsraten von annähernd 11 000 mm/a. Bei einer effektiven Porosität von 40 % führt das zu einer ausgefüllten Bodensäule von rund 25 m. Es ist anzunehmen, dass diese hohen kleinräumig eingebrachten Versickerungsmengen lokal zu einem Grundwasserspiegelanstieg führen. Das kann zu einer Vernässung der Kellerräume und zur Grundwasserinfiltration in die Kanalisation führen. Um die Frage zu beantworten, müssen Berechnungen eines numerischen Grundwasserströmungsmodells unter Berücksichtigung der hydraulischen Leitfähigkeit des Grundwasserleiters und des lateralen Grundwasserzustroms herangezogen werden. In einem Untersuchungsgebiet in Nord-Rheinwestfalen, konnte gezeigt werden, dass es selbst bei Infiltrationsmaßnahmen nach dem Stand der Technik (ATV-DVWK 2002) zum Anstieg des Grundwasserspiegels von 2,4 m/a kommen kann (Goebel et al. 2004).

Vergleich von Wasserbilanzgrößen mit weiteren Modellstandorten

Im Rahmen des AISUWRS – Projektes wurde die Modellkette auf drei weitere Stadtgebiete angewendet: Doncaster, England (Rueedi & Cronin 2005; Morris et al. 2006), Ljubljana, Slovenien (Souvent et al. 2006) und Mt. Gambier in Australien, (Cook et al. 2006). In Tabelle 7.22 sind die wesentlichen Wasserbilanzgrößen der jeweiligen Modellstadt aufgelistet. Die Modellstädte Rastatt, Doncaster und Mt. Gambier sind hinsichtlich der Einwohnerzahl und der Größe des Modellgebiets vergleichbar. Das Modellgebiet von Ljubljana ist bedeutend kleiner. Da die Wasserbilanzgrößen auf die Fläche der Modellgebiete bezogen sind, können diese direkt mit einander verglichen werden.

Folgt man dem einfachsten Nachhaltigkeitsgrundsatz des WHG, so sind die Bilanzen für alle Stadtgebiete, mit Ausnahme von Rastatt negativ. Die Wasserversorgungsmenge übersteigt in Doncaster um 59 mm/a und Mt. Gambier um 10 mm/a Grundwasserneubildungsrate. Für Ljubljana sind die Wassermengen extrem hoch und die Grundwasserneubildung kompensiert nur 14 %. Bestünde das GW-Neubildungsgebiet ausschließlich aus dem urbanen Raum Ljubljana, käme es zu einer Ausbeutung des Grundwassers und zu einem Absinken des Grundwasserspiegels.

Der Wasserverbrauch pro Kopf ist in Rastatt mit 110 l/(E·d) am geringsten, während Ljubljana mit 190 l/(E·d) die höchsten Verbrauchszahlen aufweist. Im Internationalen Vergleich sind diese Mengen jedoch als moderat einzustufen. In Italien werden Verbrauchszahlen von 213 l/(E·d) angegeben. In Japan werden 278 l/(E·d) und in den USA 382 l/(E·d) verbraucht (United Nations 2003).

Tabelle 7.22: Wasserbilanzgrößen aus Rastatt, Doncaster (Rueedi & Cronin 2005; Morris et al. 2006), Ljubljana (Souvent et al. 2006) und Mt.Gambier (Cook et al. 2006) im Vergleich.

Parameter	Einheit	Modellstadt			
		Rastatt	Doncaster	Ljubljana	Mt.Gambier
Einwohner	[-]	36 125	25 285	3 366	46 583
Größe Modellgebiet	[ha]	1 065	634	76	2 697
Anzahl der Nachbarschaften	[-]	74	20	19	11
Trinkwasserversorgung	[mm/a]	201	220	1347	101
Wasserverbrauch	[l/(E·d)]	110	134	190	152
TW-Netzverluste	[mm/a]	20	22	255	10
GW-Neubildung	[mm/a]	379	161	183	90
AW-Exfiltration	[mm/a]	1,5	19 ^{*)}	59 ^{*)}	3,6 ^{*)}
GW-Infiltration	[mm/a]	2	-	-	-

^{*)} Berechnungen wurden auf Basis von generisch erzeugte Defekten berechnet.

Als gravierender zu bewerten sind jedoch die Trinkwassernetzverluste, die sich in Rastatt, Doncaster und Mt. Gambier zwischen 10 – 22 mm/a bewegen, in Ljubljana jedoch um das 10-fache höher sind. Während beim innerhäuslichen Wasserverbrauch jeder Bürger die Eigenverantwortung trägt, liegt die Instandhaltungspflicht der Wasserleitungen bei den Wasserversorgern. Die Kosten, die durch Trinkwassernetzverluste entstehen, werden auf die Endverbraucher umgelegt. Ein defektes Trinkwassersystem birgt weiterhin ein enormes hygienisches Risiko. Aufgrund der Defekte kann sich ein Druckabfall in der Wasserleitung einstellen. Es besteht die Gefahr, dass Keime und Erreger in die Wasserleitungen eindringen, insbesondere wenn sich die Leitungsabschnitte unterhalb des Grundwasserspiegels befinden. Damit besteht ein erhöhtes Infektionsrisiko für den Endverbraucher.

Die Abwasserexfiltration in Rastatt scheint mit 1,5 mm/a auffällig gering, allerdings ist anzumerken, dass in allen anderen Modellstädten die Berechnungen mit generisch erzeugten Kanaldefekten durchgeführt wurden. Es ist davon auszugehen, dass die Exfiltrationsmengen in diesen Fällen überschätzt wird, da das Haltungsalter eine entscheidende Rolle spielt. Sanierungsmaßnahmen werden dabei nicht berücksichtigt. Vergleichswerte für die Grundwasserinfiltration können nicht herangezogen werden, da nur in Rastatt die Haltungen bereichsweise unterhalb des Grundwasserspiegels liegen. Aus dem Vergleich der Wasserbilanzgrößen lässt sich die Situation in Rastatt als positiv beschreiben. Insbesondere die Trinkwassernetzverluste zeigen auf, dass es bei Vernachlässigung der Wartungspflichten zu beträchtlichen Verlusten kommen kann.

Stoffeintrag und Gefährdungsabschätzung

Aus der Stoffstrommodellierung für das Baseline-Szenario ging hervor, dass in Rastatt 102 g Bor, 180 383 g Chlorid und 524 g Zink jährlich in die ungesättigte Zone bzw. das Grundwasser gelangen. Die Stofffrachten treten über unbefestigte Flächen, durch Trinkwassernetzverluste und durch defekte Abwasserkanäle in den Untergrund ein. Abbildung 7.31 zeigt die prozentuale Verteilung, über welchen Flusspfad die Stoffe in den Untergrund gelangen. Die ursprüngliche Annahme, dass die Stofffracht im Sickerwasser hauptsächlich durch exfiltrierendes Abwasser bestimmt wird, bewahrheitet sich nicht. Für Bor liegt der Anteil an der Gesamtfracht bei 13 %. Bei Chlorid und Zink ist der Anteil bedeutend geringer und macht nur 1 % bzw. 4 % an der Gesamtfracht aus. Der Hauptanteil kommt über die unbefestigten Flächen in den Untergrund. Bei Bor treten 83 %, bei Chlorid 97 % und bei Zink 95 % der Gesamtfracht in den Untergrund ein.

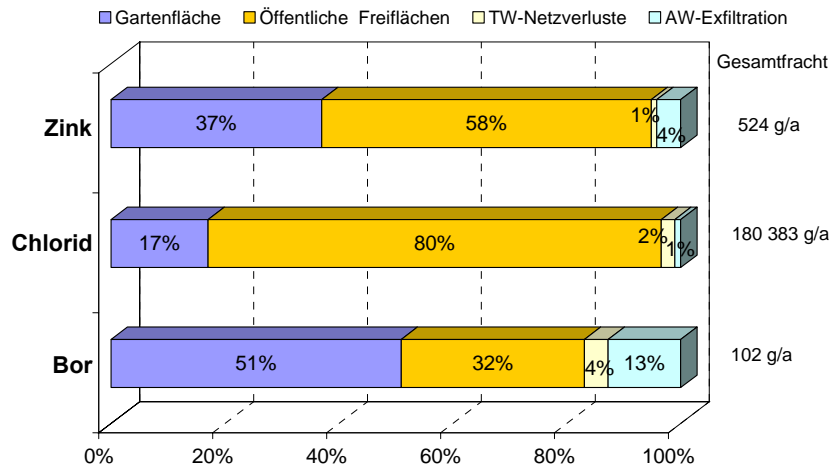


Abbildung 7.31: Prozentuale Anteil des Stoffeintrags von Bor, Chlorid und Zink in die ungesättigte Zone und das Grundwasser (Baseline-Szenario).

Im Rahmen des Infiltrationsszenarios wurden rund 540 000 m² versiegelter Fläche vom Entwässerungssystem abgekoppelt. Die entstehenden Abflüsse wurden in Versickerungsanlage (Flächenversickerung, Mulde) eingeleitet. In Abbildung 7.32 ist der prozentuale Anteil jedes Eintragspfades im Vergleich zur gesamten Stofffracht aufgetragen. Durch die Infiltrationsmaßnahme ist ein Anstieg der eingetragenen Stofffrachten zu beobachten. Für Bor stiegen die Gesamtfrachten um 14 %, für Chlorid um 1,4 und für um 2,3 %. Damit wird gezeigt dass flächendeckenden Stoffströme auch sich auch bei Eingriff durch Abkopplung abflusswirksamer Flächen unwesentlich verändern. Die größten Mengen treten weiterhin über die unbefestigten Flächen in den Untergrund ein.

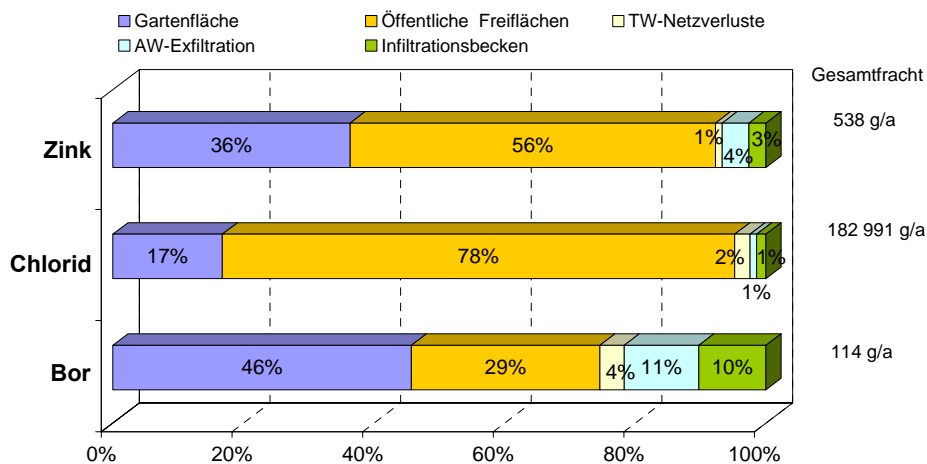


Abbildung 7.32: Prozentuale Anteil des Stoffeintrags von Bor, Chlorid und Zink in die ungesättigte Zone und das Grundwasser (Infiltrations-Szenario).

Abschätzung des Gefährdungspotentials durch defekte Abwasserkanäle

Nach Auswertung der räumlich referenzierten Wasser- und Stoffeinträge durch Defekte in der Kanalisation wurden die Nachbarschaften identifiziert, die mit höchsten Mengen zur Gesamtbilanz beitragen. Die Abschätzung der Grundwassergefährdung wurde auf Basis der Exfiltrationsmengen pro Nachbarschaft vorgenommen. (Abbildung 7.33). Eine sehr geringe Verunreinigungsgefahr besteht, wenn die Exfiltrationsmengen $\leq 10 \text{ m}^3/\text{a}$ ist. Das gilt für 34 von 74 Nachbarschaften, die über das gesamte Stadtgebiet verteilt sind. In 27 von 74 Nachbarschaften besteht eine geringfügige Gefährdung bei Austrittsmengen von $11 - 100 \text{ m}^3/\text{a}$. Eine räumliche Eingrenzung lässt sich für diese Bereiche nicht vornehmen, da sich diese Gebiete ebenfalls über das gesamte Stadtgebiet verteilen. Treten zwischen $101 - 300 \text{ m}^3$ Abwasser pro Jahr in einer Nachbarschaft aus, unterliegt das Grundwasser einer mittlerer Verunreinigungsgefahr. Die ist in sechs Nachbarschaften der Fall. Dazu zählen das Münchfeld im Süden des Stadtgebiets und Niederbühl der südöstliche Stadtteil von Rastatt, sowie vier Nachbarschaften im Stadtkern. Nördlich des Stadtkerns kommt es in vier von 74 Nachbarschaften zu Exfiltrationsmengen von $301 - 1\,500 \text{ m}^3$. In diesen Bereichen besteht ein hohes Gefährdungsrisiko vor. In zwei Nachbarschaften treten die höchsten Abwassermengen von $1\,500$ bzw. $5\,000 \text{ m}^3$ ins Grundwasser ein.

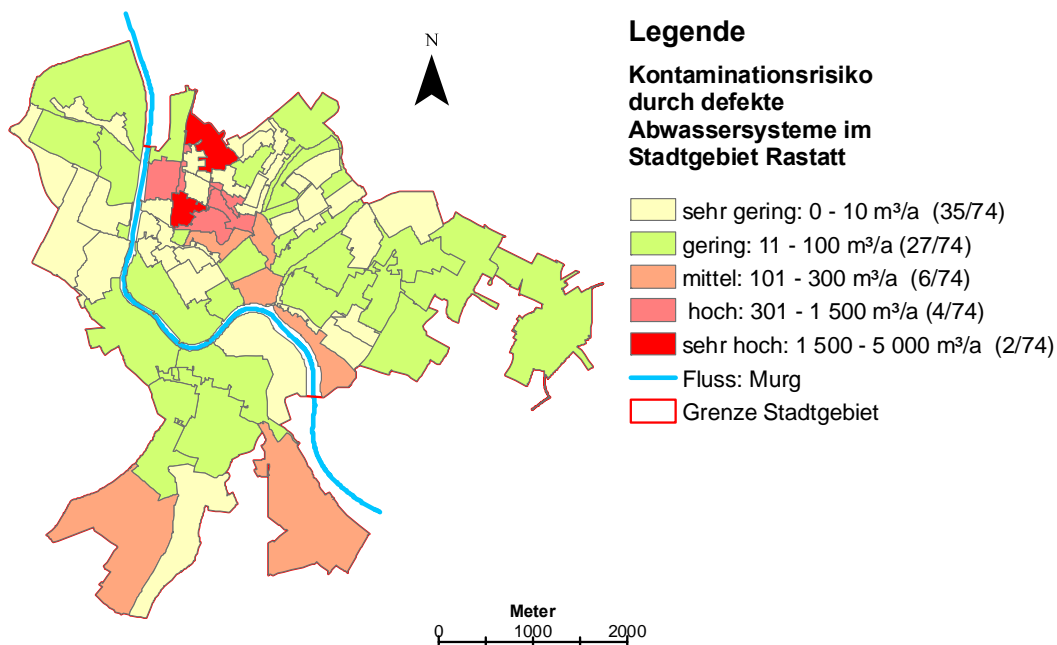


Abbildung 7.33: Abschätzung des Gefährdungsrisikos durch defekte Abwassersysteme (Grundlage: Exfiltrationsmengen pro Nachbarschaft).

Aus dieser Klassifizierung geht hervor, dass sechs von 74 Nachbarschaften, die sich auf engem Raum nördlich des Stadtkerns befinden, das größte Gefährdungspotential für Boden und Grundwasser besteht. In diesen Nachbarschaften kommt es zu Austrittsmengen von $300 - 5\,000 \text{ m}^3/\text{a}$. Es ist davon auszugehen, dass sich in diesem Bereich Qualitätsbeeinträchtigungen im Grundwasser feststellen lassen. Die Abschätzung des Gefährdungspotentials entbehrt jedoch einer statistischen Grundlage und einer gewichteten Berücksichtigung der Parameter (Zusammensetzung des Bodens, Mächtigkeit der ungesättigten Zone). Es wird jedoch veranschaulicht, dass es mit einer Anwendung des gekoppelten Modellsystems möglich ist, Bilanzierungsgrößen zu berechnen, die für eine Gefährdungsabschätzung herangezogen werden können.

