

**TECHNISCHE
UNIVERSITÄT
DRESDEN**

Institut für Siedlungs- und Industrierwasserwirtschaft

MODELLIERUNG DER INTERAKTION ZWISCHEN GRUNDWASSER UND KANALISATION

CHRISTIAN KARPf

Herausgeber:
Prof. Dr. Peter Krebs
Institut für Siedlungs- und Industrierwasserwirtschaft
Technische Universität Dresden

1. Auflage 2012

Institut für Siedlungs- und Industrierwasserwirtschaft
Technische Universität Dresden
D-01062 Dresden
ISSN 1615-083X

Diese Publikation wurde auf Recyclingpapier gedruckt (99%).
Druck: Druckerei und Verlag Hille (www.hille1880.de)
Redaktion: Christian Karpf



christian.karpf@wasserwerkstatt-dresden.de
www.wasserwerkstatt-dresden.de

Zusammenfassung

Der Austausch zwischen Grundwasser und Kanalnetz kann in die Prozesse der Grundwasserinfiltration in Kanalnetze und der Abwasserexfiltration aus Kanalnetzen unterteilt werden. Generell entstehen durch die In- und Exfiltration (I/E) erhöhte Kosten der Abwasserentsorgung und eine Belastung für Boden, Grundwasser und Oberflächenwasser. Für Einschätzungen zur Dynamik und Quantität der In- und Exfiltration ist die Nutzung von Modellen sinnvoll, da zahlreiche Einflussfaktoren in die Betrachtungen einfließen können und dadurch eine komplexe Erfassung der Prozessmechanismen ermöglicht wird.

Im Rahmen der vorliegenden Arbeit wurden physikalisch basierte Modelle zur Abbildung der In- und Exfiltrationsprozesse hinsichtlich erforderlicher Parameter und Randbedingungen analysiert und angewandt. Anhand detaillierter 3D-Modelle, kleintechnischer Versuche, Datenanalysen und statistischer Verfahren erfolgte die Modifizierung und Entwicklung von I/E-Modellen sowie die Parameteridentifikation zur Abbildung der In- und Exfiltration. Des Weiteren wurden die entwickelten Modellansätze mit einem hydrodynamischen Kanalnetzmodell verknüpft und großräumige Langzeitsimulationen durchgeführt.

Die Untersuchungen zeigen bezüglich der Infiltration von Grundwasser in das Kanalnetz, dass eine physikalisch basierte Prozessmodellierung einer Abstraktion bedarf, um die 3-Dimensionalität des Prozesses in einem 1D-Modell wieder zu geben und dadurch die Anbindung an ein Kanalnetzmodell zu ermöglichen. Anhand von Simulationsrechnungen wurde festgestellt, dass die quantitative Betrachtung der Infiltration auf Einzugsgebietsebene keine hydrodynamische Modellierung erfordert. Signifikante quantitative Änderungen der Grundwasserinfiltration aufgrund der Wasserstandsschwankungen in den Kanälen sind nur lokal oder temporär von Bedeutung. Die Grundwasserinfiltration kann jedoch deutliche Auswirkungen auf die Ergebnisse der hydrodynamischen Simulation haben. Anhand von Datenanalysen im Einzugsgebiet Dresden konnte des Weiteren ein signifikanter Zusammenhang zwischen Infiltrationsparametern und Kanalzustand ermittelt werden.

Der Exfiltrationsprozess kann durch ein 1D-Modell gut abgebildet werden, wobei der Prozess der Bodenkolmation anhand eines zeit- und potenzialabhängigen Modells implementiert werden kann. Ferner konnte durch die Verknüpfung mit Infiltrationsanalysen eine Ableitung der Schadensfläche

erfolgen, die als Parameter in die Exfiltrationsmodellierung eingeht. Die hydrodynamischen Berechnungen zeigen, dass für die Exfiltrationsmodellierung eine möglichst exakte Berechnung der Wasserstände in Kanalnetzen essentiell ist.

Schlagwörter: Abwasser, Exfiltration, Grundwasser, Infiltration, hydrodynamisch, Modellierung

Abstract

The water exchange between groundwater and sewer system can be characterized by the processes of groundwater infiltration and sewerage exfiltration. Infiltration and exfiltration (I/E) cause an increase of the costs of sewerage management and a deterioration of soil, groundwater and the receiving surface water. In order to assess the dynamics and quantities of I/E, model applications can be used in order to include influencing factors and to afford a complex consideration of the process mechanisms.

Within this work I/E-approaches were analyzed and modified in order to assess parameters and boundary conditions. The parameter identification and model development was realised according to the application of a detailed 3D-model, the realization of experiments, data analyses and the application of statistical methods. Furthermore the developed and modified approaches were coupled with a hydrodynamic sewer network model and long term simulations were performed.

It was found that a physical based description of the infiltration process requires the implementation of the 3-dimensionality of the process. A hydrodynamic modelling of the sewer flow processes is not necessary to quantify infiltration rates on catchment scale, but the results of hydrodynamic modelling can be influenced significantly by groundwater infiltration. Furthermore data analyses of data of Dresden show a significant relationship between infiltration parameters and the condition class of the sewer pipes.

The exfiltration process can be described by a 1D-model, whereat the processes of soil clogging are simulated by a time and potential based approach. Using the infiltration analyses it was possible to calculate the leak area, which is an important parameter of the exfiltration modelling. Hydrodynamic simulations show that the exfiltration modelling requires an accurate calculation of water levels in sewers.

Keywords: sewerage, water, exfiltration, groundwater, infiltration, hydrodynamic, modelling

Danksagung

In erster Linie gilt mein Dank Prof. Peter Krebs, der mir die Mitarbeit am Institut für Siedlungs- und Industrieressourcenwirtschaft ermöglicht hat. Trotz des etwas begrenzten Zeitbudgets, das zuweilen einer intensiven Betreuung entgegen stand, möchte ich mich besonders für die Möglichkeit bedanken, sehr frei und selbstbestimmt arbeiten zu können. Dadurch war es für mich möglich, verschiedenen Fragen nachzugehen, Methoden auszuprobieren und Ideen zu entwickeln, deren Erfolg und Potenzial nicht immer vorhersehbar war. Darüber hinaus bin ich Prof. Krebs dankbar für seine Mitarbeit an den Publikationen, die im Rahmen der Arbeit entstanden sind und ich möchte ihm für seine stete Motivation danken, Ergebnisse auf Konferenzen zu präsentieren und den Austausch mit anderen Wissenschaftlern zu suchen.

Prof. Dr. Wolfgang Rauch möchte ich für die Übernahme der Begutachtung der vorliegenden Arbeit meinen Dank aussprechen.

Des Weiteren möchte ich meinen Kolleginnen und Kollegen danken, die meine Arbeit durch fachliche Diskussionen begleiteten. Auch das gute Arbeitsklima am Institut war sehr hilfreich für das Entstehen der vorliegenden Arbeit. Besonders danken möchte ich den Kolleginnen und Kollegen meiner Arbeitsgruppe Mandy, Ina, Tatyana, Nora, Volker, Torsten, Holger, Thilo, Frank, Stefan, Michael, Konrad, Björn, Sebastian, Jörg und Jens, mit denen ich auch gern Zeiten jenseits wissenschaftlicher Diskussionen verbracht habe.

Den Mitarbeiterinnen und Mitarbeitern des Technikums und Labors der TU Dresden in Dresden Kaditz möchte ich gleichfalls ganz besonders für die Unterstützung bei der Durchführung von Versuchen danken. Auch den Mitarbeiterinnen und Mitarbeitern des Instituts für Grundwasserwirtschaft sei für die Unterstützung und Beratung herzlich gedankt.