Zeitlicher Aufwand für den Aufbau der Modellkette

Die konzeptionelle Entwicklung der gekoppelten Modellkette ging während des AISUWRS Projekts mit der programmtechnischen Umsetzung einher. Einzig das UVQ Modell wurde bereits vor Beginn des AISUWRS Projekts für die Abbildung der Wasser- und Stofftransportprozesse in urbanen Räumen eingesetzt. Die Integration von UVQ und die Kopplung mit NEIMO, POSI und SLeakI über die DSS Plattform kamen erst kurz vor Abschluss des Projekts (31.10.2005) zur Fertigstellung.

Um den zeitlichen Aufwand für den Aufbau und die Auswertung der Ergebnisse abzuschätzen, unter Berücksichtigung des aktuellen Entwicklungsstadiums der Modellkette, müssen mehrere Teilschritte berücksichtigt werden, wie in Abbildung 7.34 dargestellt sind. Für einen bestehenden urbanen Raum mit einer Fläche von 10 km² und 50 000 Einwohner muss mit einem Zeitaufwand von 7 – 8 Mann-Monaten (30 Wochen) gerechnet werden.

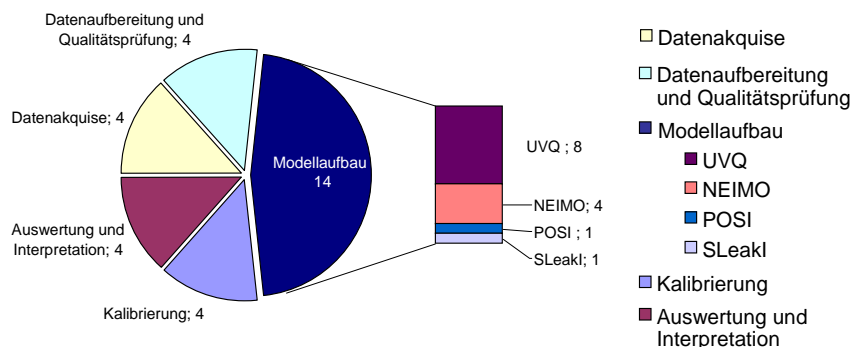


Abbildung 7.34: Zeitlicher Aufwand (ca. 30 Wochen) für die Bewertung der Wasser- und Stoffflüsse für ein Stadtgebiet von 10 km² Fläche und ca. 50 000 Einwohner mittels der gekoppelten Modellkette. Zeitangaben in Wochen.

Am Anfang der Arbeit steht die Datenakquise. Neben Datensätze zur Beschreibung der Wasserflüsse sind demographische Daten zur Bevölkerungsdichte, Wasserverbrauchsverhalten, Datensätze über das Kanalisationsnetz und hydrogeologische Daten notwendig. Ein Hauptteil der Datensätze ist über die Ämter einer Stadt zu beziehen. Liegen die Daten in digitalem Format vor, ist das für den Anwender ist von entscheidendem Vorteil, da die Datensätze mit Tabellenkalkulationsprogrammen und Geographischen Informationssystemen in die programmtypischen Formate konvertiert werden können. Für das Modellgebiet Rastatt, lagen ca. 80 % der Datensätze in digitalem Format vor. Um mögliche Fehlerquellen bereits vor dem Entstehen zu vermeiden, muss jeder Datensatz einer Qualitätsprüfung unterzogen werden. Dies schließt die Kontrolle von Zeitreihen auf Durchgängigkeit und die Prüfung der Datenformate ein. Aufgrund der hohen Anzahl der Eingangsparameter nimmt dieser erste Teil „Datenakquise und – aufbereitung“ mit 8 Wochen ca. 25 % der Zeit in Anspruch. Mit 14 Wochen für den Modellaufbau müssen ca. 50 % der Zeit aufgebracht werden. Das UVQ Modell steht dabei mit 8 Wochen aufgrund der differenzierten Betrachtung der urbanen Wasser- und Stoffströme an vorderster Stelle. Für NEIMO, POSI und SLeakI ist der Datenaufwand deutlich mit zusammen 6 Wochen deutlich geringer. Wesentliche Information zur Parameterabschätzung sind in der vorliegenden Arbeit dokumentiert, so dass auf eigene Untersuchungen weitgehend verzichtet werden kann. Nach dem Aufbau eines Modells müssen die berechneten Ergebnisse einer Plausibilitätskontrolle unterzogen werden und die Eingangsparameter an realen Daten aus dem Modellgebiet kalibriert werden. Die Vorgehensweise folgt erst einer Kalibrierung jedes einzelnen Modells. Danach werden die Ergebnisse der gekoppelten Modellkette bewertet und die Parameter in engen Grenzen so lange variiert, bis die Ergebnisse hinreichend genau sind. Für die Kalibrierung müssen ca. 4 Wochen eingerechnet werden.

Für die Interpretation und die räumlich differenzierte Darstellung der Ergebnisse eignen sich Geographische Informationssysteme. Für die Aufbereitung und Interpretation müssen weitere 4 Wochen aufgebracht werden. Die Angaben wie sie für die Modellstadt Rastatt gemacht werden, sollen eine Vorstellung des Zeitaufwandes für eine Anwendung der Modellkette auf ein Stadtgebiet.

8 ZUSAMMENFASSUNG UND AUSBLICK

8.1 Zusammenfassung der Ergebnisse am Einzelschaden

Zur Untersuchung der Exfiltrationsprozesse an einem defekten Abwasserkanal und zur Bewertung der raum-zeitlichen Veränderungen der Stofftransportprozesse während der Sickerpassage wurden in einen aktiven Schmutzwasserkanal (DN 500) zwei künstliche Leckagen in die Sohle des Kanals quer zur Fließrichtung mit einer Rissbreite von 2,5 cm eingebracht. Zur Ermittlung der zeitlich hoch aufgelösten Exfiltrationsrate wurde unterhalb von Leck 1 (Fläche 120 cm²) ein mit Mittelsand gefüllter Auffangbehälter (Volumen 53,16 l) installiert. Zur in-situ-Untersuchung des Wasser- und Stofftransports in der ungesättigten Zone wurde unterhalb von Leck 2 (Fläche 70 cm²) der Bodenkörper bis auf eine Tiefe von 80 cm ausgehoben, gegen einen Mittelsand ausgetauscht und mit Saugkerzen, Tensiometern und TDR Sonden ausgestattet.

Die am Leck 1 aufgenommene Exfiltration erreichte unmittelbar nach Einbringen der Leckage die höchste Austrittsmenge von 255 l/d. Über eine Laufzeit von 194 Tagen nahm diese exponentiell auf 1 - 2 l/d ab, und es stellte sich ein Gleichgewichtszustand ein. Im weiteren Verlauf betrug die Exfiltrationsrate durchschnittlich 2,53 l/d. In den ersten sechs Monaten der Untersuchung war die Exfiltration maßgeblich durch die Prozesse der Kolmation bestimmt. Niederschlagsereignisse führten in dieser ersten Phase zu 22-fach höheren Exfiltrationsraten im Vergleich zur Exfiltration während Trockenwetterperioden. Nach Erreichen des Gleichgewichtszustands exfiltrierte nur die 6-fache Menge. Damit konnte gezeigt werden, dass das Leck nach Erreichen des Gleichgewichtszustands auch bei stark ansteigenden Füllständen weitgehend kolmatiert bleibt. Eine vollständige Versiegelung des Lecks wurde zu keinem Zeitpunkt erreicht. Die exponentielle Abnahme der Exfiltrationsrate wurde bisher in allen bekannten Studien beobachtet (Okubo & Matsumo 1983; Dohmann et al. 1999; Ellis et al. 2003; Vollertsen & Hitved-Jacobsen 2003; Fuchs et al. 2004; Held et al. 2004; Karpf & Krebs 2004; Blackwood et al. 2005; Thoma & Götz 2006; Turkovic et al. 2006), allerdings stellt sich in der vorliegenden Arbeit ein Gleichgewichtszustand erst nach sechs Monaten ein, während in den zitierten Arbeiten von Minuten, Stunden und Tagen berichtet wird.

Zeitlich hoch aufgelöste Messreihen von Füllstand und Exfiltration zeigen über weite Bereiche eine Korrelation. Neben dem hydraulischen Potential wurde das Vorhandensein mikrobieller Biomasse als exfiltrationssteuernder Faktor ermittelt. Es traten in unregelmäßigen Abständen zwei Phänomene auf, die auf die Eigendynamik der Kolmationsschicht zurückgeführt werden können. Ansteigende Füllstände bei gleichzeitig abnehmender Exfiltration sowie niedrige Füllstände und eine sprunghaft ansteigende Exfiltration. Durch die mikrobielle Aktivität werden Gase freigesetzt (hauptsächlich CH₄ und CO₂, siehe Hua et al. 2006), deren Aufstieg durch die geringdurchlässige Kolmationsschicht gehemmt wird (Phänomen 1). Erreichen die Gasblasen eine gewisse Größe, kommt es zum Aufstieg und zum Durchbrechen der Kolmationsschicht und damit zu einer höheren Exfiltration. Die mikrobielle Biomasse unterliegt zudem Alterungsprozessen. Es werden Partikel losgelöst und temporär neue Wegsamkeiten für das Sickerwasser geschaffen, die einen spontanen Anstieg der Exfiltration verursachen (Phänomen 2). Vergleichbare Beobachtungen machten Turkovic et al. (2006) an einem Modellkanal.

Im Rahmen der durchgeführten Untersuchungen konnten drei Arten der Kolmation, die zur Versiegelung des Lecks beigetragen haben, beobachtet werden: mechanische-, biologische- und chemische Kolmation. Bei der mechanischen Kolmation kommt es zur oberflächigen Abdichtung durch Zellstoffrückstände, Feststoffe und partikulären Eintrag in das Leck. Die Bestimmung der mikrobiellen Biomasse in der Kolmationsschicht, ermittelt durch eine in-situ-Probenahme in der Leckfläche,

lieferte sehr hohe DNA-Konzentrationen von 750 µg/g Trockenmasse (TM). Diese Werte liegen im Vergleich zu bisherigen Laboruntersuchungen (Turkovic et al. 2006) um den Faktor 2–3 höher. DNA-Konzentrationen von 250 µg/g wurden unterhalb des Lecks bis in eine Tiefe von 4 cm sicher nachgewiesen. Die Analyse der Einzelhorizonte in der Kolmationsschicht auf die Schwermetalle Kupfer, Mangan, Kadmium und Blei sowie auf Zink zeigte sehr hohe Stoffkonzentrationen für Zink (max. 11 500 mg/g Zn) und Kupfer (28 000 mg/g Cu). Es kann angenommen werden, dass die Ausfällungsprodukte Anteil an der Porenraumverringeringung haben. Die anoxisch sulfidisch gefällten Metalle führen zu einer schwarzen Färbung in den ersten 5 cm des Profils. Die Kolmationsschicht wird somit als 5 cm mächtig angesetzt, wobei eine differenzierte Betrachtung, welche Art der Kolmation den Versiegelungseffekt dominiert, nicht durchgeführt werden kann. Zusammenfassend ist die Exfiltration aus Kanalleckagen ein hochgradig instationärer Prozess, der neben den hydraulischen Randbedingungen und physikalischer Kolmation auch durch die mikrobiologisch-chemische Eigendynamik der Kolmationsschicht beeinflusst wird.

Die Werte für die flächenbezogene Exfiltration während der Trockenwetterperioden liegen im Mittel bei 0,0695 l/(cm²·d) und annähernd um den Faktor zwei höher im Vergleich zu anderen Studien (Rott & Zacher 1999; Turkovic et al. 2006). Die Berechnung der hydraulischen Durchlässigkeit nach dem Darcy-Gesetz wurde anhand der Parameter Füllstand, Exfiltrationsmenge und Mächtigkeit der Kolmationsschicht mit $4,1 \cdot 10^{-7}$ m/s bestimmt und kann als mittlerer Wert für Durchlässigkeiten bei Trockenwetterabfluss herangezogen werden. Während bei relativ trockenen Bodenverhältnissen und kleineren Niederschlagsereignissen die Ausbreitungsgeschwindigkeiten der Sickerfront bei 25 cm/h liegen, steigen diese Ausbreitungsgeschwindigkeiten während Niederschlagsereignissen sprunghaft auf 180 cm/h an. Daraus ergeben sich für das Sickerwasser nach Starkregenereignissen erheblich kürzere Kontakt- bzw. Reaktionszeiten bei der Bodenpassage.

Die im Vergleich zum Gesamtabfluss ermittelten Exfiltrationsmengen liegen bei sehr geringen Werten von maximal 0,02 %. Die Exfiltrationsrate während Trockenwetterperioden liegt sogar nur bei 0,0005 % des Kanaldurchflusses. Diese Werte stehen in scheinbarem Widerspruch zu bisherigen Aussagen, bei denen bis zu 34 % des Trockenwetterabfluss durch Kanalddefekte exfiltrieren (Härig & Mull 1992; Dohmann & Haußmann 1996; Ellis et al. 2004; Karpf & Krebs 2004, u. a.). Es gilt allerdings zu berücksichtigen, dass sich die zitierten Arbeiten auf ein Kanalnetz beziehen, während die vorliegenden Ergebnisse auf einen Einzelschaden bezogen sind. In Tabelle 8.1 werden die mittleren ermittelten Größen am Einzelschaden zusammengefasst dargestellt.

Tabelle 8.1: Zusammenfassung der umweltrelevanten physikalischen Größen am Einzelschaden

Parameter	Einheit	Min.	Max.	Mittel
Exfiltration (erste 6 Monate)	[l/d]	0,54	255	15,02
Exfiltration (Gleichgewichtsphase, > 6 Monate)	[l/d]	0,10	14,01	2,53
Mittlere Exfiltrationsrate pro Flächeneinheit (während TWA)	[l/(cm ² ·d)]	0,0194	0,2575	0,0695
Mächtigkeit der mikrobiellen Kolmationsschicht	[cm]	4,0	4,0	4,0
Mittlere k_f -Werte der Kolmationsschicht	[m/s]	$1,72 \cdot 10^{-7}$	$1,01 \cdot 10^{-6}$	$4,10 \cdot 10^{-7}$
Sickergeschwindigkeit TWA	[cm/s]	-	-	25
Sickergeschwindigkeit während Niederschlagsereignissen	[cm/s]	-	-	180
Exfiltration/Gesamtabfluss (Anfangsphase)	[%]	0,0026 ¹⁾	-	0,0197 ²⁾
Exfiltration/Gesamtabfluss (Gleichgewichtsphase)	[%]	0,0005 ¹⁾	-	0,0011 ²⁾

¹⁾ Trockenwetterabfluss ²⁾ während Niederschlagsereignissen

Nach der quantitativen Bewertung der Exfiltration wird festgehalten, dass das größte Risiko für Boden und Grundwasser durch defekte Abwassersysteme unmittelbar nach Entstehung eines Defekts besteht. Berücksichtigung müssen daher insbesonderehaltungen finden, die im Grundwasserschwankungsbereich liegen, da es während der Infiltration zu einem Freispülen der Leckagen kommt und sich die anschließende Exfiltration wie an einem neu entstandenen Schaden verhält. Vergleichbar ist die Situation nach einer Hochdruckkanalspülung, die vor einer Kamerabefahrung durchgeführt wird. Hier kommt es zu einer teilweise oder vollständigen Entfernung der Kolmationsschicht.

Weiterhin führen Niederschlagsereignisse mit höheren Füllständen und größerer Schleppspannung zu Exfiltrationsraten, die um den Faktor 4 – 6 höher sind. Um zu einer plausiblen Gefährdungsabschätzung des Bodens durch Kanaldefekte zu kommen, sind alleinige Vergleichswerte von Exfiltrations- zu Abflussmengen ungeeignet. Hier müssen die eingebrachten Frachten umweltrelevanter Substanzen berücksichtigt werden.