Inspiration und Ideen hatte ich oft der Zusammenarbeit mit Projektpartnern, Diplomandinnen und Diplomanden sowie studentischen Hilfskräften zu verdanken. Namentlich möchte ich an dieser Stelle Kirsten Ullrich, Babara Steckel, Claudia Scheffer, Katja Eulitz, Kristina Schmidt, Stefanie Krug, Vanadis Piffzcyk, Sabine Hacker, Sebastian Leschik, Thomas Sommer, Lothar Fuchs, Ronald Giese, Norman Ettrich, Jörg-Volker Peetz, Thilo Weichel, Jörg Winter, Stephan Uhlig, Daniel Siegemund, Ruqiang Fu, Robert Kümmel, Felix Pyrdok und Hannes Müller danken.

Weiterhin möchte ich dem Bundesministerium für Bildung und Forschung (BMBF), der Deutschen Forschungsgemeinschaft (DFG), der Stadtentwässerung Dresden, dem Dresdner Grundwasserforschungszentrum (DGFZ), dem Umweltamt Dresden und dem Landesamt für Umwelt, Landwirtschaft und Geologie für die gute Zusammenarbeit und Unterstützung bei der Durchführung der Forschungsprojekte „Wissenschaftliche Untersuchung des Fremdwasseraufkommens in Abwasseranlagen der Stadt Dresden“, „Auswirkungen der August-Hochwasser-Ereignisse 2002 auf die Tal-Grundwasserleiter im Raum Dresden - Lösungsansätze und Handlungsempfehlungen“ (FKZ: 0330493), „Entwicklung eines 3-Zonen-Modells für das Grundwasser- und Infrastrukturmanagement nach extremen Hochwasserereignissen in urbanen Räumen“ (3ZM-GRIMEX, FKZ: 02WH0558) und „Modellierung der Abwasserexfiltration aus Kanalnetzen mithilfe von Indikatorparametern (EXMIN, GZ: KR 2337/3-1, KR 2337/3-2) danken.

Für die Durchsicht der Arbeit gilt mein besonderer Dank Tine Berg.

Danken möchte ich auch meiner Familie, Freundinnen und Freunden für Alltägliches und Außergewöhnliches, das mir immermal half den Blick für das Wesentliche oder das vermeintlich Unwesentliche frei zu bekommen und trotz mancher Schwierigkeiten die vorliegende Arbeit abzuschließen.

Inhalt

ZUSAMMENFASSUNG	1
ABSTRACT	3
DANKSAGUNG	5
INHALT	7
ABBILDUNGSVERZEICHNIS	13
TABELLENVERZEICHNIS.....	19
ANLAGENVERZEICHNIS.....	20
ABKÜRZUNGSVERZEICHNIS	21
1 EINFÜHRUNG.....	25
2 STAND WISSENSCHAFTLICHER KENNTNISSE	26
2.1 Grundwasserinfiltration	26
2.1.1 Bedeutung und Auswirkungen.....	26
2.1.2 Methoden zur Quantifizierung und Lokalisierung	28
2.1.3 Modellierung der Grundwasserinfiltration	30
2.1.3.1 Physikalisch basierte, potenzialabhängige Ansätze	30
2.1.3.2 Weitere potenzialabhängige Ansätze	34
2.1.3.3 Speichermodelle.....	35
2.2 Exfiltration	37
2.2.1 Bedeutung und Auswirkungen.....	37
2.2.2 Quantifizierung	38
2.2.3 Experimentelle Untersuchungen.....	40
2.2.4 Hydraulische Modelle und Prozesse.....	42
2.2.4.1 Ungesättigte Bodenzone.....	42
2.2.4.2 Exfiltration unter gesättigten Bedingungen	45
2.2.4.3 Kolmation.....	45
2.2.4.4 Schadensfläche und Kanalzustand	54
3 ZIELSTELLUNGEN UND VORGEHENSWEISE	56
3.1 Zielstellungen.....	56
3.2 Arbeitsthesen.....	57
3.3 Vorgehensweise	58
4 METHODEN	59
4.1 Statistische Methoden	59

4.1.1	Clusteranalyse	59
4.1.2	Regressionsanalyse	60
4.1.3	Monte-Carlo-Simulation	62
4.2	Modellanwendungen.....	62
4.2.1	Hydrodynamisches Kanalnetzmodell HYSTEM-EXTRAN (itwh, 2002)	62
4.2.1.1	Kopplungsmodul INEX	63
4.2.1.2	Datenaustausch zwischen INEX und EXTRAN	63
4.2.2	Numerische Modelle zur Untersuchung hydraulischer Prozesse in der gesättigten und ungesättigten Bodenzone	65
4.2.2.1	Modellierung der ungesättigten Zone mit HYDRUS (Šimunek <i>et al.</i> , 2005; Šimunek <i>et al.</i> , 2007).....	65
4.2.2.2	Grundwassermodellierung mit PROCESSING MODFLOW PRO (PMPro) (Chiang, 2005)	66
4.2.3	Betrachtungsgebiet.....	66
4.3	Daten und Datenaufbereitung	66
4.3.1.1	Trockenwetterermittlung.....	67
4.3.1.2	Grundwasserdaten	67
5	UNTERSUCHUNGEN ZUR GRUNDWASSERINFILTRATION.....	68
5.1	Untersuchung der Infiltration mithilfe eines numerischen Grundwasserströmungsmodells (Karpf und Krebs, 2012)	68
5.1.1	Modellaufbau	68
5.1.2	Untersuchungsergebnisse.....	70
5.1.2.1	Hydraulische Leitfähigkeit und Potenziale	70
5.1.2.2	Flächengröße	71
5.1.2.3	Schadensform	72
5.1.2.4	Kanaldimension.....	73
5.1.2.5	Lage der Kanalschäden	74
5.1.2.6	Kanalbettung und Rohrgraben	75
5.1.3	Zusammenfassung der MODFLOW-Simulationen	76
5.1.4	Nutzung der Erkenntnisse für die Infiltrationsmodellierung	77
5.1.5	Modifikation des DARCY-Ansatzes zur Infiltrationsmodellierung.....	78
5.1.6	Abschätzung der Schadensfläche von Kanalleckagen.....	79
5.1.6.1	Grundlagen	79
5.1.6.2	Herleitung eines Infiltrationsmodells auf Basis von 3D-Simulationen	81

5.1.6.3	Berechnungsansatz zur Ermittlung der Schadensfläche	82
5.1.6.4	Abschätzung der Schadensfläche im Einzugsgebiet Dresden ...	83
5.1.6.5	Zusammenfassung und Schlussfolgerungen zur Abschätzung der Schadensfläche	86
5.2	Erstellung eines multiplen Modellansatzes zur Ableitung infiltrationspezifischer Parameter im Einzugsgebiet Dresden (Karpf und Krebs, 2011a)	87
5.2.1	Zielstellung	87
5.2.2	Voruntersuchungen	87
5.2.2.1	Trockenwetterabfluss	87
5.2.2.2	Korrelation des Trockenwetterabflusses mit hydrologischen Daten	89
5.2.2.3	Verzögerte Abflüsse nach Niederschlagsereignissen	90
5.2.3	Modelltechnische Grundlagen	91
5.2.3.1	Infiltrationsmodell	91
5.2.3.2	Permanente Gewässerzuflüsse	91
5.2.3.3	Temporäre Gewässerzuflüsse	92
5.2.3.4	Zusammenfassung der Einzelmodelle zu einem multiplen Modellansatz	93
5.2.4	Modellkalibrierung	94
5.2.4.1	Ermittlung der abhängigen und unabhängigen Variablen	94
5.2.4.2	Gruppierung der infiltrationswirksamen Kanäle	95
5.2.4.3	Ergebnisse der Parameteranpassung	96
5.2.4.4	Plausibilitätsprüfung der ermittelten Koeffizienten	97
5.2.4.5	Verifizierung des Trockenwettermodells mit Messdaten von 2005 - 2007	98
5.2.5	Nutzung des multiplen Trockenwettermodells	99
5.2.5.1	Vergleich der Schadensklassifizierung mit Infiltrationskoeffizienten	99
5.2.5.2	Bestimmung der Infiltrationskoeffizienten für weitere Berechnungen	100
5.2.5.3	Quantitative Aussagen	101
5.2.6	Zusammenfassung und Schlussfolgerungen	102
6	UNTERSUCHUNGEN ZUR ABWASSEREXFILTRATION	104