Nach der Analyse der hydrochemischen Parameter, kann das Gefährdungspotential deutlicher eingegrenzt werden. Die Bodenwasserproben, entnommen mittels Saugkerzen in 10, 30, 50 und 60 cm unterhalb von Leck 2 wurden auf Stickstoffverbindungen, Chlorid und Bor untersucht. Für die Stickstoffverbindung $\text{NO}_3\text{-N}$ wurden in den Bodenwasserproben in 10 cm Tiefe Spitzenkonzentrationen von 120 mg/l $\text{NO}_3\text{-N}$ gemessen. Dies entspricht einem Nitratgehalt von 540 mg/l und damit einer signifikanten Überschreitung des Grenzwerts von 50 mg/l Nitrat nach TVO. Hohe Werte $\text{NO}_3\text{-N}$ zeigten sich bis in die Tiefe von 60 cm, wo noch 60 mg/l $\text{NO}_3\text{-N}$ (entspricht 265 mg/l Nitrat) nachgewiesen wurde. Diese hohen Konzentrationen stellen keine Ausnahmen dar, sondern wurden in ähnlicher Größenordnung von Rott & Zacher (1999) und Krauss (2002) nachgewiesen.

Chlorid und Bor zeigen aufgrund ihrer persistenten Eigenschaften jeweils ähnliches Verhalten bei der Bodenpassage. Während Trockenwetterexfiltration werden im Sickerwasser annähernd die Stoffkonzentrationen, wie sie im Abwasser vorherrschen, erreicht. Für Bor wurden Konzentrationen von ca. 0,5 mg/l und für Chlorid 20 – 100 mg/l im Abwasser- und Sickerwasser gemessen. Niederschlagsereignisse führen zu einer erheblichen Verdünnung, so dass die Borkonzentrationen unter 0,12 mg/l liegen. Für Chlorid werden weniger als 12 mg/l gemessen. Eine Grenzwertüberschreitung konnte nur in einem Fall für Chlorid beobachtet werden mit 399 mg/l im Sickerwasser (Grenzwert nach TVO 250 mg/l). Diese einmalig aufgetretene Grenzwertüberschreitung wird jedoch auf Straßensalzung im Einzugsgebiet zurückgeführt.

Von insgesamt 48 untersuchten **humanpharmazeutischen Substanzen** der Wirkstoffgruppen Analgetika, Betablocker, Zytostatika, Broncholytika, Sekretolytika, Antiepileptika wurden 15 im Abwasser und im Sickerwasser am Leck 1 nach einer Bodenpassage von 50 cm nachgewiesen. Von den untersuchten Betablockern wurden für Atenolol, Metoprolol und Sotalol höchste Konzentrationen von bis zu 1 200 µg/l gemessen. Aus der Wirkstoffgruppe der Antibiotika wurden für Dehydrato-Erythromycin A, Clarithromycin, Sulfamethoxazol und Trimethoprim positive Befunde festgestellt. Für die Stoffe Ibuprofen, Diclofenac, Bezafibrat, Carbamazepin wurden im Zulauf der Kläranlage Konzentrationen, die 14 µg/l erreichten, festgestellt. Diese sind damit mehr als das 100-fache höher konzentriert als die antibiotischen Stoffe.

Im Rahmen einer 24 Stundenbeprobung des Ab- und Sickerwassers am Leck 1 wurde die räumliche und zeitliche Schwankungsbreite der Stoffkonzentrationen von acht ausgesuchten pharmazeutischen Stoffen aufgezeigt. Nachweise für Clofibrin und Fenofibrat konnten im Abwasser nicht erbracht werden. Für Bezafibrat, Carbamazepin, Diclofenac, Gemfibrozil, Ibuprofen und Indometazin wurden die höchsten Stoffkonzentrationen sowohl im Abwasser (Spitzenwerte 100 µg/l) als auch im Sickerwasser (Spitzenwerte 5,27 µg/l) nachgewiesen, jedoch konnten für die Stoffe Bezafibrat, Gemfibrozil und Indometazin aufgrund starker Konzentrationsstreuung keine aussagekräftigen Analysenergebnisse gewonnen werden. Die Zeitreihen für Diclofenac und Ibuprofen zeigten, dass die beiden Substanzen bei der Bodenpassage einen mikrobiellen Abbau um bis zu 70 % erfahren. Obwohl im Abwasser Spitzenkonzentrationen von 100 µg/l nachgewiesen wurden, lagen die Maximalwerte im Sickerwasser bei 5,27 µg/l. Carbamazepin zeigte keine Anzeichen von Sorption oder Abbau. Die durchschnittlichen Konzentrationen im Abwasser von 1,71 µg/l korrelierten mit den im Sickerwasser ermittelten Werten von 2,19 µg/l. Carbamazepin kann somit als Parameter für eine Qualitätsbeeinträchtigung durch exfiltrierendes Abwasser herangezogen werden. Damit käme es für die in Tabelle 8.2 aufgeführten Stoffe Carbamazepin, Diclofenac, Metoprolol, Sotalol bereits zu einer signifikanten Überschreitung des geforderten Qualitätsziels. Bei Betrachtung des Summenparameters wird der Eintrag deutlicher. Ca. 11 µg pharmazeutischer Rückstände gelangen täglich an einer Leckage in den Untergrund. Damit stellen defekte Abwassersysteme den entscheidenden Emittenten pharmazeutischer Stoffe in das Grundwasser dar. Zusammenfassend sind in Tabelle 8.2 die Frachten von sechs Parametern und der Summe der pharmazeutischen Substanzen, die durchschnittlich in den Untergrund sickern, aufgelistet.

Tabelle 8.2: Zusammenfassende Darstellung der stofflichen Austrittsmengen am Einzelschaden.

Parameter	Konz.	Durchschnittliche	Ø - Fracht	Ø - Fracht pro Tag
	im SW	Exfiltrationsmenge ¹⁾	pro Tag ²⁾	und Fläche
	[mg/l]	[l/d]	[mg/d]	[mg/d/cm ²]
Ammonium-Stickstoff (NH ₄ -N)	19,23	2,53	48,65	0,91
Nitrat-Stickstoff (NO ₃ -N)	2,30	2,53	5,82	0,11
Pharmazeutische Rückstände	[µg/l]	[l/d]	[µg/d]	[µg/d·cm²]
Carbamazepin	2,93	2,53	7,41	0,139
Diclofenac	1,86	2,53	4,71	0,088
Metoprolol	1,10	2,53	2,78	0,052
Sotalol	1,20	2,53	3,06	0,057
Summe pharmazeutischer Rückstände	11,52	2,53	29,13	0,546

¹⁾ Mittlere Exfiltrationsrate nach 6 Monaten Laufzeit ²⁾ Bezogen auf eine durchschnittlich benetzte Fläche von 53,35 cm².

8.2 Zusammenfassung der Wasser- und Stoffstrom-Bilanzierung

Die Zielsetzung im zweiten Teil der vorliegenden Arbeit war es, durch vier sequentiell ablaufende Einzelmodelle den gesamten Wasser- und Stoffstromkreislauf unter besonderer Berücksichtigung von defekten Abwasserkanälen abzubilden. Durch das Aufstellen eines Rehabilitations- und Infiltrations-Szenarios wurden die durch die Maßnahmen entstandenen Wirkungen im Vergleich zum tatsächlichen Status (Baseline-Szenario) in Bezug auf die Wasser- und Stoffströme und die damit verbundenen Risiken bewertet. Als Modellstadt diente die Stadt Rastatt, mit 47 500 Einwohnern, 20 km südlich von Karlsruhe gelegen. Die Ergebnisse berücksichtigen die Wasser- und Stoffströme, die über öffentliche Freiflächen, das defekte Trinkwassernetz und die defekten Abwasserkanäle in den Untergrund eintreten. Als Stoffparameter wurden Bor, Chlorid und Zink in den Berechnungen betrachtet.

Das zentrale Ergebnis des **Baseline-Szenarios** für den urbanen Raum Rastatt ist eine Grundwasserneubildungsrate von 399 mm/a. Dieser Wert liegt deutlich höher als in bisherigen Untersuchungen der LfU (1996) und von Kühlers (2002) für diesen Bereich abgeschätzt wurden. Während Kühlers innerhalb eines großräumigen Grundwasserströmungsmodells die Neubildungsrate auf 36,5 mm/a schätzt, berücksichtigt die LfU (1996) im großräumigen Grundwassermodell Oberrheingraben das Stadtgebiet Rastatt mit einer Neubildungsrate von 63 – 94 mm/a. Die differenzierte Betrachtung der Wasserströme zeigte, dass bereits 20 mm/a Grundwasserneubildung allein durch Trinkwassernetzverluste entstehen. Zusätzlich tragen die Oberflächenabflüsse nicht angeschlossener abflusswirksamer Flächen zur Grundwasserneubildung bei. Rund 25 % des gesamten berechneten Abflusses von 466 mm/a infiltrieren über die unbefestigten Flächen in den Untergrund. Die Austrittsmengen durch das defekte Abwassersystem mit einer Länge von 138,8 km und insgesamt 31 000 Schäden machen sich mit 1,5 mm/a nur untergeordnet in der Gesamtbilanz bemerkbar. Vom Mischwasserabfluss exfiltrieren 0,2 % als Rohabwasser in den Untergrund. Bezogen auf das gesamte Kanalnetz exfiltrieren bei Trockenwetterbedingungen 0,22 m³/km/d. Bei Starkniederschlägen kommt es zu deutlich höheren Exfiltrationsraten von 0,74 m³/km/d. Die berechneten Werte weichen signifikant von vielen bisher angenommenen Exfiltrationsraten von 0,92 – 172,82 m³/km/d (Härig 1991; Dohmann et al. 1999; Gruenfeld 2000; Rieckermann & Gujer 2002; Blackwood et al. 2005; Rueedi et al. 2005; Wolf 2006), harmonisieren aber mit den 0,06 – 0,18 m³/km/d gemessen von Vollertsen / Hvitved-Jacobsen (2003) sowie den Hochrechnungen von 0,19 m³/km/d von Wolf (2006). Die geringen Austrittsmengen sind darauf zurückzuführen, dass die Exfiltration auf Basis von Kanalbefahrungsprotokollen durchgeführt und nicht aus Ergebnissen an Einzelschäden hochgerechnet wurden. Die Betrachtung der haltungsbezogenen Exfiltration zeigte, dass aus Kanaldefekten große Mengen Abwasser die Kanalisation verlassen, die Spitzenwerte von 2 320 m³/a erreichen. Die Infiltration von Grundwasser wurde mit 3,68 mm/a bezogen auf das Stadtgebiet berechnet und ist damit doppelt so hoch wie die Exfiltration. Infiltration wurde im Wesentlichen an den Hauptsammlern, die am Nord- und Südrand des Stadtgebiets verlaufen, festgestellt. Für Kanaldefekte in Haltungen mit Durchmessern bis DN 2000, wurden Infiltrationsmengen von 5 751 m³/a berechnet.

Die Stadt Rastatt erfüllt die Vorgaben des WHG, nicht mehr Grundwasser zu entnehmen, als durch die natürliche Grundwasserneubildungsrate hinzukommt. 201 mm/a werden aus dem lokalen Grundwasserleiter für die Trinkwasserversorgung entnommen, und 399 mm/a sickern dem Grundwasser als Neubildungsrate zu. Damit ist das System als nachhaltig aus Sicht der Wasserbilanz zu bezeichnen.

Die Stoffstrommodellierung zeigte, dass in Rastatt 102 g Bor, 180 kg Chlorid und 524 g Zink jährlich in die ungesättigte Zone bzw. das Grundwasser gelangen. Ein wesentlicher Anteil stammt vom Eintrag über unbefestigten Flächen. Die Borfrachten treten zu 83 %, die Chloridfrachten zu 97 % und die Zinkfrachten zu 96 % über die unbefestigten Flächen ein. Der Beitrag durch exfiltrierendes Abwasser liegt dagegen für Bor bei 13 %, für Chlorid bei 1 % und Zink für bei 4 %, jeweils bezogen auf die Gesamtfracht. Eine flächenbezogene Frachtberechnung lieferte Spitzenwerte für Bor von 26,7 g/m²/a, für Chlorid 31,9 g/m²/a und für Zink 168 mg/m²/a.

Für eine Gefährdungsabschätzung des Grundwassers kann eine flächenbezogene Stoffbilanz nur bedingt herangezogen werden, da die Eintragspfade über das gesamte Stadtgebiet verteilt sind. Anhand der haltungsbezogenen Sickerwasserkonzentrationen, wurden Grenzwertüberschreitungen für Bor mit 1,8 mg/l (Grenzwert TVO 1,0 mg/l) und Chlorid mit 259 mg/l (Grenzwert 250 mg/l) aufgezeigt. Die Zinkkonzentrationen blieben grundsätzlich unterhalb der Grenzwerte.

Die räumlich referenzierte Darstellung des Kanalisationsnetzes und der berechneten Ergebnisse für die Sickerwasserkonzentration und die eingebrachten Stofffrachten identifizierten vier Nachbarschaften nördlich des Stadtkerns, in denen die größten Exfiltrationsmengen austreten und die höchsten Sickerwasserkonzentrationen erreicht werden.

Im Rahmen des **Rehabilitations-Szenarios** wurden die Kanaldefekte, die einer kurz- bzw. mittelfristigen Sanierung bedürfen (Sanierungspriorität 1 und 2 nach ATV-M 143) aus dem Kanalbefahrungsprotokoll entfernt. Mit diesem Szenario wurde aufgezeigt, wie sich eine sofortige Sanierung auf die Wasser- und Stoffbilanz in Rastatt auswirkt. Während die Auswirkungen bezogen auf die Gesamtbilanz eine untergeordnete Rolle spielen, zeigte der Vergleich mit dem Baseline-Szenario den Einfluss auf die Systemgrößen Ex- und Infiltration. Die Exfiltrationsraten sind Vergleich zum Baseline-Szenario um 52 % geringer und wurden auf 0,72 mm/a gesenkt. Die Infiltrationsraten reduzierten sich um 92 % und nur noch 0,29 mm/a Grundwasser infiltrierten in die kommunale Kanalisation. Aus der haltungsbezogenen Bewertung ging hervor, dass sich die Trockenwetterexfiltration um 73 %, die Exfiltrationsrate während Starkniederschlagsereignissen um 45 % reduzierte. Damit konnte der Beweis geführt werden, dass durch Defekte, die per se als Schadensklasse 1 und 2 deklariert wurden, der größte Anteil des Abwassers exfiltriert. Die Stofffrachten die durch Exfiltration in den Untergrund gelangen, reduzierten sich für Bor, Chlorid und Zink um durchschnittlich 49 %. Trotz der Eliminierung der Schadensklassen 1 und 2 werden Sickerwasserkonzentrationen berechnet, die die Grenzwerte nach TVO überschreiten. Für Bor wurden Spitzenkonzentrationen von 1,8 mg/l und für Chlorid 259 mg/l für das exfiltrierende Abwasser berechnet.

Im Rahmen des **Infiltrations-Szenarios** wurden die Oberflächenabflüsse vom Dach und von den Zufahrtswegen in 31 von 74 Nachbarschaften über eine Flächeninfiltration bzw. über eine Muldeninfiltration versickert. Ziel des Szenarios war es, das Entsiegelungspotential von Rastatt stellvertretend für einen bestehenden urbanen Raum aufzuzeigen. Bei der Erstellung des Szenarios wurde darauf geachtet, nicht die gesamten Abflüsse von versiegelten Flächen zu versickern, sondern den Vorgaben des Arbeitsblatts der ATV-A 138 Folge zu leisten (ATV-DVWK 2002). Zusätzlich wurde die gesellschaftliche Akzeptanz bei der Ermittlung der Versickerungsflächen berücksichtigt, so dass nicht jede Freifläche als Versickerungsfläche ausgewiesen wurde. Insgesamt wurden 530 000 m² abflusswirksame Flächen von der Kanalisation abgekoppelt und die Oberflächenabflüsse in die Infiltrationsvorrichtungen eingeleitet. In der Wasserbilanz führten die Versickerungsmaßnahmen zu einem Anstieg der Grundwasserneubildung um 30 mm/a. In Nachbarschaften mit Muldenversickerung stieg die Neubildungsrate bereichsweise um 168 mm/a an. Anhand der Betrachtung der Sickerwassermengen pro Versickerungsfläche wurde aufgezeigt, dass es zu einem kleinräumigen Eintrag von 11 000 mm/m²/a kommt. Bei einer effektiven Porosität von 40 % für den Untergrund in Rastatt, ergibt sich daraus eine ausgefüllte Bodenmächtigkeit von 25 m. Ob diese hohen kleinräumigen Infiltrationsmengen dazu führen, dass der Grundwasserspiegel lokal ansteigt, wurde während des Forschungsprojektes nicht untersucht. Für diesen Zweck können numerische Grundwasserströmungsmodelle mit einer höheren Gebietsdiskretisierung eingesetzt werden. Während der Wasserverbrauch im Modellgebiet unbeeinflusst von den Infiltrationsmaßnahmen blieb, führte die Abkopplung versiegelter Fläche

zu einer Abnahme des Regenwasserabflusses um 22 %. Der Mischwasserabfluss reduzierte sich um 15 %.

Die Stoffstromberechnung zeigte, dass die Gesamtfracht für Bor um 11 %, für Chlorid unwesentlich um 1,4 % und für Zink um 2,6 % angestiegen ist. Die Bewertung der quellspezifischen Eintragsfrachten zeigt weiterhin, dass sich die Verhältnisse unwesentlich im Vergleich zum Baseline-Szenario verschieben. Über die unbefestigten Flächen treten 75 % der gesamten Borfracht, 95 % der Chloridfracht und 92 % der Zinkfracht in den Untergrund ein. Die Mengen, die durch die Infiltrationsmaßnahmen in die ungesättigte Zone eintreten, erreichen für Bor den höchsten prozentualen Anteil von 11 %, für Chlorid und Zink liegt der Anteil bei 1 bzw. 4 %.

Die Stoffkonzentrationen der Oberflächenabflüsse, die infiltriert werden, bleiben für Bor, Chlorid und Zink deutlich unterhalb der Grenzwerte nach TVO. Die Betrachtung der Jahresfrachten zeichnet ein anderes Bild. Während für Bor und Chlorid keine Grenzwerte festgeschrieben sind, kommt es für Zink mit $1,28 \text{ g/m}^2/\text{a}$ zu einer Grenzwertüberschreitung des von der BbodSchV geführten Grenzwerts für Zink von $1,2 \text{ g/m}^2/\text{a}$.

Der Aufbau und die Anwendung des gekoppelten Modellsystems zeigen, dass durch Defekte in der kommunalen Kanalisation Abwasser mit Stoffkonzentrationen, die die vorgegebenen Grenzwerte der TVO überschreiten, austritt und versickert. Bei kurzen Sickerstrecken treten die abwasserbürtigen Stoffe direkt ins Grundwasser ein und führen zu einer Qualitätsbeeinträchtigung. Die Anwendung der Modellkette hilft dem Kanalnetzbetreiber, die Haltungsabschnitte zu identifizieren, an denen besonders hohe Austrittsmengen zu verzeichnen sind. Die Anwendung der Modelle kann somit als entscheidungsunterstützendes System verstanden werden. Es kann als Grundlage für ein Priorisierungsverfahren, welcher Haltungsabschnitt zuerst saniert werden muss, eingesetzt werden.

Den kommunalen Kanalnetzbetreibern stehen mit den angewendeten Modellansätzen Instrumente zur Verfügung, die Wasser- und Stoffströme in einer Gemeinde räumlich differenziert beschreiben. Ein bestehendes System kann dadurch einer Nachhaltigkeitsbewertung unterzogen werden. Die Anwendung als Planungsinstrument ermöglicht die Definition effizienter Wassermanagementstrategien unter Berücksichtigung der lokalspezifischen Randbedingungen.

8.3 Ausblick

Die Untersuchungen am Einzelschaden zeigten auf, dass die Selbstversiegelung von Leckagen über längere Zeiträume äußerst effektiv ist. Eine hundertprozentige Versiegelung wird jedoch nie erreicht. Die ermittelten Werte für die Systemparameter Mächtigkeit und hydraulische Leitfähigkeit der Kolmationsschicht sowie die flächenbezogene Exfiltrationsrate sind als übertragbare Größen auf Kanaldefekte, die sich im beeinflussten Bereich des Abwassers befinden, zu betrachten. Für Defekte, die sich oberhalb des Freispiegels im Abwasserkanal befinden, wurden diese Parameter für die Exfiltrationsberechnungen abgeschätzt. Um die flächendeckenden Exfiltrationsmengen weiter einzugrenzen sind Untersuchungen, die die Exfiltrationsprozesse an isolierten Schäden im Kämpfer- bzw. Kronenbereich sowie an umlaufenden Muffenundichtigkeiten quantitativ erfassen, notwendig.

Die Bilanzierung abwasserbürtiger Stoffe an einer Kanalleckage konnte aufgrund der räumlich und zeitlich stark variierenden Zusammensetzung des Ab- und Sickerwassers nur auszugswise durchgeführt werden. Eine vollständige Bilanzierung insbesondere von umweltrelevanten Substanzen, würde die Grundlage für eine detaillierte Gefährdungsabschätzung des Bodens und des Grundwassers liefern. Aus diesem Grunde werden weitere Messkampagnen an der Teststrecke Kehler Straße vorgeschlagen, die über einen Zeitraum von vier bis fünf Tagen mit kürzeren Beprobungsintervallen (<1 h) laufen. Besondere Berücksichtigung sollten dabei pharmazeutische Rückstände finden, da für viele Substanzen noch keine ökotoxikologischen Daten vorliegen (siehe auch Rechenberg 2006).

Die Ergebnisse der differenzierten Wasser- und Stoffströme des gekoppelten Modellsystems sind nicht unmittelbar übertragbar, da sie u.a. durch die klimatischen Bedingungen stark beeinflusst werden. Die prozentuale Verteilung über welchen Pfad die Stoffe in den Untergrund gelangen (unbefestigte Flächen, Trinkwassernetzverluste, Abwasserexfiltration) liefert jedoch eine erste realistische Abschätzung für Urbanräume mit einer Größenordnung von 50 000 Einwohnern. Weiterhin sind in der vorliegenden Arbeit Werte für die wichtigsten Modelleingangsparameter mit Quellenangaben und Aussagen zur Übertragbarkeit aufgeführt. Im Rahmen der Modellkalibrierung wurden ausgehend von internationalen Vergleichswerten, spezifische, für Stadtgebiete in Deutschland charakteristische Angaben bestimmt. Dazu zählen die Stoffeintragsfrachten pro Einwohner, Stoffkonzentrationen der Oberflächenabflüsse und die Bodenparameter.

In der vorliegenden Arbeit wurde der Fokus auf die öffentliche Kanalisation gelegt. Für die vollständige Bilanzierung des Wasser- und Stoffeintrags in die ungesättigte Zone und das Grundwasser müssen zukünftig die Abwasserrohre auf den Privatgrundstücken in die Bewertung miteinbezogen werden. Die Länge des öffentlichen Kanalnetzes wird mit 486 159 km angegeben (Berger & Lohaus 2004). Die Länge privater Leitungen wird auf ca. 1,3 Mio. km geschätzt (Thoma 2005). Während die öffentliche Kanalisation in vielen Bundesländern einer regelmäßigen Überwachung durch die EKVO (2001) unterliegt, sind die privaten Hausanschlüsse nur einmalig, im Rahmen der Bauabnahme, einer Dichtheitsprüfung zu unterziehen. Für die Grundstücksentwässerungsleitungen liegt eine ca. dreifach höhere Schadenshäufigkeit im Vergleich zur öffentlichen Kanalisation vor (Lenz 1995). Es ist daher davon auszugehen, dass der Haupteintrag abwasserbürtiger Stoffe durch das private Entwässerungsnetz in den Untergrund erfolgt. Zur Abschätzung der Grundwassergefährdung erfordert dies, eine gesamtheitliche Bewertung des Kanalsystems vorzunehmen, welche dann auch die Bewertung der privaten Kanalisation und der Hausanschlüsse mit einbezieht und nicht an der Grundstücksgrenze endet.

Mit dem gekoppelten Modellsystem kam ein Computerwerkzeug zum Einsatz, das Kanalnetzbetreibern ermöglicht, bestehende Systeme auf Nachhaltigkeit zu prüfen. Die räumlich referenzierte Auswertung zeigt auf, welche Bereiche des Bodens bzw. des Grundwassers im Stadtgebiet durch defekte Abwasserkanäle besonders gefährdet sind. Der Einsatz der Modelle kann daher als unterstützende Maßnahme bei der Sanierungspriorisierung verwendet werden. Neben der Anwendung des Modellsystems auf bestehende Urbanräume, kann es als Planungsinstrument bei der Erschließung von Baugebieten dienen. Während das Wassermanagement in Rastatt als nachhaltig zu bezeichnen ist, ist dies in urbanen Akkumulationsräumen in Entwicklungsländern selten der Fall. Für diese Gebiete empfiehlt sich die Anwendung des Modellsystems in planerischer Hinsicht zur Definition angepasster Wassermanagement-Strategien.

Die Europäische Wasserrahmenrichtlinie (EU-WRRL) fordert, dass bis zum Jahr 2015, alle Gewässer in einen guten ökologischen Zustand versetzt und das Grundwasser vor schädlichen Einflüssen geschützt wird (EU-WRRL 2000). Zur Erreichung der vorgegebenen Ziele verlangt die Richtlinie ein integriertes Maßnahmenprogramm, das die Abbildung aller Wasser- und Stoffströme innerhalb der Flussgebietseinheit berücksichtigt. Der Gütezustand eines Gewässers ist maßgeblich durch die Direkteinleitung generierter Abwässer aus urbanisierten Räumen charakterisiert. Um den Gedanken der EU-WRRL vollständig umzusetzen, ist es daher notwendig, die Stoff- und Volumenströme bereits in den Siedlungsgebieten differenziert zu betrachten. Die Anbindung des gekoppelten Modellsystems an großräumig operierende Flussgebietsmanagementsysteme, wäre ein entscheidender Schritt in Richtung integriertes Wasserressourcen-Management.

9 LITERATUR

- AbfKlärV (1992): Klärschlammverordnung AbfKlärV, BGBl I 1992, 912.
- Allison, L. E. (1947): Effect of microorganisms on permeability of soil under prolonged submergence. *Soil Science* **63**: 439-450.
- Amick, R. S. & Edward, E. H. (2000): Exfiltration in Sewer Systems, Report No.: EPA/600/R-01/034, National Risk Management Research Laboratory, Office of Research and Development, U.S. Environmental Protection Agency, Cincinnati, Ohio 45268.
- An, P., Hua, J., Franz, M., Winter, J. & Gallert, C. (2004): Changes of Chemical and Biological Parameters in Soil Caused by Trickling Sewage. *Acta hydrochim. hydrobiol.* **32** (4-5): 296-303.
- Anderson, G., Bishop, B., Misstear, B. & White, M. (1996): Reliability of Sewers in Environmentally Sensitive Areas, Report PR44, Construction Industry Research & Information Association, London.
- Annen, G. W. (1980): Trockenwetterabfluss und Jahresschmutzwassermenge. *Korrespondenz Abwasser* **27** (6): 411-413.
- Appel, G. (1997): Low-cost-Immissionsmessungen im ländlichen Raum der Ostalpbregion unter besonderer Berücksichtigung des Ionengehalts in Regenwasserproben. In: Wassernutzung und Abwasserreinigung in Betrieb und Kommune, Bd II: Weiterführende grundlegende und anwendungsorientierte Aspekte. S. Lohmeyer (Hg.). Renningen-Malmsheim, expert-Verlag.
- Arcadis Trischler & Partner (1999): Kanalisations-Einzugsgebiete „Links der Murg“, interner unveröffentlicher Bericht, Tiefbauamt Rastatt.
- ATV-DVWK (2000): Merkblatt M 153: Handlungsempfehlung zum Umgang mit Regenwasser, Gesellschaft zur Förderung der Abwassertechnik e.V. (GFA), Hennef.
- ATV-DVWK (2001): Arbeitsblatt ATV-A 139: Einbau und Prüfung von Abwasserleitungen und -kanälen, Gesellschaft zur Förderung der Abwassertechnik e.V. (GFA), Hennef.
- ATV-DVWK (2001): ATV-DVWK Arbeitsblatt 117: Bemessung von Regenrückhalteräumen, Gesellschaft zur Förderung der Abwassertechnik e.V. (GFA), Hennef.
- ATV-DVWK (2002): Arbeitsblatt ATV-A 138: Planung, Bau, und Betrieb von Anlagen zur Versickerung von Niederschlagswasser, ATV-DVWK Regelwerk, 61 S., Gesellschaft zur Förderung der Abwassertechnik e.V. (GFA), Hennef.
- ATV (1998): Der Zustand der Kanalisation in der Bundesrepublik Deutschland - Ergebnisse der ATV-Umfrage 1997, Gesellschaft zur Förderung der Abwassertechnik e.V., Hennef.
- ATV (1998): Merkblatt ATV-M 143, Teil 6: Inspektion, Instandsetzung, Sanierung und Erneuerung von Abwasserkanälen und -leitungen, Teil 6: Dichtheitsprüfungen bestehender, erdüberschütteter Abwasserleitungen und kanäle und Schächte mit Wasser, Luftüber- und Unterdruck, Gesellschaft zur Förderung der Abwassertechnik e.V. (GFA), Hennef.
- ATV (1999): ATV-Arbeitsblatt A 118: Hydraulische Bemessung und Nachweis von Entwässerungssystemen, Gesellschaft zur Förderung der Abwassertechnik e.V. (GFA), Hennef.

- Banscher, E. (1985): Beitrag zur Beurteilung von Kolmationserscheinungen an fließenden Gewässern, TU Dresden, Dissertation.
- Barraud, S., Gautier, A., Bardin, J. P. & Riou, V. (1999): The impact of intentional stormwater infiltration on soil and groundwater. *Wat. Sci. Tech.* **39** (2): 185-192.
- Barret, M. H., Hiscot, K. S., Pedley, S., Lerner, D. N., Tellam, J. H. & French, M. J. (1999): Marker Species for Identifying Urban Groundwater Recharge Source; A Review and Case Study in Nottingham, UK. *Wat. Res.* **33** (14): 3083-3097.
- Barrett, M. H., Lerner, D. N., Hiscock, K. M., Pedley, S. & Tellam, J. H. (1997): The use of marker species to establish the impact of the City of Nottingham, UK on the quantity and quality of its underlying groundwater In: *Groundwater in the Urban Environment*. J. Chilton (Hg.). Rotterdam, Balkema.
- Barthel, R. (2006): Modelling the interaction between groundwater, surface water and unsaturated zone on regional scale. Presentations/Abstracts of the IAH-BGR 2006: "Interaction between Groundwater and Surface Water", Berlin-Spandau.
- Bartz, J. (1976): Quartär und Jungquartär im Raum Rastatt. *Jh. Geol. Landesamt Baden-Württemberg* **18**: 121-178.
- Baumüller, J., Hoffmann, U. & Reuter, U. (2004): Städtebauliche Klimafibel, Hinweise für die Bauleitplanung, Innenministerium Baden-Württemberg in Zusammenarbeit mit dem Amt für Umweltschutz, Stuttgart, Stuttgart.
- Baveye, P., Vandevivre, P., Hoyle, B. L., DeLeo, P. C. & Sanchez de Lozada, D. (1998): Environmental impact and mechanisms of the biological clogging of saturated soils and aquifer materials. *Critical Reviews in Environmental Science and Technology* **28** (2): 123-191.
- BBodSchG (1998): Gesetz zum Schutz vor schädlichen Bodenveränderungen und zur Sanierung von Altlasten (Bundes-Bodenschutzgesetz-BBodSchG).
- BBodSchV (1999): Bundes-Bodenschutz- und Altlastenverordnung (BBodSchV).
- Becker, A., Klöcking, B., Lahmer, W. & Pfützner, B. (2002): The Hydrological Modelling System ArcEGMO. In: *Mathematical Models of Large Watershed Hydrology*. V. P. Singh und D. K. Frevert (Hg.), Water Resources Publications, Littleton/Colorado: 321-384.
- Bénédictis, J. D. (2004): Mesurage de l'infiltration et de l'exfiltration dans les reseaux d'assainissement. *Genie Civil, INSA de Lyon*, PhD Thesis.
- Bénédictis, J. D. & Bertrand-Krajewski, J.-L. (2004): Infiltration in sewer systems: comparison of measurement methods. 19th EJSW Workshop on Process Data and Integrated Urban Water Modelling, Proceedings, Meaux la Montagne, France.
- Berger, C. & Lohaus, J. (2004): Zustand der Kanalisation in Deutschland: Ergebnisse der DWA-Umfrage 2004, Gesellschaft zur Förderung der Abwassertechnik e.V. (GFA), Hennef.
- Bergstöm, S. (2000): IHMS-HBV: Integrated Hydrological Modelling System, User Manual, Swedish Meteorological and Hydrological Institute.
- Berthier, E., Andrieu, H. & Creutin, J. D. (2004): The role of soil in the generation of urban runoff: development and evaluation of a 2D model. *Journal of Hydrology* (299): 252-366.
- Berthold, G., Seel, S., Rückert, H., Toussaint, B. & Ternes, T. (1998): Beeinflussung des Grundwassers durch arzneimittelbelastete oberirdische Gewässer. In: *Arzneimittel in Gewässern* (Fachtagung im Landesmuseum Wiesbaden, 4. Juni 1998). Hessische Landesanstalt für Umwelt, Wiesbaden.
- BGW (2005): Branchenbild der deutschen Wasserwirtschaft 2005, Bonn.
- Biegel, M., Schanze, J. & Krebs, P. (2005): ArcEGMO-URBAN-Hydrological model for point sources in river basins. *Wat. Sci. Tech.* **52** (5): 249-256.
- BImSchG (2002): Gesetz zum Schutz vor schädlichen Umwelteinwirkungen durch Luftverunreinigungen, Geräusche, Erschütterungen und ähnliche Vorgänge (Bundes-Immissionsschutzgesetz-BImSchG).
- Bishop, P. K., Misstear, B. D., White, M. & Harding, N. J. (1998): Impacts of Sewers on Groundwater Quality *J. Chart. Inst. Wat. & Environ. Managt.* (12): 216-223.