6.1	Numerische Modellierung mit HYDRUS (Karpf et al., 2009).....	104
6.1.1	HYDRUS 1D	104
6.1.1.1	Modellaufbau	104
6.1.1.2	Szenarien	105
6.1.1.3	Ergebnisse der Szenarienrechnungen.....	106
6.1.2	HYDRUS 3D (Karpf und Krebs, 2010).....	112
6.1.2.1	Modellaufbau	112
6.1.2.2	Ergebnisse der Simulationen mit HYDRUS 3D	113
6.2	Kleintechnische Versuche (Karpf et al., 2009).....	115
6.2.1	Zielstellung der Versuche	115
6.2.2	Experimenteller Aufbau.....	116
6.2.3	Bodenparameter	117
6.2.3.1	Lagerungsparameter, Korngrößenverteilung und hydraulische Durchlässigkeit.....	118
6.2.3.2	Retentionsparameter.....	119
6.2.4	Resultate der Versuche	119
6.2.4.1	Dynamik des Exfiltrationsprozesses	119
6.2.4.2	Potenziale, Wassergehalte und hydraulische Leitfähigkeiten der ungesättigten Säulen	121
6.2.4.3	Vergleich gesättigter und ungesättigter Versuchsbedingungen	122
6.2.4.4	Feststoffeintrag in die Kolmationsschicht.....	125
6.2.4.5	Auswirkungen der Dynamik des hydraulischen Potentials.....	128
6.2.4.6	Untersuchung unterschiedlicher Bodenmaterialien (Karpf und Krebs, 2011b).....	129
6.2.5	Kolmation (Karpf et al., 2009; Karpf und Krebs, 2011b)	130
6.2.5.1	Charakterisierung der Prozesse anhand der Versuchsergebnisse	130
6.2.5.2	Berechnungsansatz zur Ermittlung der hydraulischen Leitfähigkeit und Mächtigkeit der Kolmationsschicht	131
6.2.5.3	Mächtigkeit und hydraulische Leitfähigkeit der Kolmationsschicht in den Versuchen	135
6.2.5.4	Ableitung eines Modells zur Beschreibung der Dynamik des Kolmationsprozesses.....	136

6.2.6 Zusammenfassung der Ergebnisse der experimentellen Exfiltrationsuntersuchungen.....	140
6.3 Anpassung und Parametrierung des Exfiltrationsmodells (Karpf et al., 2010; Karpf und Krebs, 2011b).....	141
6.3.1 Grundlagen.....	141
6.3.2 Monte-Carlo-Simulationen	142
6.3.2.1 Sensitivität des Ansatzes zur Ermittlung der Exfiltrationsfaktoren 143	
6.3.2.2 Ableitung der strukturellen Exfiltrationskomponente im Einzugsgebiet Dresden.....	145
6.3.3 Startwert des Exfiltrationsmodells.....	146
6.3.4 Zusammenfassung und Folgerungen zur Parametrisierung des Exfiltrationsmodells	147
7 MODELLIERUNG DER IN- UND EXFILTRATION IM STADTGEBIET DRESDEN	149
7.1 Zielstellungen der hydrodynamischen Simulation	149
7.2 Modellgrundlagen	149
7.2.1 Berechnungssoftware	149
7.2.1.1 Austauschmodelle	149
7.2.1.2 Kolmationsdynamik	150
7.2.2 Modellgebiete, Simulationszeitraum und Datenbasis.....	150
7.2.3 Szenarien	151
7.3 Ergebnisse	153
7.3.1 Vorbemerkung	153
7.3.2 Einfluss von hydrodynamischen Randbedingungen auf In- und Exfiltrationsberechnungen	153
7.3.2.1 Einfluss von Niederschlägen.....	153
7.3.2.2 Kolmationsdynamik	156
7.3.3 Einfluss der In- und Exfiltration auf hydrodynamische Berechnungen .	162
7.3.3.1 Wasserstand und Geschwindigkeitsänderungen infolge der Grundwasserinfiltration	162
7.3.3.2 Ein- und Überstau.....	164
7.3.4 Folgerungen für die Quantifizierung der In- und Exfiltration	165
7.3.4.1 Schlussfolgerungen für die hydrodynamische Simulation der Exfiltration	165
7.3.4.2 Schlussfolgerungen für die hydrodynamische Simulation der Infiltration	166

7.3.5	Größenordnung und Lokalisierung.....	167
7.3.5.1	Bilanzen in den Einzugsgebieten.....	167
7.3.5.2	Lokalisierung von Schwerpunkten.....	168
7.4	Zusammenfassung der Ergebnisse der hydrodynamischen Simulationen 172	
8	ZUSAMMENFASSUNG UND AUSBLICK.....	174
8.1	Infiltration.....	174
8.2	Exfiltration.....	175
8.3	Resümee und Ausblick.....	176
9	LITERATUR.....	178
10	ANLAGEN.....	187

Abbildungsverzeichnis

Abbildung 3-1: Schematische Darstellung der Vorgehensweise.....	59
Abbildung 5-1: Schematische Darstellung des 3D-Modells zur Nachbildung der Grundwasserinfiltration.....	68
Abbildung 5-2: Simulierte Infiltrationsraten in Abhängigkeit des k_F -Wertes des Bettungsmaterials und der Potenzialdifferenz.....	70
Abbildung 5-3: Infiltrationsraten in Abhängigkeit der Flächengröße bei einer quadratischen Schadensform.....	71
Abbildung 5-4: Hydraulischer Gradient (dh/dZ) und Wirkungsausbreitung (dZ) bei quadratischen Kanalleckagen unterschiedlicher Größe	72
Abbildung 5-5: Simulierte Infiltrationsraten bei unterschiedlichen Schadensformen	72
Abbildung 5-6: Anstieg der Infiltrationsrate (bezogen auf eine unbegrenzte Kanalausdehnung) in Abhängigkeit des Verhältnisses von Schadensbreite zu Kanalbreite.....	73
Abbildung 5-7: Zunahme der Infiltrationsrate infolge eines nicht in der Symmetrieachse positionierten Kanalschadens	74
Abbildung 5-8: Infiltrationsraten in Abhängigkeit des Verhältnisses der k_F -Werte zwischen gewachsenem Boden ($k_{F,Boden}$) und Bettungsmaterial ($k_{F,Graben}$).....	75
Abbildung 5-9: Infiltrationsraten in Abhängigkeit der Schadensgröße und Grabenausdehnung	76
Abbildung 5-10: Anpassung des nichtlinearen Regressionsmodells an die simulierten Werte der 3D- Simulation	82
Abbildung 5-11: Verteilungen der Eingangsgrößen für die Monte-Carlo-Simulation zur Ermittlung der Schadensfläche.....	83
Abbildung 5-12: Häufigkeitsverteilung der Schadensfläche bei Wahl eines quadratischen Standardschadens und zufälliger Kombination der Einflussgrößen entsprechend den Verteilungen in Abbildung 5-11	85
Abbildung 5-13: Verteilungen der Schadensfläche bei Variation einzelner Eingangsgrößen oder Gruppen von Eingangsgrößen der MC-Simulationen	86
Abbildung 5-14: Trockenwetterabfluss 1999 in Dresden	88