- Blackwood, J. D., Ellis, J. B., Revitt, D. M. & Gilmour, D. J. (2005): Factors influencing exfiltration processes in sewers. *Water Science and Technology* **51**: 147-154.
- Böhm, E., Hiessl, H. & Hillenbrand, T. (1999): Auswahl und Bewertung von Techniken zum nachhaltigen Umgang mit Wasser in Neubaugebieten: Arbeitsstudie in Zusammenarbeit mit dem Bundesministerium für Verkehr, Bau- und Wohnungswesen, Fraunhofer Institut für Systemtechnik und Innovationsforschung (ISI), Karlsruhe.
- Borcherdt, C. (1993): Geographische Landeskunde von Baden-Württemberg. Stuttgart, Berlin, Köln.
- Brandt, C., Lepentiotis, V., Paul, A., Hohmann, H. & Eldik, R. V. (1994): Untersuchung von Regen- und Schneeproben mittels AAS und IC. *GIT Fachz. Lab.* **7/94**: 770-775.
- Brombach, H. (2006): Abwasserkanalisation und Regenbecken im Spiegel der Statistik. *KA - Abwasser, Abfall* **53** (11): 1114-1122.
- Bruendl, W., Mayer, H. & Baumgärtner, A. (1986): Untersuchung des Einflusses von Bebauung und Bewuchs auf das Klima und die lufthygienischen Verhältnisse in bayerischen Großstädte, Abschlußbericht zum Teilprogramm "Klimamessungen München", Bayerisches Staatsministerium für Landesentwicklung und Umweltfragen, Muenchen.
- Burn, S., Cook, S., Meddings, S. & Wolf, L. (2006): Integrating it all: The Decision Support System. In *Urban Water Resources Toolbox - Models for sustainability assessment* In: *Urban Water Resources Toolbox: Integrating Groundwater into Urban Water Management*. L. Wolf, B. Morris und S. Burn (Hg.). London, IWA.
- Burn, S., DeSilva, D., Gould, S., Meddings, S., Moglia, M., Sadler, P. & Tjandraatmadja, G. (2005): Pipeline Leakage Model (PLM) Manual, Version 1.0, CMIT Report CMIT (C)-2005-219.
- Busch, K. F. & Luckner, L. (1974): Geohydraulik für Studium und Praxis. Stuttgart, Ferdinand Enke Verlag.
- Chiang, W. H., Kinzelbach, W. & Rausch, R. (1998): Aquifer simulation model for Windows, Groundwater flow and transport modeling, an integrated program, Gebrüder Borntraeger, Berlin, Stuttgart.
- Cook, S., Vanderzalm, J., Burn, S., Dillon, P. & Page, D. (2006): A Karstic Aquifer System: Mount Gambier, Australia. In: *Urban Water Resources Toolbox: Integrating Groundwater into Urban Water Management*. L. Wolf, B. Morris und S. Burn (Hg.). London, IWA.
- Correll, R., Dillon, P., Miller, R., Miller, T. & Vanderzalm, J. (2006): Contaminant Transport through the unsaturated zone: The SLeakI and POSI Models. In: *A porous aquifer system: Rastatt*. In *Urban Water Resources Toolbox - Models for sustainability assessment* L. Wolf, B. Morris und S. Burn (Hg.). London, IWA.
- Cramer, W. & Wechsung, F. (2005): The Elbe Catchment in a Changing World. Statuskonferenz GLOWA-Elbe II in Köln 18. - 19. Mai 2005.
- Dell'Anno, A., Fabiano, M., Duinevald, G. C. A., Kok, A. & Danovaro, R. (1999): Nucleic Acid (DNA, RNA) quantification and RNA/DNA ratio determination in marine sediments: comparison of spectrophotometric, fluorometric and high performance liquid chromatography methods and estimation of deterial DNA. *Appl. Environ. Microbiol.* **64** (9): 3238-3245.
- Denmead, O. T. & Shaw, R. H. (1962): Availability of Soil Water to Plants as Affected by Soil Moisture Content and Meteorological Conditions. *Agronomy Journal* **54** (d): 385-389.
- DeSilva, D., Burn, S., Moglia, M., Tjandraatmadja, G., Gould, S. & Sadler, P. (2006): Network Exfiltration and Infiltration Model (NEIMO). In: *Urban Water Resources Toolbox: Integrating Groundwater into Urban Water Management*. L. Wolf, B. Morris und S. Burn (Hg.). London, IWA.
- DeSilva, D., Burn, S., Tjandraatmadja, G., Moglia, M., Davis, P., Wolf, L., Held, I., Vollertsen, J., Williams, W. & Hafskjold, L. (2005): Sustainable Management of Leakage from Wastewater Pipelines. *Water Science and Technology* **52** (12): 189-198.
- DHI (2003): Mike 11, A Modelling System for Rivers and Channels, Reference Manual, DHI Water & Environment, Denmark.
- DHI (2004): Mouse: Model description, DHI Water & Environment, Denmark.

- DHI (2006): Mike Urban, Users Guide, DHI Water & Environment, Denmark.
- Diaper, C. & Mitchell, G. (2006): Urban Volume and Quality (UVQ). In: Urban Water Resources Toolbox: Integrating Groundwater into Urban Water Management. L. Wolf, B. Morris und S. Burn (Hg.). London, IWA.
- Dierkes, C. (2006): Infiltration of contaminated stormwater runoff through artificial barriers. IAHR-Meeting of the German Chapter and Polish Chapter: "The Interaction between Surface Water and Groundwater", Berlin-Spandau.
- Diersch, H.-J. G. (2002): Grundwassersimulationssystem FEFLOW. User-/ Reference Manual. Berlin, Wasy GmbH.
- Dietrich, D. (2006): Toxikologie und Risikoabschätzung. In: Dokumentation zum Kongress: Arzneimittel - Spurenschadstoffe im Wasserkreislauf und Boden, 17. Mai 2006, Stuttgart.
- DIN 1610 (1997): Verlegung und Prüfung von Abwasserleitungen und -Kanälen, Deutsches Institut für Normung, Beuth Verlag GmbH, Berlin.
- DIN 1986-30 (2003): Entwässerungsanlagen für Gebäude und Grundstücke - Teil 30: Instandhaltung, Deutsches Institut für Normung, Beuth Verlag GmbH, Berlin.
- DIN 4045 (1999): Abwassertechnik, Grundbegriffe, Deutsches Institut für Normung, Beuth Verlag GmbH, Berlin.
- DIN 4049-1 (1992): Hydrologie; Grundbegriffe, Deutsches Institut für Normung, Beuth Verlag GmbH, Berlin.
- DIN 38405 - 17 (1981): Deutsche Einheitsverfahren zur Wasser-, Abwasser- und Schlammuntersuchung; Anionen (Gruppe D); Bestimmung von Borat-Ionen (D 17), Deutsches Institut für Normung, Beuth Verlag GmbH, Berlin.
- DIN 38406 - 10 (1983): Bestimmung von Ammonium Stickstoff mittels Photometrie, Deutsches Institut für Normung, Beuth Verlag GmbH, Berlin.
- DIN 38406 - 14 (1992): Deutsche Einheitsverfahren zur Wasser-, Abwasser- und Schlammuntersuchung; Kationen (Gruppe E); Bestimmung von Natrium mittels Atomabsorptionsspektrometrie (AAS) in der Luft-Acetylen-Flamme (E 14)
- DIN EN 752-1 (1996): Entwässerungssysteme außerhalb von Gebäuden - Teil 1: Allgemeines und Definitionen; Deutsche Fassung EN 752-1:1995, Deutsches Institut für Normung, Beuth Verlag GmbH, Berlin.
- DIN EN 752 (2005): Entwässerungssysteme außerhalb von Gebäuden, Deutsches Institut für Normung, Beuth Verlag GmbH, Berlin.
- DIN EN 1610 (1997): Verlegung und Prüfung von Abwasserleitungen und -kanälen, Deutsches Institut für Normung, Beuth Verlag GmbH, Berlin.
- DIN EN ISO 9308-1 (2001): Wasserbeschaffenheit - Nachweis und Zählung von Escherichia coli und coliformen Bakterien - Teil 1: Membranfiltrationsverfahren, Deutsches Institut für Normung, Beuth Verlag GmbH, Berlin.
- DIN EN ISO 10304 T1 (1995): Bestimmung der gelösten Anionen Fluorid, Chlorid, Nitrit, Orthophosphat, Bromid, Nitrat und Sulphat mittels Ionenchromatographie, Teil 1 Verfahren für gering belastete Wässer, Deutsches Institut für Normung, Beuth Verlag GmbH, Berlin.
- Dizer, H., Grützmacher, G., Barthel, H., Wiese, H. B., Szewzyk, R. & Lopez-Lila, J. M. (2004): Contribution of the colmation layer to the elimination of coliphages by slow sand filtration. *Wat. Sci. Tech.* **50** (2): 211-214.
- Dohmann, M. (1999): Wassergefährdung durch undichte Kanäle - Erfassung und Bewertung. Berlin, Heidelberg, Springer.
- Dohmann, M., Decker, J. & Menzenbach, B. (1995): BMBF-Verbundprojekt: Wassergefährdung durch undichte Kanäle - Erfassung und Bewertung, Teil 1: Untersuchungen zur quantitativen und qualitativen Belastung von Untergrund, Grund- und Oberflächenwasser durch undichte Kanäle, Institut für Siedlungswasserwirtschaft, Rheinisch-Westfälische TU Aachen.

- Dohmann, M., Decker, J. & Menzenbach, B. (1999): Untersuchungen zur quantitativen und qualitativen Belastung von Boden-, Grund- und Oberflächenwasser durch undichte Kanäle. In: Wassergefährdung durch undichte Kanäle - Erfassung und Bewertung. M. Dohmann (Hg.), Springer Verlag, Berlin, Heidelberg.
- Dohmann, M. & Haußmann, R. (1996): Belastung von Boden und Grundwasser durch undichte Kanäle. *gwf Abwasser spezial II* (15): 2-6.
- Duncan, H. P. (1999): Urban Stormwater Quality: A Statistical Overview, Cooperative Research Centre for Catchment Hydrology; Report 99/3.
- DWA (2004): Zustand der Kanalisation in Deutschland - Ergebnisse der DWA Umfrage 2004 -, Gesellschaft zur Förderung der Abwassertechnik e.V., Hennef.
- DWA (2006): Undichte Kanäle - (k)ein Risiko?, Gemeinschaftstagung 11./12. Oktober 2003, Frankfurt.
- Dyck, S. & Peschke, G. (1995): Grundlagen der Hydrologie - 3. Auflage, Berlin, Verlag für Bauwesen.
- Eaton, A. D., Clescerie, L. S. & Greenberg, A. E. (1995): Standard Methods for Examination of Water and Wastewater. 19th edn, APHA, AWWA, WEF, Washington, D.C.
- Ebeling, H. (1991): Kleiner Stadtführer durch Rastatt, G.Braun, Karlsruhe.
- Eisbacher, G. H. (1996): Einführung in die Tektonik. Stuttgart, Enke Verlag.
- Eisener, W. (2006): Die dichte Kanalisation aus rechtlicher Sicht. Tagungsband der DWA: Undichte Kanäle - (k)ein Risiko?, 11.-12. Okt.2006, Frankfurt a.M., DWA Deutsche Vereinigung für Wasserwirtschaft, Abwasser und Abfall, e.V., Hennef 2006.
- Eiswirth, M. (1995): Charakterisierung und Simulation des Schadstofftransports aus Abwasserkanälen und Mülldeponien. – An der Fakultät für Bio- und Geowissenschaften der Universität Karlsruhe (TH) vorgelegte Dissertationsschrift.Fakultät für Bio- und Geowissenschaften, Universität Karlsruhe (TH), Dissertation.
- Eiswirth, M. (2002): Bilanzierung der Stoffflüsse im urbanen Wasserkreislauf - Wege zur Nachhaltigkeit urbaner Wasserressourcen.Fakultät für Bio- und Geowissenschaften der Universität Karlsruhe, Universität Karlsruhe, Habilitationsschrift.
- Eiswirth, M. & Hötzl, H. (1997): The impact of leaking sewers on urban groundwater. In: Groundwater in the Urban Environment. J. Chilton (Hg.). Rotterdam, Balkema.
- EKVO (2001): Verordnung des Ministeriums für Umwelt und Verkehr über die Eigenkontrolle von Abwasseranlagen (Eigenkontrollverordnung EKVO), Ministerium für Umwelt und Verkehr, Baden-Württemberg.
- Ellis, J. B., Revitt, D. M., Blackwood, D. J. & Gilmour, D. (2004): Leaky sewers: assessing the hydrology and the impact of exfiltration in urban sewers. *Hydrology: Science & Practice for the 21st Century Volume II*: 266-271.
- Ellis, J. B., Revitt, D. M., Lister, P., Willgress, C. & Buckley, A. (2003): Experimental studies of sewer exfiltration. *Wat. Sci. Tech.* **47** (4): 61-67.
- Erdmann, D. (2006): Kanalsanierung in einer kleineren Kommune. 4. TAH-Sanierungstage: Kanalsanierungsverfahren, Kosten, Technik und Beispiele aus der Praxis, 13.-14. September 2006, Hannover.
- Ertl, T. W., Dlauhy, F. & Haberl, R. (2002): Investigations of the amount of infiltration/inflow into a sewage system. Proceedings of the Sewer Processes and Networks Conference, Paris, France.
- EU-WRRL (2000): Richtlinie 2000/60/EG des Europäischen Parlaments und des Rates vom 23.Oktober 2000 zur Schaffung eines Ordnungsrahmens für Maßnahmen der Gemeinschaft im Bereich der Wasserpolitik.
- Evers, F. H. & Krebs, A. (1990): Wirkung saurer Niederschläge auf geschädigte und ungeschädigte Waldökosysteme sowie Prüfung waldbaulicher Maßnahmen zum Objektschutz, Forstliche Versuchs- und Forschungsanstalt Baden-Württemberg, Abt. Bodenkunde und Waldnahrung, Freiburg (65 S.), unveröffentlichter BMFT-Bericht.
- Feldmann, W. (2006). 1. Vorsitzender der Siedlergemeinschaft Rastatt-Münchfeld, persönliche Mitteilung.