Abbildung 5-15: Trinkwasserabgabe der Wasserwerke 1999 in Dresden.....	89
Abbildung 5-16: Korrelation des Trockenwetterabflusses mit dem Wasserstand der Elbe, dem Abfluss in einem lokalen Gewässer (Prießnitz), dem mittleren Abstand zwischen Kanalnetz und Grundwasser und der akkumulierten Niederschlagshöhe 7 Tage vor einem Trockenwettertag im Einzugsgebiet Dresden.....	90
Abbildung 5-17: Abflüsse vor, während und nach Regenereignissen im Entwässerungssystem in Dresden (Messstelle: Kläranlage Dresden Kaditz)	91
Abbildung 5-18: Gruppierung der Kanäle zur Differenzierung der Infiltrationsvariable	96
Abbildung 5-19: Gemessene und anhand des multiplen Trockenwettermodells (Gleichung 5-11) und den Parametern entsprechend Tabelle 5-2 berechnete Abflüsse von 2005 bis 2007	99
Abbildung 5-20: Vergleich von Schadensklassen SK und Infiltrationskoeffizienten der Parameteranpassung K_{IN}	100
Abbildung 5-21: Funktion für die Ableitung der Infiltrationsfaktoren anhand der Schadensklasse nach Gleichung 5-12	101
Abbildung 5-22: Dynamik der Grundwasserinfiltration und Oberflächenwasserzuflüsse von 1995 - 1999 im Einzugsgebiet Dresden .	102
Abbildung 6-1: Mit HYDRUS 1D modellierte Exfiltrationsfluxe bei verschiedenen Wasserständen (obere Randbedingung) und Bodentypen..	106
Abbildung 6-2: Exfiltrationsfluxe und Matrixpotenziale in Abhängigkeit der Mächtigkeit der ungesättigten Bodenzone (Abstand Kanalleckage- Grundwasser).....	107
Abbildung 6-3: Exfiltrationsfluxe verschiedener Bodentypen und bei unterschiedlichen Mächtigkeiten der ungesättigten Bodenzone	107
Abbildung 6-4: Zusammenhang zwischen Wasserstand und Matrixpotenzial (obere Randbedingung)	108
Abbildung 6-5: Exfiltrationsfluxe bei verschiedenen Druckhöhen und Fließlängen	109
Abbildung 6-6: Exfiltrationsfluxe in Abhängigkeit des Bodenmaterials	109
Abbildung 6-7: Exfiltrationsfluxe bei variierenden Mächtigkeiten der Kolmationsschicht	110

Abbildung 6-8: Einfluss der Dicke der Kolmationsschicht und des Wasserstandes auf Exfiltrationsfluxe unter gesättigten Bedingungen.....	111
Abbildung 6-9: Exfiltrationsfluxe unter gesättigten Bedingungen bei verschiedenen Bodentypen und Mächtigkeiten der Bodenzone	112
Abbildung 6-10: Struktur einer Modellsäule mit kreisförmiger Leckage	113
Abbildung 6-11: Mit HYDRUS 3D berechnete Exfiltrationsraten in Abhängigkeit der Schadensform und -größe.....	114
Abbildung 6-12: Matrixpotenziale (ungesättigte Randbedingungen) bei unterschiedlichen Schadensgrößen (Modellierung mit HYDRUS 3D)	115
Abbildung 6-13: Säulenaufbau der verschiedenen Exfiltrationsexperimente ..	116
Abbildung 6-14: Vergleich der im Labor ermittelten hydraulischen Leitfähigkeiten und gemessenen Leitfähigkeiten des in die Säulen eingebauten Materials.....	119
Abbildung 6-15: Rückgang der Exfiltrationsraten innerhalb von 24 h an drei Versuchssäulen	120
Abbildung 6-16: Exfiltrationsraten bei Leckage- und Säulenexperimenten unter gesättigten und ungesättigten Bedingungen (3-Tage-Mittelwerte).....	121
Abbildung 6-17: Gemessene Potenziale unterhalb der Kolmationsschicht bei einem Säulen- und einem Leckageexperiment.....	122
Abbildung 6-18: Entwicklung der Leckagefaktoren bei den Leckageexperimenten unter gesättigten und ungesättigten Randbedingungen	123
Abbildung 6-19: Entwicklung der Leckagefaktoren bei den Säulenexperimenten unter gesättigten und ungesättigten Randbedingungen.....	123
Abbildung 6-20: Initiale Potenziale und Leckagefaktoren nach 10 Tagen Versuchsdauer der Leckage- und Säulenexperimente	125
Abbildung 6-21: Maximaler Eintrag an AFS (ohne Erosion) innerhalb der ersten 18 h nach Beginn der Abwasserexfiltration bei Leckageversuchen unter gesättigten und ungesättigten Bedingungen.....	125
Abbildung 6-22: AFS-Fracht und Leckagefaktoren bei Säulenexperimenten unter gesättigten und ungesättigten Bedingungen.....	126
Abbildung 6-23: AFS-Fracht und Leckagefaktoren bei gesättigten und ungesättigten Leckageexperimenten	127

Abbildung 6-24: Matrixpotenzial und AFS-Eintrag bei Leckageversuchen unter ungesättigten Bedingungen	128
Abbildung 6-25: Änderung des hydraulischen Potenzials durch Änderung der Sättigung und Entwicklung des Leckagefaktors bei einem Säulenexperiment	128
Abbildung 6-26: Änderung des hydraulischen Potenzials durch Änderung des Wasserstands und Entwicklung des Leckagefaktors bei einem Säulenexperiment	129
Abbildung 6-27: Mittlere Leckagefaktoren nach 15-20 Tagen Abwasserexfiltration ($k_{L,EX, 15-20d}$) in Abhängigkeit der hydraulischen Durchlässigkeiten des unkolmatierten Bodens (k_F)	130
Abbildung 6-28: Ermittelte Schichtdicken und hydraulische Leitfähigkeiten k_c der Kolmationsschicht am 15. Versuchstag	135
Abbildung 6-29: Leckagefaktoren, die anhand der Versuche und anhand empirischer Modelle nach Gleichung 6-7 und Gleichung 6-8 berechnet wurden	138
Abbildung 6-30: Zeitabhängiges Kolmationsmodell der Konsolidierungsphase (Phase 2 des Kolmationsprozesses).....	139
Abbildung 6-31: Gegenüberstellung von Leckagefaktoren, die anhand von Versuchen und anhand des empirischen Kolmationsmodells ermittelt wurden (Gleichung 6-10)	140
Abbildung 6-32: Verteilungen der dynamischen Faktoren des Kolmationsprozesses im Einzugsgebiet Dresden.....	142
Abbildung 6-33: Sensitivität des Exfiltrationsfaktors in Bezug auf die Eingangsdaten der zugrunde liegenden Berechnung nach Gleichung 6-13 und den Verteilungen in Abbildung 5-11 und Abbildung 6-32	144
Abbildung 6-34: Verteilung der Mittelwerte des strukturellen Anteils des Exfiltrationsfaktors $K_{EX,Struktur}$ der Kanäle im Einzugsgebiet Dresden	145
Abbildung 6-35: Beispielhaft dargestellte Anpassungsfunktion für die Startphase der Kolmation in Abhängigkeit der Dauer der Startphase	147
Abbildung 7-1: Struktur und Kenndaten der Untersuchungsgebiete	151
Abbildung 7-2: Einfluss von Niederschlagsabflüssen auf den Exfiltrationsvolumenstrom	154

Abbildung 7-3: Einfluss von Niederschlagsabflüssen auf den Infiltrationsvolumenstrom	155
Abbildung 7-4: Zu- und Abnahme der In- und Exfiltrationsvolumina an einzelnen Kanälen infolge von Niederschlagsabflüssen im Betrachtungszeitraum von einem Jahr	156
Abbildung 7-5: Exfiltrationsfaktoren im Gebiet LAUB, gegliedert (Clusterbildung) in 5 Kanalgruppen ähnlicher Dynamik.....	157
Abbildung 7-6: Dynamik der Exfiltrationsfaktoren im Gebiet COSS, gegliedert (Clusterbildung) in 5 Kanalgruppen ähnlicher Dynamik.....	158
Abbildung 7-7: Relative Exfiltrationsvolumina und Verteilung der Jahresmittelwerte der Exfiltrationsfaktoren	160
Abbildung 7-8: Skalierte mittlere Exfiltrationsfaktoren der Szenarienrechnungen basierend auf unterschiedlichen Schubspannungsgrenzwerten von 2, 4 und 6 Nm^{-2} als Kriterien für den Aufbruch der Kolmationsschicht.....	161
Abbildung 7-9: Kanalspezifische Exfiltrationsraten (Jahresmittelwerte) unter Berücksichtigung unterschiedlicher Schubspannungsgrenzwerte als Kriterien für den Aufbruch der Kolmationsschicht	162
Abbildung 7-10: Simulierte Wasserstände (Tagesmittelwerte) unter Berücksichtigung und Ausschluss der Infiltrationsvolumenströme in den Kanälen der Gebiete COSS und LAUB bei Regen- und Trockenwetter ...	163
Abbildung 7-11: Simulierte Abflussgeschwindigkeiten (Tagesmittelwerte) unter Berücksichtigung und Ausschluss der In- und Exfiltrationsvolumenströme in den Kanälen der Gebiete COSS und LAUB bei Regen- und Trockenwetter.....	164
Abbildung 7-12: Einfluss der Infiltration und Exfiltration (I/E) auf den Ein- und Überstau in den Gebieten COSS und LAUB	165
Abbildung 7-13: Infiltrationsraten in den Einzugsgebieten LAUB und COSS unter Berücksichtigung hydrodynamisch berechneter Kanalwasserstände und mit konstanten Wasserständen (stationäre Berechnung)	167
Abbildung 7-14: Kanalspezifische In- und Exfiltrationsraten in den Gebieten COSS und LAUB	168
Abbildung 7-15: Schwerpunkte der In- und Exfiltration (Kanalabschnitte) in den Betrachtungsgebieten LAUB und COSS	169

Abbildung 7-16: Relative Infiltrationsvolumina und die
infiltrationswirksame Kanallänge in den Betrachtungsgebieten COSS und
LAUB 169

Abbildung 7-17: Exfiltrationsvolumina und die exfiltrationswirksame
Kanallänge in den Betrachtungsgebieten COSS und LAUB 170

Abbildung 7-18: Ex- und Infiltration im Vergleich zu Baujahr und Profilhöhe im
Gebiet LAUB..... 171

Abbildung 7-19: Ex- und Infiltration im Vergleich zu Baujahr und Profilhöhe im
Gebiet COSS 171

Tabellenverzeichnis

Tabelle 2-1: Auswirkungen der Grundwasserinfiltration auf Siedlungsentwässerungs- und Abwasserbehandlungsanlagen.....	28
Tabelle 2-2: Übersicht methodischer Ansätze der Fremdwasseranalyse (erweitert nach Karpf und Krebs, 2003).....	29
Tabelle 2-3: Methoden zur Quantifizierung der Abwasserexfiltration.....	39
Tabelle 2-4: Versuche zur Abwasserexfiltration (Auswahl).....	41
Tabelle 4-1: Übergabegrößen zwischen den Programmen INEX und EXTRAN und wichtige Randbedingungen.....	64
Tabelle 5-1: Modellkonfigurationen zur 3D-Modellierung der Grundwasserinfiltration.....	69
Tabelle 5-2: Ergebnisse der Parameteroptimierung für das Gebiet Dresden basierend auf Gleichung 5-11.....	97
Tabelle 5-3: Abflüsse im Einzugsgebiet Dresden berechnet mittels Gleichung 5-11 und den Parametern entsprechend Tabelle 5-2 sowie Referenzwerte für den Zeitraum 1995 -1999	98
Tabelle 6-1: Bodenparameter der HYDRUS 1D-Modellierung	105
Tabelle 6-2: Szenariengruppen der HYDRUS 1D - Modellierung.....	105
Tabelle 6-3: Konfiguration der Versuchssäulen zur Exfiltrationsuntersuchung	117
Tabelle 6-4: Parameter zur Beschreibung der Kolmation der initialen Phase (Phase 1) nach Gleichung 6-7 und Gleichung 6-8	137
Tabelle 7-1: Szenarien der Simulationen	152
Tabelle 7-2: Kennwerte für die Gebiete COSS und LAUB, differenziert nach der Dynamik des Exfiltrationsfaktors K_{EX}	159

Anlagenverzeichnis

Anlage 1: Datengrundlage im Modellgebiet Dresden.....	188
Anlage 2: Mittlere Eigenschaften der nach Baujahr und Grundwassereinfluss gruppierten Kanäle	189
Anlage 3: Parameter HYDRUS 3D.....	190
Anlage 4: Filtermaterialien.....	191
Anlage 5: Wassergehalte und hydraulische Leitfähigkeit.....	195

Abkürzungsverzeichnis

A	Fläche, Fließquerschnitt
A	Koeffizient
A	Parameter
A	Schadensbreite
AI	Parameter
a_B	Koeffizient für die spezifischen Kolmationseigenschaften von suspendiertem Material
a_f	Beiwert
A_F	Fläche des Filtermediums
A_{GW}	Grundwasseroberfläche
A_L	Leckagefläche
$A_{L,St}$	Fläche eines Standardschadens
a_u	Beiwert
B	Koeffizient
B	Parameter
Bl	Parameter
B_{Graben}	Breite des Rohrgrabens
BSB	biochemischer Sauerstoffbedarf
C	Koeffizient
c	Wellengeschwindigkeit
c	Konzentration
c	Parameter
c_{AFS}	Konzentration an abfiltrierbaren Stoffen im Abwasser
d_i	Korndurchmesser eine Fraktion
d_k	Durchmesser der eingelagerten Feststoffpartikel
DOC	gelöster organischer Kohlenstoff
d_P	mittlerer Durchmesser der Bodenporen
d_W	wirksamer Korndurchmesser
E	Effizienz
f_g	Formbeiwert
f_r	Formbeiwert
F	Schadensform
$f_{\Delta Z}$	Funktion für die Wirkungsausbreitung
G	Erdbeschleunigung
G	Parameter zur Konnektivität der Poren
H, h	Potenzialhöhe
H_0	Gravitationspotenzial
H_M	Matrixpotenzial
I_E	Energieliniengefälle
k	hydraulische Leitfähigkeit
k	Rauhigkeit