- Fenz, R., Blaschke, A. P., Clara, M., Kroiss, H., Maschner, D. & Zessner, M. (2005): Monitoring of carbamazepine concentrations in wastewater and groundwater to quantify sewer leakage. *Wat. Sci. Tech.* **52** (5): 205-213.
- Fenz, R., Blaschke, A. P., Clara, M., Kroiss, H., Maschner, D. & Zessner, M. (2005): Quantification of sewer exfiltration using the anti-epileptic drug carbamazepine as marker species for wastewater. *Wat. Sci. Tech.* **52** (9): 209-217.
- Fewkes, A. (1999): The use of rainwater for WC flushing: the field testing of a collection system. *Building and Environment* **34**: 765-772.
- Fiedler, M. (2006): Erfolgreiche Kanalsanierung. Tagungsband der 4. TAH Sanierungstage: Kanalsanierungsverfahren-Kosten, Technik und Beispiele aus der Praxis, Hannover.
- Filby, A. (2006): Abschätzung des Schadstoffrückhaltevermögens der ungesättigten Zone unterhalb von Kanalleckagen zum Schutze urbaner Grundwasserleiter. Lehrstuhl für Angewandte Geologie (AGK), Universität Karlsruhe (TU), Diplomarbeit (unveröff.).
- Forscherguppe Kanalleckage (2002): Gefährdungspotential von Abwasser aus undichten Kanälen für Boden und Grundwasser. Zwischenbericht an die DFG.
- Franz, T., Karpf, C. & Krebs, P. (2006): Großräumige Modellierung von Infiltration und Exfiltration. Tagungsband der DWA: Undichte Kanäle - (k)ein Risiko?, 11.-12. Okt.2006, Frankfurt a. M.
- Fuchs, S. (2006): Abschlussbericht Großversuchsstand Kläranlage Neureut sowie Laborversuche zur Bestimmung des Gefährdungspotentials. Tagungsunterlagen der DWA Kanalfachtagung: Der undichte Abwasserkanal - eine Herausforderung für Wissenschaft und Praxis?, Karlsruhe.
- Fuchs, S. (2007): Integriertes Wasserressourcen-Management (IWRM) in Gunung Kidul, Java, Indonesien unter besonderer Berücksichtigung der Folgewirkung von Naturkatastrophen, Teilprojekt: Entwicklung und Umsetzung angepasster Technologien zur Trink- und Abwasserproblematik, Endbericht, Institut für Wasser und Gewässerentwicklung, Karlsruhe.
- Fuchs, S., Hahn, H. H., Roddewig, J., Schwarz, M. & Turkovic, R. (2004): Biodegradation and Bioclogging in the Unsaturated Porous Soil beneath Sewer Leaks. *Acta hydrochim. hydrobiol.* **32** (4-5): 277-286.
- Gaiser, T., Prinz, A., H.-G. Schwarz von Raumer, Schneider, M., Götzinger, J., Lange, F.-M., Barthel, R., Henseler, M., Bárdossy, A., Kaule, G. & Stahr, K. (2006): Das EU-Projekt RIVERTWIN-Neckar: Ein Beitrag zum integrierten Flussgebietsmanagement. 3. Symposium "Klimaveränderungen und Konsequenzen für die Wasserwirtschaft" am 25-26/10/2006, Ministerium für Umwelt Baden-Württemberg, Stuttgart.
- Gallert, C., Fund, K. & Winter, J. (2005): Antibiotic resistance of bacteria in raw and biologically treated sewage and in groundwater below leaking sewers. *Appl. Microbiol. Biotechnol* **69** (1): 106-112.
- Gallert, C., Fund, K. & Winter, J. (2006): Antibiotic resistance of bacteria in raw and biologically treated sewage and in groundwater below leaking sewers. *Appl. Microbiol. Biotechnol* **69**: pp. 106-112.
- Gallert, C., Jianmin, H., Koydon, S., Franz, M., Fitterer, K. & Winter, J. (2001): Auswirkungen schadhafter Kanäle auf den Untergrund. *GWF Wasser-Abwasser* **142** (14): 23-28.
- Gallert, C. & Winter, J. (2001): Bacterial Metabolism in Wastewater Treatment Systems. In: *Biotechnology, Second, Completely Revised Edition, Volumes 1-12 + Index*. H. J. Rehm, G. Reed, A. Pühler und P. Stadler (Hg.), Wiley-VCH, Weinheim. **11a**.
- Geiger, W. & Dreiseitl, H. (2001): Neue Wege für das Regenwasser: Handbuch zum Rückhalt und zur Versickerung von Regenwasser in Baugebieten. Oldenbourg, Emschergenossenschaft, Essen und International Bauausstellung Emscher Park GmbH, Gelsenkirchen
- Geiger, W. F. & Mietzel, T. (2004): Regenwasserbewirtschaftung. Tagungsband der FH-DGG-Fortbildungsveranstaltung: Regenwasserversickerung, 15.-16. September 2004, Münster.
- Geiler, N. (2006): Pharmaka im Abwasserpfad. Wasser, Luft und Boden, *Zeitschrift für Umwelttechnik* **7-8**: 13-15.
- Geyer, O. & Gwinner, M. P. (1991): Geologie von Baden-Württemberg. Stuttgart, E. Schweizerbart'sche Verlagsbuchhandlung.

- gne (2003): EU-weit wird gegen Medikamente im Abwasser vorgegangen. *ÄRZTE ZEITUNG*, Ausage 24.11.2003.
- Goebel, P., Stubbe, H., Weinert, M., Zimmermann, J., Fach, S., Dierkes, C., Kories, H., Messer, J., Mertsch, V., Geiger, W. & Coldewey, W. (2004): Near-natural stormwater management and its effects on water budget and ground water surface in urban areas taking account of the hydrogeological conditions. *Journal of Hydrology* (299): 267-283.
- Goettle, A. (1978): Ursachen und Mechanismen der Regenwasserverschmutzung - ein Beitrag zur Modellierung der Abwasserbeschaffenheit in städtischen Einzugsgebieten, *Berichte aus der Wassergütwirtschaft und Gesundheitsingenieurwesen*, Heft 23, T.U. München.
- Good, J. C. (1993): Roof Runoff as a Diffuse Source of Metals and Aquatic Toxicity in Storm Water. *Wat. Sci. Tech.* **28** (3-5): 317-321.
- Gray, S. R. & Becker, N. S. C. (2002): Contaminant flows in urban residential water systems. *Urban Water* (4): 331-346.
- Groen, L. & Stellema, I. (1981): Kupfergehalte im Klärschlamm in bezug zur Qualität des Trinkwassers von den Grundwasserpumpstationen Friesland, Groningen und Drenthe, *Umwelthygiene in den Provinzen Friesland, Groningen und Drenthe*.
- Gromaire-Mertz, M. C., Garnaud, S., Gonzalez, A. & Chebbo, G. (1999): Characterization of urban runoff pollution in Paris. *Water Science and Technology* **39** (2): 1-8.
- Gruenfeld, M. (2000): Exfiltration in Sewer systems: A Draft Report to the U.S. Environmental Protection Agency, National Risk Management Research Laboratory, Edison, New Jersey 08837.
- Gujer, W. (2002): *Siedlungswasserwirtschaft*. Berlin, Heidelberg, Springer.
- Gutekunst, B. (1988): *Sielhautuntersuchungen zur Einkreisung schwermetallhaltiger Einleitungen*. Institut für Siedlungswasserwirtschaft, Universität Karlsruhe, Dissertation.
- Hager, W. H., Bretscher, U. & Raymann, B. (1985): Methoden zur indirekten Fremdwasserbestimmung in Abwassersystemen. *Gas-Wasser-Abwasser* **64** (7): 450-461.
- Harbaugh, A. W., Banta, E. R., Hill, M. C. & McDonal, M. G. (2000): *Modflow-2000, the U.S. Geological Modular-Groundwater Model - user guide to modularization concepts and the ground-water flow process*, Open-File Report 00-92, U.S. Geological Survey.
- Härig, F. (1991): *Auswirkungen des Wasseraustauschs zwischen undichten Kanalisationssystemen und dem Aquifer auf das Grundwasser*. Institut für Wasserwirtschaft, Hydrologie und Landwirtschaftlichen Wasserbau, Universität Hannover, Dissertation.
- Härig, F. & Mull, R. (1992): Undichte Kanalisationssysteme - die Folgen für das Grundwasser. *gwf Wasser-Abwasser* (133): 196-200.
- Heberer, T. (2002): Tracking persistent pharmaceutical residues from municipal sewage to drinking water. *Journal of Hydrology* (266): 175-189.
- Held, I., Klinger, J., Wolf, L. & Hoetzl, H. (2006): Direct measurements of exfiltration in a sewer test site under operating conditions. Rotterdam, Balkema
- Held, I., M.Eiswirth, Wolf, L. & Hötzl, H. (2004): Leaky sewers as a source of for groundwater recharge and quality changes. XXXIII. IAH & 7. ALSHUD Congress, October 11-15, 2004, Zacatecas, Mexico.
- Helmreich, B. (2001): Endokrin wirksame Stoffe in aquatischen Systemen. *Wasser & Boden* **53** (1/2): 4-9.
- HGK Karlsruhe-Speyer (1988). *Hydrogeologische Kartierung und Grundwasserbewirtschaftung im Raum Karlsruhe-Speyer*, Ministerium für Umwelt Baden-Württemberg, Ministerium für Umwelt und Gesundheit Rheinland-Pfalz; Stuttgart, Mainz.
- HGK Rastatt (1978). *Hydrogeologische Karte von Baden-Württemberg, Oberrheinebene Raum Rastatt (Karlsruhe-Bühl)* (1978), Hrsg.: Ministerium für Ernährung, Landwirtschaft und Umwelt Baden-Württemberg; Freiburg i.Br.
- Hirsch, R., Ternes, T. A., Haberer, K. & Kratz, K. L. (1996): Nachweis von Betablockern und Bronchospamolytika in der aquatischen Umwelt. *Vom Wasser* (87): 263-274.

- Hirsch, R., Ternes, T. A., Haberer, K. & Kratz, K. L. (1999): Occurrence of antibiotics in the aquatic environment. *The Science of the total environment* (225): 109-118.
- Hoffmann, J. M. & Lerner, D. N. (1992): Leak free sewers - who needs them? *Water and Waste Treatment* **35** (8): 18-19.
- Hollis, G. E. & Ovensen, J. C. (1983): The quantity of stormwater runoff from ten stretches of road, a car park and eight roofs in Hertfordshire, England. *Hydrological Processes* **2**: 227-243.
- Hörling, B. & Coldewey, G. (2005): Einführung in die allgemeine und angewandte Hydrogeologie. München, Elsevier, Spektrum Akad. Verlag.
- Hua, J., An, P., Winter, J. & Gallert, C. (2006): Elimination von organischen und anorganischen Verunreinigungen, sowie von Bakterien bei der Versickerung von kommunalem Abwasser im Untergrund unter undichten Kanälen. Tagungsband der DWA: Undichte Kanäle - (k)ein Risiko?, 11.-12. Okt. 2006, Frankfurt a.M., DWA Deutsche Vereinigung für Wasserwirtschaft, Abwasser und Abfall, e.V., Hennef 2006.
- Hvitved-Jacobsen, T., Vollertsen, J. & Matos, J. S. (2002): The sewer as a bioreactor – a dry weather approach. *Wat. Sci. Tech.* **45** (3): 11-24.
- Hydrotec (2004): NASIM - Niederschlag-Abfluß-Modell, Modellbeschreibung, HYDROTEC Ingenieurgesellschaft für Wasser und Umwelt mbH, Aachen.
- Ihringer, J. (1998). IHW-Softwarepaket für Hydrologie und Wasserwirtschaft, IWK, Universität Karlsruhe.
- Ihringer, J., Beelitz, W. D. & Schmitt, P. (1996): Variabilität des Stoffaustrags aus städtischen Gebieten. In: Stoffaustrag aus Kanalisationen. Hydrologie bebauter Gebiete. - Forschungsbericht Deutsche Forschungsgemeinschaft. J. Beichert, Hahn, H.H. & Fuchs, S., (Hg.), Weinheim: VCH,.
- Illies, H. (1963): Der Westrand des Rheingrabens zwischen Edenkoben (Pfalz) und Niederbronn (Elsaß), Oberrhein. *Geol. Abh.* 12: S. 1-23, Karlsruhe.
- Jagelke, J. & Barthel, R. (2006): Modellierung eines regionalen Grundwassersystems im Rahmen eines integrierten Modells zur Flussgebietsbewirtschaftung zur Abschätzung von Änderungen der Grundwasserressourcen für verschiedene Klimaszenarien. In: Indikatoren im Grundwasser. H. J. Voigt, R. Kaufmann-Knoke, C. Jahnke und R. Herd (Hg.). Cottbus, Schriftenreihe der Deutschen Gesellschaft für Geowissenschaften. **Heft 46**.
- Kahlendorn, W. & Kraemer, R. A. (1999): Nachhaltige Wasserwirtschaft in Deutschland, Beiträge zur Internationalen und Europäischen Umweltpolitik, Springer-Verlag Berlin, Heidelberg, New York.
- Kalbe, U. (2006): Probleme bei der Untersuchung von organischen Inhaltsstoffen des Bodenwassers. Fortbildungsveranstaltung der FH-DGG: Möglichkeiten und Grenzen der Sickerwasserbeprobung, 24. Mai 2004, Cottbus.
- Kalbe, U. & Berger, W. (2004): Saugkerzen zur Untersuchung der Bodenwasserbeschaffenheit - Ein Überblick der Einsatzmöglichkeiten. *TerraTech* (11-12): 8-12.
- Kaminski, U. & Fricke, M. (2006): Niederschlag als Senke für Spurenstoffe, GAW Brief des Deutschen Wetterdienstes, Meteorologisches Observatorium Hohenpeißenberg.
- Kärcher, T. (1987): Beiträge zur Lithologie und Hydrogeologie der Lockergesteinsablagerungen (Pliozän, Quartär) im Raum Frankenthal, Ludwigshafen-Mannheim, Speyer. – *Jber. Mitt. Oberrhein. Geol. Ver.*, N.F. 69: S. 279-320, 17 Abb., 2 Tab., Stuttgart.
- Karpf, C. & Krebs, P. (2004): Sewer as drainage systems - quantification of groundwater infiltration. *Proc. Vol. 2*, pp. 969-975, NOVATEC conf., 6.-10. June 2004, Lyon, France.
- Karpf, C. & Krebs, P. (2005): Application of the leakage model to assess exfiltration. *Wat. Sci. Tech.* **52** (5): 225-231.
- Kempf, T. & Sonnenborn, M. (1981): Chemische Zusammensetzung von Trinkwässern in verschiedenen Gebieten der Bundesrepublik. *Vom Wasser* (57): 83-92.