k^*	abgeminderte hydraulische Leitfähigkeit
K_1	Parameter
$k_{10^\circ\text{C}}$	hydraulische Leitfähigkeit bei 10°C
k_{11}	Parameter
k_{12}	Parameter
K_2	Parameter
k_{21}	Parameter
k_{22}	Parameter
k_{23}	Parameter
k_C	hydraulische Leitfähigkeit der Kolmationsschicht
$k_{C,1}$	hydraulische Leitfähigkeit der Kolmationsschicht in Phase 1
K_{EX}	Exfiltrationsfaktor
$K_{EX, \text{dynamisch}}$	dynamischer Anteil des Exfiltrationsfaktors
$K_{EX, \text{korr}}$	korrigierter Exfiltrationsfaktor
$K_{EX, \text{Struktur}}$	konstanter Anteil des Exfiltrationsfaktors
k_F	gesättigte hydraulische Leitfähigkeit
$k_{F, \text{Boden}}$	k_F -Wert des gewachsenen Bodens
$k_{F, \text{Graben}}$	k_F -Wert des Rohrgrabens
K_{HW}	Zuflussbeiwert für temporäre Oberflächenzuflüsse
K_{IN}	Infiltrationsfaktor
k_L	Leckagefaktor
$k_{L, EX}$	exfiltrationsspezifischer Leckagefaktor
$k_{L, EX, 1}$	exfiltrationsspezifischer Leckagefaktor in Phase 1
$k_{L, EX, 2}$	exfiltrationsspezifischer Leckagefaktor in Phase 2
K_{OF}	Zuflussbeiwert
K_{SP}	Speicherkonstante
k_x	hydraulische Durchlässigkeit in X-Richtung
k_y	hydraulische Durchlässigkeit in Y-Richtung
k_z	hydraulische Durchlässigkeit in Z-Richtung
L	Kanallänge
l_u	benetzter Umfang
m	Masse
m	Parameter der Retentionsfunktion
m_F	Feststoffmasse der eingelagerten Partikel
$m_{F, 2}$	Feststoffmasse in Phase 2
m_i	Masse einer Kornfraktion
n	Parameter
n	Porenanzahl
N/A	Niederschlag/ Abfluss
NO_3^-	Nitrat
p_k	Kapillardruck
Q	Abfluss
q	Flux

q_0	initialer Flux
q_1	Verzögerter Flux
q_{akk}	akkumulierter Flux
q_{Ex}	Exfiltrationsflux
Q_{EX}	Exfiltrationsrate
$Q_{HW,OF}$	Temporärer Zufluss durch ein Gewässer
$Q_{in,OF}$	permanenter Zufluss durch ein Gewässer
$Q_{IN,quadratisch}$	Infiltration in einen quadratischen Standardschaden
Q_{int}	Zufluss
Q_{OF}	Abfluss in Gewässer
Q_S	Schmutzwasserabfluss
Q_T	Trockenwetterabfluss
r	Porenradius
Re	Reynoldszahl
r_{hy}	hydraulischer Radius
r_{kol}	Porenradius kolmatierter Poren
r_{unkol}	Porenradius nicht kolmatierter Poren
S	Parameter
S_0	spezifisches Speichervermögen
Sac	Parameter
S_e	relativer Wassergehalt
SK	Schadensklasse
S_{max}	Parameter
T	Temperatur
t	Zeit
T_{Graben}	Bettungstiefe
TSS	suspendierte Feststoffe
t_{Start}	Dauer der Startphase
v	Geschwindigkeit
V	Volumen
V_A	Filtratvolumen
V_K	Volumen von abgelagertem Material
v_{krit}	kritische Filtergeschwindigkeit
V_{SP}	Speichervolumen
w	Widerstandswert
W_0	Quellterm
x	Entfernungsmaße in X-Richtung
x	Parameter
x_1	Variable
x_{AFS}	Parameter
x_n	Variable
y	Abminderungsfaktor
y	Entfernungsmaße in Y-Richtung

y	Parameter
y_i	Variable
Z	Mächtigkeit des abgelagerten Materials
z	Entfernungsmaße in Z-Richtung
Z_C	Mächtigkeit der Kolmationsschicht
α	Parameter
α	Flächenfaktor
α	Strömungswinkel
β	Parameter
β_0	Konstante
β_1	Koeffizient
β_n	Koeffizient
δ	Kontaktwinkel der Grenzfläche
ΔH	Potenzialdifferenz
Δh	Potenzialdifferenz
ΔH_{GW}	Potenzialdifferenz zwischen Kanalisation und Grundwasser
ΔH_{OF}	Potenzialdifferenz zwischen Kanalisation und Gewässer
Δt	Zeitschritt
ΔZ	Schichtdicke
ΔZ	Wirkungsausbreitung
ΔZ_C	Dicke der Kolmationsschicht
$\Delta Z_{C,1}$	Dicke der Kolmationsschicht nach Phase 1
$\Delta Z_{C,2}$	Dicke der Kolmationsschicht nach Phase 2
Δx	Fließlänge
ε_i	Residuum
η	Viskosität
θ	absoluter Wassergehalt
θ_r	Restwassergehalt
θ_s	Wassergehalt bei Sättigung
λ	Reibungsbeiwert
μ	Beiwert
ρ	Dichte
ρ_F	Dichte der abgelagerten Partikel
ρ_{Pa}	Dichte eines abgelagerten Feststoffpartikels
ρ_W	Dichte des Wassers/ Abwassers
$\sigma_{b,nb}$	Grenzflächenspannung
T_0	Schubspannung
T_{erf}	erforderliche Schubspannung
φ	Porosität
φ	Schwebstoffanteil
φ_K	Porosität des Filterkuchens
$\varphi_{K,2}$	Porosität des Filterkuchens in Phase 2
Ψ	Matrixpotenzial

1 Einführung

Der Bau und Betrieb von Entwässerungssystemen stellt einen enormen Kostenfaktor für die Siedlungswasserwirtschaft dar. Nach einer Umfrage der DWA im Jahr 2004 (Berger und Lohaus, 2005) ist mit einem gesamten Investitionsbedarf zur Erneuerung und Sanierung von ca. 53 Mrd. EUR zu rechnen. Neben baulichen Erfordernissen rücken bei der Sanierung der Kanalisationen seit den 1990er Jahren immer stärker betriebliche Aspekte in den Fokus von Betreibern und Behörden. Zu den viel diskutierten Themen im Bereich des Managements von Entwässerungssystemen gehören die Unterbindung von Grundwasserzutritten (Infiltration) und Abwasseraustritten (Exfiltration). Das liegt zum Einen daran, dass durch technische und gesetzliche Regelungen „dichte“ Entwässerungssysteme gefordert werden. Zum Anderen verursacht insbesondere die Grundwasserinfiltration direkte Folgekosten, deren Vermeidung eine allgemeine betriebswirtschaftliche Zielstellung darstellt. Aufgrund der Ausdehnung von Kanalnetzen sind allerdings besondere Strategien zur Sanierung erforderlich, die einen effizienten Einsatz von Finanzmitteln ermöglichen.

Indes muss konstatiert werden, dass die Lokalisierung von Schwerpunkten der In- und Exfiltration schwierig ist, da sowohl der Grundwasserzutritt als auch der Abwasserverlust oft als diffus über ein Einzugsgebiet verteilte Belastung wahrgenommen wird.

Mit der vorliegenden Arbeit möchte ich zeigen, wie eine gezielte Quantifizierung und Lokalisierung von In- und Exfiltrationsschwerpunkten in Kanalnetzen erfolgen kann. Dabei besteht die Grundidee dieser Arbeit in der modelltechnischen Abbildung der Prozesse, wodurch die Berücksichtigung verschiedener Einflussgrößen und deren zeitlicher Dynamik möglich wird. Anhand der Untersuchung von Prozessmechanismen werden Modellansätze weiterentwickelt und in realen Einzugsgebieten angewandt. Es wird gezeigt, dass durch eine Verdichtung der Informationen über strukturelle und hydrologische Randbedingungen in Siedlungsentwässerungssystemen und durch die gezielte Nutzung vorhandener Datenbestände ein nicht unerheblicher Erkenntniszuwachs bezüglich der In- und Exfiltration in einem Einzugsgebiet erreicht werden kann. Des Weiteren wird in der Arbeit der Frage nachgegangen, worin die Möglichkeiten und Grenzen hydrodynamischer Berechnungsansätze

zur Bewertung der Austauschprozesse zwischen Kanalnetz und Grundwasser bestehen.

2 Stand Wissenschaftlicher Kenntnisse

Im Folgenden werden wissenschaftliche Erkenntnisse zur Grundwasserinfiltration und Abwasserexfiltration vorgestellt.

2.1 Grundwasserinfiltration

2.1.1 Bedeutung und Auswirkungen

Die Infiltration von Grundwasser in Kanalnetze fällt unter den Sammelbegriff des Fremdwassers. Dieses gilt als der Kanalisation unerwünscht zufließendes Wasser, das keiner Behandlung bedarf (ATW-DVWK, 2003).

In vielen Kanalnetzen kann Grundwasser als die hauptsächliche Fremdwasserquelle angesehen werden (Karpf, 2002; Karpf und Krebs, 2007, Karpf und Hoeft, 2011).

Durch die Infiltration von Grundwasser ergeben sich zahlreiche negative Auswirkungen auf die Abwasserableitung, die Abwasserbehandlung und in Folge dessen auf die als Vorflut dienenden Gewässer. Wesentliche Auswirkungen, die z.B. in Kroiss und Prendl (1996), Decker (1998), Michalska und Pecher (2000), Karpf (2002), Krebs und Karpf (2004), Schulz *et al.* (2005), Hennerkes (2006) und Franz (2007) näher ausgeführt werden, können daher bezüglich ihrer ökonomischen und ökologischen Relevanz ausgemacht werden. Tabelle 2-1 vermittelt einen Überblick über die Relevanz der Grundwasserinfiltration, wobei die Ausprägung der Auswirkungen von der infiltrierenden Grundwassermenge und von spezifischen Randbedingungen eines Einzugsgebietes abhängt.

Die Quantität der Grundwasserinfiltration muss bei der Auslegung aller hydraulisch dimensionierten Anlagenteile des Entwässerungssystems und der Kläranlage berücksichtigt werden. Im Bereich des Kanalnetzes sind das vor allem Pumpwerke und Speicherbecken. Bei der Abwasserbehandlung sind erhöhte Aufwendungen im Bereich der mechanischen Abwasserbehandlung und bei der Förderung des Abwassers erforderlich. Werden die Anlagen nur unzureichend an die hydraulische Belastung angepasst, ist eine erhöhte hydraulische und stoffliche Gewässerbelastung die Folge.

Zu den Beeinträchtigungen der Abwasserbeseitigung gehören neben der erhöhten hydraulischen Belastung auch qualitative Belastungen infolge des Grundwassereintrags. Durch die im Gegensatz zu kommunalem Abwasser geringere Grundwassertemperatur von ca. 10°C wird die Temperatur des Abwasserstroms reduziert. Ferner kommt es zu einer Verdünnung des Abwassers. Die dadurch bedingten niedrigeren Konzentrationen organischer Stoffe (BSB) sowie die niedrigeren Temperaturen verursachen die in Tabelle 2-1 aufgeführte geringere Effizienz der biologischen Reinigung (Kroiss und Prendl, 1996; Schulz *et al.*, 2005). Aus den verringerten Wirkungsgraden können sich erhöhte Aufwendungen für die weitergehende Abwasserreinigung ergeben. Zur Denitrifikation kann eventuell der Einsatz externer Kohlenstoffquellen erforderlich werden und es wurde weiterhin festgestellt, dass eine Steigerung des Fällmitteleinsatzes zur Phosphatfällung erforderlich sein kann (Kroiss und Prendl, 1996).

Als positiver Aspekt einer Grundwasserinfiltration kann neben der Spülwirkung eine verminderte Schwefelwasserstoffbildung in Kanälen angesehen werden. Diese wird durch den Eintrag von Nitrat (NO_3^-), durch erhöhte Fließgeschwindigkeiten infolge der erhöhten hydraulischen Belastung, durch niedrigere Temperaturen und geringere Konzentrationen beeinträchtigt.

Die Ableitung von Grundwasser und der damit verbundene Eingriff in den natürlichen Wasserhaushalt stellen im Grunde einen negativen Aspekt dar. Für die urbane Infrastruktur kann die Absenkung des Grundwassers aber durchaus auch als positiv bewertet werden. Insbesondere in ehemaligen Bergbauregionen (Gustafsson, 2000; Getta *et al.*, 2004) oder bei Extremereignissen (Karpf und Krebs, 2004) kann die Kanalisation einer Vernässung von Gebäuden entgegen wirken.

Trotz positiver Aspekte der Grundwasserinfiltration muss neben den dargelegten zahlreichen negativen Auswirkungen angeführt werden, dass mit dem Eindringen von Grundwasser in die Kanalisation eine Verschlechterung des Kanalzustandes einhergeht (Hennerkes, 2006; Rutsch, 2007; Franz, 2007). Durch den Eintrag von Bodenmaterial und die dadurch entstehenden Auskolkungen ist eine beschleunigte Alterung der Kanalsubstanz gegeben, die bis zum Versagen der Kanäle und zu erheblichen Beeinträchtigungen der umgebenden Infrastruktur führen kann.

Tabelle 2-1: Auswirkungen der Grundwasserinfiltration auf Siedlungsentwässerungs- und Abwasserbehandlungsanlagen

	ökologische Auswirkungen		ökonomische Auswirkungen	
			Betriebskosten	Investitionskosten
Kanalnetz	-	ev. höhere Entlastungshäufigkeiten und -frachten, längere Entlastungsdauer +/- Absenkung des Grundwasserspiegels	- erhöhte Energiekosten (Pumpwerke) - ggfs. erhöhte Aufwendungen für Reinigung von Speichern und Entlastungsbauwerken + Spülwirkung + verminderte Schwefelwasserstoffbildung	- ggfs. größere Dimensionierung hydraulisch bemessener Anlagenteile erforderlich - erhöhte Sanierungskosten durch beschleunigte Alterung
Kläranlage	-	erhöhter Frachteintrag in Gewässer durch niedrigere Effizienz der Abwasserbehandlung	- erhöhte Aufwendungen für Betriebsmittel (externe Kohlenstoffquellen, Fällmittel) Energiekosten (Pumpwerke) - Abwasserabgabe (*)	- größere Dimensionierung hydraulisch bemessener Anlagenteile erforderlich

- negativ + positiv (*) in Deutschland, abhängig von gesetzlichen Regelungen

Angesichts der überwiegend negativen Auswirkungen der Grundwasserinfiltration wird auch von behördlicher Seite immer stärker auf eine Reduzierung dieser unerwünschten Zuflüsse gedrungen. In verschiedenen Bundesländern werden im Rahmen der Erhebung der Abwasserabgabe Grenzwerte für die Zutritte von Fremdwasser festgeschrieben (Hennerkes, 2006).

2.1.2 Methoden zur Quantifizierung und Lokalisierung

Zur Abschätzung der Grundwasserinfiltration können die methodischen Ansätze der Fremdwasseranalyse genutzt werden (Tabelle 2-2).

Quantitative Aussagen zur Grundwasserinfiltration sind mithilfe von hydraulischen, chemischen und modelltechnischen Methoden ableitbar. Hydraulische Methoden basieren auf einer Bilanzierung des Gesamtabflusses abzüglich der nicht grundwasserbürtigen Abflüsse im Kanalnetz (Schmutzwasser, Einleitung von Oberflächenwasser, Niederschlagswasser etc.) Bei den meisten chemischen Verfahren werden Konzentrationen abwasserrelevanter Parameter, die sich in der Kanalisation relativ stabil

verhalten, zur Quantifizierung herangezogen. Auch Messdaten wie z.B. Trübung und elektrische Leitfähigkeit, die mit chemischen Parametern stark korrelieren, wurden zur Analyse herangezogen (Aumond und Joannis, 2008).