- Kille, K. (1970): Das Verfahren MoMnQ, ein Beitrag zur Berechnung der mittleren langjährigen Grundwasserneubildung mit Hilfe der monatlichen Niedrigwasserabflüsse. *Z. Dtsch. Geol. Ges. Sonderh. Hydrogeol.*: 89-95.
- Kinner, U., Kötter, L. & Niclaß, M. (1988): Branchentypische Inventarisierung von Bodenkontaminationen - ein erster Schritt zur Gefährdungsabschätzung für ehemalige Betriebsgelände, Ges. für Systemtechnik mbH Essen, Umweltbundesamt, Berlin, Berlin.
- Kite, G. (1994): SLURP (Semi-distributed Land Use-based Runoff Processes) - Hydrological Model, User Manual, International Water Management Institute, Sri Lanka.
- Klinger, J. (2003): Erstellung eines zweidimensional-stationären Grundwasserströmungsmodells für den urbanen Raum Rastatt. Lehrstuhl für Angewandte Geologie (AGK), Universität Karlsruhe (TU), Diplomarbeit Teil 2 (unveröff.).
- Klinger, J., Schäfer, M. & Wolf, L. (2006): UVQ-Report for Rastatt, Deliverable D27, available at: www.urbanwater.de.
- Klinger, J., Turkovic, R., Wolf, L. & Hoetzel, H. (2007): Long term investigations of the clogging processes at a real sewer defect. European Geosciences Union (EGU) General Assembly 2007, Geophysical Research Abstracts, Vol. 9, 09958, Vienna, Austria, 15 – 20 April 2007.
- Klinger, J., Wolf, L. & Hötzel, H. (2005): New modeling tools for sewer leakage assessment and the validation at a real world test site. Tagungsband der EWRA 2005: Sharing a common vision for our water resources, 6th International Conference Menton, Frankreich.
- Klinger, J., Wolf, L. & Hötzel, H. (2006): Beobachtung einer realen Leckage - Abschlussbericht zur Exfiltrationsmessstrecke "Kehler Straße" in Rastatt. DWA Fachtagungsband (CD-Rom): "Der undichte Abwasserkanal - eine Herausforderung für Wissenschaft und Praxis?" Karlsruhe.
- Klinger, J., Wolf, L., Hötzel, H. & Glauner, T. (2006): Untersuchung der Abwasserversickerung im direkten Umfeld einer realen Kanalleckage anhand abwasserspezifischer Indikatoren und zeitlich hoch aufgelösten Abflussmessreihen. Tagungsband der FH-DGG: Indikatoren im Grundwasser, Cottbus.
- Klinger, J., Wolf, L., Schrage, C., Schaefer, M. & Hoetzel, H. (2006): A porous aquifer system: Rastatt. In Urban Water Resources Toolbox - Models for sustainability assessment In: Urban Water Resources Toolbox: Integrating Groundwater into Urban Water Management. L. Wolf, B. Morris und S. Burn (Hg.). London, IWA
- Kofalk, S., Scholten, M., Boer, S., Kok, J.-L. d., Matthies, M. & Hahn, B. (2004): Ein Decision Support System für das Flusseinzugsgebiets-Management der Elbe. In: Interdisziplinäre Methoden des Flussgebietsmanagement. J. Petry (Hg.), Schriftenreihe des Instituts für Geoinformatik der Westfälischen Wilhelms-Universität Münster. **Band 21**.
- Kölle, W. (2003): Wasseranalysen - richtig beurteilt, Grundlagen, Parameter, Wassertypen, Inhaltstoffe, Grenzwerte nach TVO und EU-Trinkwasserrichtlinie, WILEY-VCH, Weinheim, New York, Chichester.
- Koot, A. C. J. (1983): Cadmium, chroom, koper, lood, nikkel en zink inhuishoudelijk afvalwater en in a te voeren neerslag. *H2O* 15 (14): 355.
- Koppe, P. & Klopp, R. (1984): Herkunft der Schwermetalle im häuslichen Schmutzwasser. *Gewässerschutz, Wasser, Abwasser* **45**: 371-386.
- Koppe, P. & Stotzek, A. (1999): Kommunales Abwasser: seine Inhaltsstoffe nach Herkunft, Zusammensetzung und Reaktionen im Reinigungsprozess, einschließlich Klärschlämme. Essen, Vulkan Verlag.
- Kramp, J. (2007). Fremdwasser im Einzugsgebiet der Kehler Straße, persönliche Mitteilung. Karlsruhe.
- Krauss, N. (2002): Auswirkungen einer Kanalleckage auf Grund- und Sickerwasser an einer Teststrecke in Rastatt. Lehrstuhl für Angewandte Geologie (AGK), Universität Karlsruhe (TU), Diplomarbeit (unveröff.).
- Kroiss, H. & Prendl, L. (1996): Einfluss von Fremdwasser auf Planung und Betrieb von Abwasserreinigungsanlagen. In: Fremdwasser in Abwasseranlagen, Schriftenreihe zur Wasserwirtschaft (18), Institut für Siedlungswasserwirtschaft und Landschaftswasserbau, TU Graz. P. Kauch, R. Pauritsch und B. Vogl (Hg.), H. Renner.

- Kuehlers, D. (2000): Instationäre Strömungsmodellierung im Einzugsgebiet Wasserwerk Rheinwald: eine Studie zur Methodik und Machbarkeit, Universität Karlsruhe, Diplomarbeit (unveröff.).
- Kühlers, D. (2002): Instationäres Grundwasserströmungsmodell im Einzugsgebiet Wasserwerk Rheinwald, Abschlußbericht, Abschlussbericht, unveröffentlicht, Stadtwerke Karlsruhe GmbH, Karlsruhe.
- Landsberg, H. E. (1981): *The urban Climate*. New York; Academic Press.
- Lange-Ernst, M. (2002): *Antibiotika. Die gefährlichen Gesundheitsmacher, Chancen, Risiken, Alternativen*, Knaur-Verlag.
- Lempe, G. (2006): Schadensbilanz bei Abwasserkanälen in Karlsruhe und in drei süddeutschen Städten: Schadensbild und Sanierungskonzepte. Tagungsband der DWA: Undichte Kanäle - (k)ein Risiko?, 11.-12. Okt.2006, DWA Deutsche Vereinigung für Wasserwirtschaft, Abwasser und Abfall, e.V., Hennef 2006.
- Lenz, J. (1995): Rohrleitungen im Boden, Schriftenreihe aus dem Inst. für Rohrleitungsbau an der Fachhochschule Oldenburg, Band 8, Vulkan-Verlag Essen.
- LfU (1996): Großräumiges Grundwassermodell Oberrheingraben zwischen Basel und Karlsruhe. Demonstrationsvorhaben zum Schutz und zur Bewirtschaftung des Grundwassers des deutsch-französisch-schweizerischen Oberrheingrabens (LIFE-Projekt). – Abschlussbericht. Karlsruhe, Landesanstalt für Umweltschutz Baden-Württemberg.
- LfU (1996): Hydrogeologische und hydrochemische Kartierung der deutsch-französisch-schweizerischen Oberrheinebene zwischen Basel und Karlsruhe: Europäisches Projekt INTERREG, Landesanstalt für Umweltschutz Baden-Württemberg in Zusammenarbeit mit Région Alsace, Karlsruhe und Strasbourg.
- LfU (2001): Atlas des Grundwasserzustandes in Baden-Württemberg, Reihe Grundwasserschutz, 19. Karlsruhe, Landesanstalt für Umweltschutz Baden-Württemberg.
- Limberg (2006): *Geology and Groundwater of Berlin*. IAH-Meeting of the German Chapter and Polish Chapter: "The Interaction between Surface Water and Groundwater", Berlin-Spandau.
- Lohmeyer, S. (1997): Fakten zum Regenwasser. In: *Wassernutzung und Abwasserreinigung in Betrieb und Kommune*, Bd II: Weiterführende grundlegende und anwendungsorientierte Aspekte. S. Lohmeyer (Hg.). Renningen-Malmsheim, expert-Verlag.
- Makepeace, D. K., Smith, D. W. & Stanley, S. J. (1995): Urban Stormwater Quality: Summary of Contaminant Data. *Critical Reviews in Environmental Science and Technology* **25** (2): 93-139.
- Mausser, W., Strasser, U., Ludwig, R., Willems, W., Barthel, R. & Früh, B. (2006): The impact of climate change on low-flow conditions in the Upper Danube watershed – a scenario case study using the DANUBIA decision support system. In: *Geophysical Research Abstracts*, abstracts of the European Geosciences Union General Assembly 2006, Vienna, Austria.
- McArdell, C. (2006): Eintragspfade und festgestellte Stoffe in Wasser- und Boden. In: *Dokumentation zum Kongress: Arzneimittel - Spurenschadstoffe im Wasserkreislauf und Boden*, 17. Mai 2006, Stuttgart.
- Mechlinski, A. (2002): Untersuchung zur Mobilität von Arzneimitteln im Uferfiltrat. Institut für Lebensmittelchemie Technische Universität Berlin, Diplomarbeit (unveröff.).
- Mehler, R. & Leichtfuss, A. (1997): SMUSI - Schmutzwassersimulation der Stadtentwässerung. Modellbeschreibung.
- Mersmann, P., Scheytt, T. & Heberer, T. (2002): Säulenversuche zum Transportverhalten von Arzneimittelwirkstoffen in der wassergesättigten Zone. *Acta Hydrochim & Hydrobiol.* **30** (5-6): 275-284.
- Miall, A. D. (1996): *The geology of fluvial deposits: Sedimentary facies, basin analysis and petroleum geology*. Berlin, Heidelberg, New York, Springer Verlag.
- Michalska, A. & Pecher, K. H. (2000): Betriebliche und kostenmäßige Auswirkung des Fremdwassers auf Kanalisation und Kläranlage. In: *Gewässerschutz- Wasser- Abwasser 177*, Hrsg. M. Dohmann, Institut für Siedlungswasserwirtschaft der Rhein.- Westf. Techn. Hochschule Aachen(Hg.).

- Ministerium für Umwelt Baden-Württemberg (1988): Altlastenhandbuch Teil 1: Altlastenbewertung, Wasserwirtschaftsverwaltung, Heft 18.
- Mitchell, G. & Diaper, C. (2005): Draft UVQ User Manual - CMIT Report No. 2005-282 -, CSIRO, Urban Water: Systems & Technologies.
- Mitchell, V. G. (2005): Aquacycle User Manual, CRC für Catchment Hydrology, Monash University, Melbourne, Australia.
- Mitchell, V. G. & Maheepala, S. (1999): Urban Water Balance Modelling, CSIRO Urban Water Program, Report T1-11, BCE 99/195, CSIRO, Melbourne, Australia.
- Mitchell, V. G., Mein, R. G. & McMahon, R. A. (2001): Modelling the Urban Water Cycle *Journal of Environmental Modelling and Software* **16** (7): 615-629.
- Mitchell, V. G., Mein, R. G. & McMahon, T. A. (1997): Evaluating the Resource Potential of Stormwater and Wastewater: An Australian Perspective. *Australian Journal of Water Resources* **2** (1): 19-22.
- Möhle, E., Horvath, S., Merz, W. & Metzger, J. W. (1999): Bestimmung von schwer abbaubaren organischen Substanzen im Abwasser – Identifizierung von Arzneimittelrückständen. *Vom Wasser* (92): 207-223.
- Mohrlok, U. (2005): UL_FLOW 1.0 - Modelling pseudo transient vertical flow in unsaturated layered soil using a quasi steady state approach. Documentation and User Manual. Appendix to Groundwater Recharge Estimation in Case Study Cities, Deliverable D14, Technical Report no. 820, Institute for Hydromechanics, Institute for Hydromechanics, University of Karlsruhe, Karlsruhe.
- Mohrlok, U. & Bücken-Gittel, M. (2005): Methodology for Modelling Groundwater Recharge in Urban Areas, AISUWRS Workpage 6, Deliverable D13, Report no. 814, Institute for Hydro-mechanics, University of Karlsruhe, Karlsruhe.
- Morris, B., Rueedi, J., Cronin, A. A. & Whitehead, E. J. (2005): Case Study City Doncaster: Field investigation final report, AISUWRS Workpage 4, Deliverable D10, British Geological Survey - Hydrogeology Section.
- Morris, B., Rueedi, J. & Mansour, M. (2006): A Sandstone Aquifer: Doncaster, UK. In: *Urban Water Resources Toolbox: Integrating Groundwater into Urban Water Management*. L. Wolf, B. Morris und S. Burn (Hg.). London, IWA.
- Mutschler, E. (1991): *Arzneimittelwirkungen - Lehrbuch der Pharmakologie und Toxikologie*, Stuttgart (Wiss. Verl. Ges.).
- Natermann, E. (1951): Die Linie des langfristigen Grundwassers (A_uL) und die Trockenwetter-Abflusslinie (TWL). *Wasserwirtschaft* 1951, Tagung in München 1950.
- Naudascher, I. (2001): Kompostierung menschlicher Ausscheidungen durch Verwendung biologischer Trockentoiletten - mit besonderer Berücksichtigung des Kleingartenbereichs, Schriftenreihe des ISWW -Band 100-, Institutsverlag Siedlungswasserwirtschaft, Karlsruhe.
- Okubo, T. & Matsumo, J. (1983): Biological clogging of sand and changes of organic constituents during artificial recharge. *Wat. Res.* **17** (7): 813-821.
- Okubo, T. & Matsumoto, J. (1979): Effect of infiltration rate on biological clogging and water quality changes during artificial recharge. *Water Resources Research* **15** (6): 1536-1542.
- Osswald, J. (2002): Hydrogeologische und hydrochemische Zustandsbeschreibung Rastatts im Hinblick auf anthropogene Beeinflussung. Lehrstuhl für Angewandte Geologie (AGK), Universität Karlsruhe (TU), Diplomarbeit (unveröff.).
- Parkhurst, D. L. & Appelo, C. A. J. (1999): User's guide to PHREEQC (Version 2) - A computer program for speciation, batch-reaction, one-dimensional transport, and inverse geochemical calculations, Water-Resources Investigations Report 99-4259, U.S. Geological Survey.
- Paul, M., Wolf, L., Fund, K., Held, I., Winter, J., Eiswirth, M., Gallert, C. & Hötzl, H. (2004): Microbiological condition of urban groundwater in the vicinity of leaky sewer systems. *Acta hydrochim. hydrobiol.* **32** (4-5): 352-360.

- Pecher, R. (1998): Fremdwasseranfall im Kanalnetz - ein wasserwirtschaftliches Problem? *Korrespondenz Abwasser* **45** (12): 2250-2258.
- Pflug, R. (1982): *Bau und Entwicklung des Oberrheingrabens*. Darmstadt, Wissenschaftliche Buchgesellschaft.
- Pfützner, B. (2002): *Modelldokumentation ArcEGMO*, <http://www.arcegmo.de>.
- Plein, E. (1993): Voraussetzungen und Grenzen der Bildung von Kohlenwasserstoff-Lagerstätten im Oberrheingraben. – *Jber. Mitt. Oberrhein. Geol. Ver., N. F.* 75, S. 227 – 253, 10 Abb., 3 Tab., Stuttgart.
- Pollak, P. (2006). Leckagenerkennung anhand von Kanalzustanzbefahrungen, mündliche Mitteilung.
- Prudence (2005): Prediction of Regional scenarios and Uncertainties for Defining European Climate change risks and Effects, Prudence project summary. Download unter: <http://prudence.dmi.dk/>.
- Ramier, D., Berthier, E. & Andrieu, H. (2004): An urban Lysimeter to assess runoff losses on asphalt concrete plates. *Physics and Chemistry of the Earth* (29): 839-847.
- Rapp, J. (2000): *Konzeption, Problematik und Ergebnisse klimatologischer Trendanalysen für Europa und Deutschland*, Berichte des Deutschen Wetterdienstes Nr. 212, 145 S, Selbstverlag, Offenbach/Main.
- Rauch, W. & Stegner, T. (1994): The colmation of leaks in sewer systems during dry weather flow. *Wat. Sci. Tech.* **30** (1): 205-210.
- Rechenberg, B. (2006): *Umweltsicherheit von Pharmaka*. In: *Dokumentation zum Kongress: Arzneimittel - Spurenschadstoffe im Wasserkreislauf und Boden*, 17. Mai 2006, Stuttgart.
- Reddersen, K. (2004): *Das Verhalten von Arzneimittelrückständen im Wasserkreislauf Berlins*, Dissertation.
- Regierungspräsidium Karlsruhe (1999): *Landschaften und Böden im Regierungsbezirk Karlsruhe*. Schweizerbart'sche Verlagsbuchhandlung, Stuttgart.
- Rehm, A. (2006). *Bestandspläne der Kanalisation in der Gemeinde Schwanau*, persönliche Mitteilung.
- Renault, D. (1983): *Les eaux claires parasites dans les réseaux d'assainissement (résaux unitaires)*. Diagnostic et rehabilitation des résaus. *Impact économie dans les traitement*. TSM: 547-555 & 577-582.
- Renner, H. (1996): *Fremdwasser in Abwasseranlagen*. In: *Fremdwasser in Abwasseranlagen*, Schriftenreihe zur Wasserwirtschaft (18), Institut für Siedlungswasserwirtschaft und Landschaftswasserbau, TU Graz. P. Kauch, R. Pauritsch und B. Vogl (Hg.).
- Richterich, R. & Colombo, I. P. (1978): *Klischee Chemie*. S Karger, Basel, München, Paris, London.
- Rieckermann, J. (2005): *Quantification of Exfiltration from Sewers with Tracers*. Environmental Engineering, Swiss Federal Institute of Technology (ETH), Zurich, Switzerland, ETH Zürich.
- Rieckermann, J. & Gujer, W. (2002): *Quantifying exfiltration from leaky sewers with artificial tracers*. 16th EJSW: Real Time Control of Urban Drainage Systems, Milo, Etna Mountain, Italy.
- Rieckermann, J., Sydler, D., Borsuk, M. E., Gujer, W. & Reichert, P. (2006): *Nutzung von Vorwissen und Tracerexperimenten zur optimalen Diagnose von Leckagen in Abwassersystemen*. Tagungsband der DWA: Undichte Kanäle - (k)ein Risiko?, 11.-12. Okt.2006, Frankfurt a.M.
- Rieland, M. (2004): *Das BMBF-Programm GLOWA: Instrumente für ein vorausschauendes Management großer Flusseinzugsgebiete*, HW 48. 2004, H. 2, Kurzberichte, Bundesministerium für Bildung und Forschung, Referat 622 Globaler Wandel, Bonn.
- Riess, F. (1993): *Untersuchungen zur Nitratauswaschung nach mineralischer und organischer Düngung von Ackerland und Grünland mittels der Saugkerzenmethode*, TU München-Weihenstephan, Dissertation.
- Rinck-Pfeiffer, S., Ragusa, S., Sztajn bok, P. & Vandvelde, T. (2000): *Interrelationships between biological, chemical, and physical processes as an analog to clogging in aquifer storage and recovery (ASR) wells*. *Wat. Res.* **34** (7): 2110-2118.
- Robinson, N. I. (2005): *Steady state point source leakage from a sewer to the water table*. Gleammf Pty Ltd. Report written for CSIRO. Download unter: <http://www.urbanwater.de>

- Rote Liste (2005): Arzneimittelverzeichnis für Deutschland (einschließlich EU-Zulassungen und bestimmter Medizinprodukte). Aulendorf, Bundesverband der pharmazeutischen Industrie e.V., Editor Cantor Verlag für Medizin und Naturwissenschaften GmbH.
- Rott, U. & Zacher, B. (1999): Entwicklung von Verfahren zur Quantifizierung des Wasseraustritts und der Wasser- und Stoffausbreitung in der Umgebung undichter Kanäle. In: Wassergefährdung durch undichte Kanäle, Erfassung und Bewertung. M. Dohmann (Hg.). Berlin, Heidelberg, New York, Springer Verlag.
- Rueedi, J. & Cronin, A. A. (2005): AISUWRS Work-Package 10: UVQ report Doncaster, Deliverable D27.
- Rueedi, J., Cronin, A. A. & Morris, B. L. (2005): Estimating sewer leakage using hydrochemical sampling of multilevel piezometers. Submitted at Water Resources Research.
- Sacher, F. (2002): Vorkommen von Arzneimittelrückständen in Grund- und Oberflächenwässern in Baden-Württemberg. Stuttgarter Berichte zur Siedlungswasserwirtschaft **168**: 59-69.
- Sacher, F., Lochow, E., Bethmann, D. & Brauch, H. J. (1998): Vorkommen von Arzneimittelwirkstoffen in Oberflächengewässern. Vom Wasser **90**: 233-243.
- Sadler, P. & DeSilva, D. (2005): Analysis and quantification of sewer pipeline defects, CMIT Doc. 2005-239, CSIRO, PO Box 90, Victoria 3149, Australia.
- Sattelberger, R. (1999): Arzneimittelrückstände in der Umwelt - Bestandsaufnahme und Problemdarstellung, Report R-162, Wien, Österreich.
- Schäfer, M. (2006): Modeling water and contaminant flows un the city of Rastatt under different climate and water management scenarios. Lehrstuhl für Angewandte Geologie (AGK), Universität Karlsruhe (TU), Diplomarbeit (unveröff.).
- Schälchli, U. (1993): Die Kolmation von Fließgewässersohlen: Prozesse und Berechnungsverfahren (Dissertation Nr. 10293), ETH Zürich, Dissertation.
- Scharf, S., Gans, O. & Sattelberger, R. (2001): Arzneimittelwirkstoffe im Zu- und Ablauf von Kläranlagen, Bericht BE-201, Umweltbundesamt, Wien, Österreich.
- Scheffer, F. & Schachtschabel, P. (2002): Lehrbuch der Bodenkunde. Heidelberg, Berlin, Spektrum, Akad. Verl.
- Scheytt, T., Grams, S. & Fell, H. (1998): Vorkommen und Verhalten eines Arzneimittels (Clofibrinsäure) im Grundwasser. Grundwasser - Zeitschrift der Fachsektion Hydrogeologie (2/98): 67-76.
- Scheytt, T., Mersmann, P., Lindstädt, R. & Heberer, T. (2005): Determination of sorption coefficients of pharmaceutically active substances carbamazepine, diclofenac, and ibuprofen, in sandy sediments. Chemosphere **60** (2): 245-253.
- Schrage, C., Wolf, L., Klinger, J. & Hötzl, H. (2005): Coupling Urban Drainage Models with numerical Groundwater simulations for integrated water management. Proceedings of the IAHR Workshop: From data gathering and groundwater modelling to integrated management, 4.-8. Oct. 2006, Alicante, Spain.
- Schröder, G. (1952): Die Wasserreserven des oberen Emsgebiets. Ein Beitrag zur wasserwirtschaftlichen Rahmenplanung, Bes. Mitt. Z. Dtsch. Gewässerkundliches Jahrb., 5; Koblenz.
- Schürmann, B. (1984): Enzymatische Methoden der Wasser- und Abwasseranalytik. Forum Städte Hygiene (35): 261-265.
- Schwabe, U. & Paffrath, D. (2001): Arzneimittelverordnungsreport 2001, Aktuelle Daten, Kosten, Trends und Kommentare. Heidelberg, Spinger Medizin Verlag.
- Schwabe, U. & Paffrath, D. (2005): Arzneiverordnungsreport 2005, Aktuelle Daten, Kosten, Trends und Kommentare. Heidelberg, Spinger Medizin Verlag.
- Schwarz, M. (2003): Mikrobielle Kolmation von abwasserdurchsickerten Bodenkörpern: Nucleinsäuren zum Nachweis von Biomasse und Bioaktivität. Institut für Siedlungswasserwirtschaft, Universität Karlsruhe, Dissertation.
- Schweinfurth, W., Reinhard, E. & Rastatt, G. R. (2002): Naturraum und Siedlung. In: Der Landkreis Rastatt, Bd II, pp 341-391, Jan Thorbecke Verlag Stuttgart(Hg.).

- Seki, K., Miyakazi, T. & Nakano, M. (1998): Effects of microorganisms on hydraulic conductivity decrease in infiltration. *European Journal of Soil Science* **49** (2): 231-236.
- Sieker, F., Sieker, H. & Bandermann, S. (2002): Naturnahe Regenwasserbewirtschaftung in Siedlungsgebieten - Grundlagen und Anwendungsbeispiele. Renningen - Malmshiem, expert verlag, .
- Sieker, H., Förster, M., Scheibel, M. & Zimmerman, U. (2005): DAYWATER - ein Entscheidungshilfesystem für die Bewirtschaftung von Regenwasser. *Wasserwirtschaft* (3/2005): 15-22.
- Šimůnek, J., van Genuchten M.Th. & Šejna, M. (2005): The HYDRUS-1D Software Package for Simulating the One-Dimensional Movement of Water, Heat, and Multiple Solutes in Variably-Saturated Media, Version 3.0, Department of Environmental Science, University of California, Riverside, California.
- Souvent, P. & Moon, B. (2005): AISUWRS Work-Package 10: Deliverable D27 UVQ-Report for Ljubljana.
- Souvent, P., Vizintin, G. & Cencur-Cuck, B. (2006): A Layered Aquifer System: Ljubljana, Slovenia. In: *Urban Water Resources Toolbox: Integrating Groundwater into Urban Water Management*. L. Wolf, B. Morris und S. Burn (Hg.). London, IWA.
- Stadtwerke (2004): Umwelterklärung 2004, Stadtwerke Karlsruhe GmbH, Karlsruhe.
- star.Energiewerke (2002): Unser Trinkwasser, Die Versorgung von Rastatt, Informationsbroschüre des Wasserversorgers.
- star.Energiewerke (2002): Wasserweg Rastatt, eine Begleitbroschüre mit vertiefenden Informationen.
- Statistisches Bundesamt (2003): Öffentliche Wasserversorgung und Abwasserbeseitigung 2001. Reutlingen, SFG - Servicecenter Fachverlage GmbH.
- Statistisches Bundesamt (2004): Öffentliche Wasserversorgung und Abwasserbeseitigung, Fachserie 19 Reihe 2.1, Statistisches Bundesamt, Wiesbaden.
- StGB (2006): Strafgesetzbuch, Bundesgesetz der Bundesrepublik Deutschland.
- Stock, H.-D. & Reupert, R. R. (2005): Arzneimittelrückstände im Abwasser: Was gelangt in die Gewässer?, Jahresbericht 2005, Landesumweltamt NRW.
- Ternes, T. (1998): Occurrence of drugs in German sewage treatment plants and rivers. *Water Research* **32** (11): 3245-3260.
- Ternes, T. (2002): Abbau und Verhalten von Pharmaka in aquatischen Systemen. In: *Schriftenreihe Wasserforschung Bd. 6: Chemische Stressfaktoren in aquatischen Systemen*. B. Weigert, C. Steinberg und R. Brüggemann (Hg.), Berlin: Wasserforschung e.V., 1998: 23-33.
- Thoma, R. (2005): Instandhaltung von Grundstücksentwässerungsanlagen. KA - Abwasser, Abfall **52** (6): 725-730.
- Thoma, R. & Götz, D. (2006): Grundstücksentwässerungsanlagen mit häuslichem Abwasser - Zustand, Schäden, Exfiltration, Bodenkontamination - Gefährdungspotential? Tagungsband der DWA: Undichte Kanäle - (k)ein Risiko?, 11.-12. Okt.2006, Frankfurt a.M., DWA Deutsche Vereinigung für Wasserwirtschaft, Abwasser und Abfall, e.V., Hennef 2006.
- Thorntwhaite, C. W. & Mathier, J. R. (1955): The water balance. Publ. in *Climat.* VIII, Nr. 1, Drexel Inst. Laboratory of Climatologie; Centerton NJ.
- Toussaint, R. (2006): Numerisch simulierter Transport von sprengstofftypischen Schadstoffen in einem Buntsandstein-Aquifer. Fak. f. Bauingenieur-, Geo- und Umweltwissenschaften, Universität Karlsruhe, Dissertation.
- Treskatis, C. (2003): Saisonal auftretende bakterielle Befunde in Trinkwasserbrunnen eines dicht besiedelten Einzugsgebietes. IAH Workshop: Grundwasserprobleme in urbanen Räumen, Karlsruhe.
- TrinkWV (2001): Verordnung zur Novellierung der Trinkwasserverordnung vom 21. Mai 2001, Herausgegeben von der Deutschen Vereinigung des Gas- und Wasserfachs e.V. (DVGW).
- Trunkó, L. (1984): Karlsruhe und Umgebung : nördlicher Schwarzwald, südlicher Kraichgau, Rheinebene, Ostrand d. Pfälzer Waldes u. d. Nordvogesen, Sammlung Geologischer Führer, Nr. 78. Berlin, Borntraeger.

- Turkovic, R. (2006). Biomassekonzentration unterhalb von Kanalleckagen, persönliche Mitteilung.
- Turkovic, R., Fuchs, S. & Hahn, H. H. (2005): Einfluss der Biomassenverteilung auf Reinigungsleistung und Kolmation in abwasserbeschickten Sandsäulen. Tagungsband der 71. Jahrestagung der Wasserchemischen Gesellschaft, Bad Mergenheim.
- Turkovic, R., Roddewig, J. & Fuchs, S. (2006): Prozesse der Selbstabdichtung - Ursachen, Dynamik, Langzeitverhalten. Tagungsband der DWA: Undichte Kanäle - (k)ein Risiko?, 11.-12. Okt.2006, Frankfurt a.M., DWA Deutsche Vereinigung für Wasserwirtschaft, Abwasser und Abfall, e.V., Hennef 2006.
- UBA (2001): Gefährdungspotenzial von undichten Kanälen bei industriellen und gewerblichen Grundstücksentwässerungsleitungen und die Ableitung von Empfehlungen zur Revitalisierung defekter Entwässerungsleitungen, Forschungsbericht 297 28 528, UBA-FB 000210, Umwelt Bundesamt, Berlin.
- United Nations (2003): World Urbanization Prospects The 2003 Revision - Data Tables and Highlights: ESA/P/WP.190, Department of Economic and Social Affairs - Population Division.
- Van-Genuchten, M. T. (1980): A closed form equation for predicting hydraulic conductivity of unsaturated soils Soil Sci Soc. Am. J. (44): 892- 898.
- Vollertsen, J. & Hitved-Jacobsen, T. (2003): Exfiltration from gravity sewers - a pilot scale study. Water Science and Technology **47**: 69-76.
- Wagner, I. & Kuch, A. (1981): Trinkwasser und Blei, Studie der DVGW Forschungsstelle, Studie der DVGW Forschungsstelle, Heft 18, Bereich Wasserchemie am Engler-Bunte-Institut der Universität Karlsruhe, Karlsruhe.
- Walter, R. (1995): Geologie von Mitteleuropa. Stuttgart, Schweizerbart.
- Watzel, R. & Ohnemus, J. (1997): Hydrogeologische Kartierung Karlsruhe-Speyer. Fortschreitung des hydrogeologischen Baus im baden-württembergischen Teil der hydrogeologischen Kartierung Karlsruhe-Speyer, Gutachten des Geologischen Landesamtes Baden-Württemberg Freiburg i.Br.
- Weiss, G., Brombach, H. & Haller, B. (2002): Infiltration and inflow in combined sewer systems: long term analysis. Wat. Sci. Tech. **45** (7): 11-19.
- Welker, A., Leinweber, U., Klepiszewski, K. & Schmitt, T. G. (1999): Effects of integrated stormwater management strategies on the combined sewer system and the wastewater treatment plant - river system. Wat. Sci. Tech. **39** (2): 151-157.
- WG (2005): Wassergesetz für Baden-Württemberg.
- WHG (2002): Gesetz zur Ordnung des Wasserhaushalts (Wasserhaushaltsgesetz:-WHG), in der Fassung der Bekanntmachung vom 19.August 2002.
- WMS (1998): WMS - Watershed Modelling System, User's Guide, Brigham Young University, U.S.A.C.Engineers.
- Wolf, L. (2006): Assessing the influence of leaky sewer systems on groundwater resources beneath the City of Rastatt, Germany Department of Applied Geology, University of Karlsruhe, PhD Thesis.
- Wolf, L., Held, I., Eiswirth, M. & Hoetzl, H. (2004): Impact of Leaky Sewers on Groundwater quality. Acta hydrochim. hydrobiol. **32** (4-5): 361-373.
- Wolf, L., Held, I., Eiswirth, M. & Hötzl, H. (2004): Environmental impact of leaky sewers on groundwater quality below a medium sized city. Acta Hydrochim & Hydrobiol. **32** (4-5): 361-373.
- Wolf, L. & Hoetzl, H. (2006): Upscaling of laboratory results on sewer leakage and associated uncertainty. Rotterdam, Balkema.
- Wolf, L., Klinger, J., Hoetzl, H. & Glauner, T. (2006): Monitoring von Arzneimittelrückständen als Indikatoren der Grundwasserbeeinflussung durch defekte Kanalisationssysteme im Vergleich mit deterministischen Modellansätzen. In: Indikatoren im Grundwasser, Schriftenreihe der Deutschen Gesellschaft für Geowissenschaften **43**.

- Wong, T., Coleman, J., Duncan, H., Fletcher, T., Jenkins, G., Siriwardena, L. & Wotton, R. (2002): Music: Model for Urban Stormwater Improvement Conceptualisation, User Manual, CRC Catchment Hydrology, Australia.
- Wundt, W. (1953): Gewässerkunde. Berlin, Springer.
- Xanthopoulos, C. & Hahn, H. H. (1993): Anthropogene Schadstoffe auf Straßenoberflächen und ihr Transport mit dem Niederschlagsabfluss, Schlussbericht des BMFT-Verbundprojektes "Niederschlagsbedingte Schmutzbelastung der Gewässer aus städtischen befestigten Flächen, TP 2, Inst. für Siedlungswasserwirtschaft, Universität Karlsruhe.
- Zwahlen, F. (2003): COST Action 620 - Vulnerability and Risk Mapping for the Protection of Carbonate (Karst) Aquifer - Final Report.
- Zwiener, C., Seeger, S., Glauner, T. & Frimmel, F. H. (2002): Metabolites from the biodegradation of pharmaceutical residues of ibuprofen in biofilm reactors and batch experiments. *Anal Bioanal Chem* (372): 569-575.