Tabelle 2-2: Übersicht methodischer Ansätze der Fremdwasseranalyse
(erweitert nach Karpf und Krebs, 2003)

Art der Methode		Beispiele
quantitativ	hydraulisch*	<ul style="list-style-type: none"> - Nachtminimummethode (Fischer, 1990; ATV-DVWK, 2003) - Tagesmittelmethode (Hager <i>et al.</i>, 1985) - Jahresschmutzwasseranfall (Schmidt, 2000) - Dreiecksmethode (LFU, 2001) - Methoden der Basisabflusssparation (LFU, 2001; Wittenberg und Brombach, 2002; Vaes <i>et al.</i>, 2005; Ertl <i>et al.</i>, 2008)
	chemisch*	<ul style="list-style-type: none"> - chemische Methode (Hager <i>et al.</i>, 1985; Kracht und Gujer, 2004; Aumond und Joannis, 2008; Bares <i>et al.</i>, 2008) - Isotopenmethode (De Benedittis und Bertrand-Krajewski, 2005)
Qualitativ		<ul style="list-style-type: none"> - Auswertung visueller Inspektionen - statistische Analysen (Franz, 2007) - Auswertung von Grundwasserdaten (Karpf und Krebs, 2007)
quantitativ und qualitativ		- Modellierung (siehe Abschnitt 2.1.3)

* Grundwasserinfiltration ergibt sich abzüglich der nicht grundwasserbürtigen Abflüsse (z.B. Gewässereinleitungen, Niederschlagswasser, diverse andere Einleitungen)

Eine chemische Methode, die einen direkten Rückschluss auf grundwasserbürtige Zuflüsse erlaubt, ist die Isotopenmethode. Bei dieser Methode wird anhand der Isotopenzusammensetzung einer Wasserprobe auf die Herkunft der Abwasserteilströme geschlossen. Voraussetzung ist, dass ein Unterschied zwischen der Isotopenzusammensetzung des Grundwassers und des Schmutzwassers in dem Betrachtungsgebiet besteht. Daraus ergibt sich, dass das im Betrachtungsgebiet genutzte Trinkwasser aus einem Grund- oder Oberflächenwasserreservoir stammen muss, das eine von dem Grundwasser der Region abweichende Isotopenzusammensetzung besitzt.

Zu den qualitativen Methoden, d.h. Methoden, die zur Lokalisierung von Infiltrationsquellen dienen, können die Auswertung visueller Verfahren (Kanal-TV), die Anwendung statistischer Analysen, Modellierungsansätze und die

Verarbeitung von Grundwasserdaten gezählt werden. Visuelle Techniken sind kostenintensiv, dienen dem direkten Auffinden der Infiltrationsquellen und bilden somit eine wichtige Entscheidungsgrundlage für Sanierungsmaßnahmen. Statistische Methoden wurden im Rahmen des EU-Projektes APUSS (Franz *et al.*, 2004, Franz, 2007) angewandt. Franz (2007) ging dabei von der These aus, dass Kanalabschnitte mit ähnlicher Charakteristik bei vergleichbaren Randbedingungen ähnliche Infiltrationsraten bedingen. Anhand statistischer Verfahren konnte diese Annahme nachgewiesen werden (Franz, 2007). Eine weitere Möglichkeit zur Lokalisierung ergibt sich aus der Verschneidung von Grundwasserdaten mit Lagedaten der Kanäle, wodurch lokale Schwerpunkte der Grundwasserinfiltration abgegrenzt werden können (Karpf *et al.*, 2003, Karpf und Hoefl, 2011).

2.1.3 Modellierung der Grundwasserinfiltration

2.1.3.1 Physikalisch basierte, potenzialabhängige Ansätze

Physikalisch basierte Modelle, wie sie beispielsweise von Gustafsson (2000), Karpf und Krebs (2004), de Silva *et al.* (2004), Rodriguez *et al.* (2004) und Wolf *et al.* (2005b) eingesetzt wurden, basieren auf dem dynamischen Grundgesetz der Geohydraulik (Gesetz von DARCY z.B. in Busch *et al.*, 1993). Danach hängt der Fluss in einem porösen Medium von dem hydraulischen Gradienten $\Delta H/\Delta Z$ und der hydraulischen Durchlässigkeit k ab (Gleichung 2-1). Wird der Infiltrationsflux q auf eine Fläche bezogen, kann der Volumenstrom abgeleitet werden (Gleichung 2-2). In Ansätzen der Literatur wird teilweise direkt die Schadensfläche zur Berechnung herangezogen (z.B. de Silva *et al.* (2004)) oder es wird der Kanal in seiner Gesamtheit als durchlässig betrachtet und die Fläche wird als die durch Grundwasser benetzte Oberfläche des Kanals repräsentiert (Gustafsson, 2000; Karpf und Krebs, 2004). Die Nutzung der benetzten Kanaloberfläche ist insofern vorteilhaft, da die Bestimmung der Schadensfläche in realen Systemen nicht möglich bzw. mit Unsicherheiten behaftet ist.

Neben der Ermittlung der Schadensfläche besteht ein weiteres erhebliche Schwierigkeit der Infiltrationsmodellierung in der Bestimmung des hydraulischen Gradienten. Da der Kanal im Grundwasser als punktuelle Grundwassersenke wirkt, kommt es zu einem Druckabfall im Bereich der Kanalschäden, dessen Gradient durch zahlreiche Randbedingungen (Bodentyp,

Kanalbettung, Schadensform, Schadensgröße usw.) beeinflusst ist (Abschnitt 5.1).

$$q(\Delta H) = k \cdot \frac{\Delta H}{\Delta Z} \quad \text{Gleichung 2-1}$$

$$Q(\Delta H) = k \cdot A \cdot \frac{\Delta H}{\Delta Z} \quad \text{Gleichung 2-2}$$

q	...Flux (ms^{-1})
Q	...Volumenstrom (m^3s^{-1})
A	...Fließquerschnitt (m^2)
ΔH	...Potenzialdifferenz (m)
ΔZ	...Wirkungsausbreitung des Druckabfalls (m)
k	...Durchlässigkeit des Bodens (ms^{-1})

Die Wirkungsausbreitung des Druckabfalls wird im Gesetz von DARCY durch die Mächtigkeit ΔZ repräsentiert. Eine Berechnung der Wirkungsausbreitung ΔZ an einer einzelnen Leckage ist anhand einer 3-dimensionalen Betrachtung möglich. Als Berechnungsgrundlage dient dabei Gleichung 2-3 (Busch *et al.*, 1993), die in numerischen Lösungsverfahren Anwendung findet.

$$\frac{\partial}{\partial x} \left(k_x \frac{\partial h}{\partial x} \right) + \frac{\partial}{\partial y} \left(k_y \frac{\partial h}{\partial y} \right) + \frac{\partial}{\partial z} \left(k_z \frac{\partial h}{\partial z} \right) = S_0 \frac{\partial h}{\partial t} - w_0 \quad \text{Gleichung 2-3}$$

k_x, k_y, k_z	... Durchlässigkeit des Bodens in x-, y- und z-Richtung (ms^{-1})
x, y, z	... Entfernungsmaße in Raumrichtungen (m)
t	... Zeit (s)
h	... Potenzialhöhe (m)
S_0	... spezifisches Speichervermögen
w_0	... Quellterm

De Silva *et al.* (2004), die mithilfe eines numerischen Modells den Prozess der Infiltration untersuchten, gaben für die Mächtigkeit ΔZ einen Wert von maximal 10 cm an. Dies bedeutet, dass im Abstand von 10 cm zur Kanalleckage das hydraulische Potenzial in etwa dem Ruhedruck zwischen Grundwasser und Kanalwasserstand entspricht.

Eine weitere wichtige nicht zu vernachlässigende Randbedingung der Anwendung des DARCY-Gesetzes ist durch die Strömungsbedingungen gegeben. Streng genommen gilt das DARCY-Gesetz nur, wenn eine laminare Strömung vorherrscht. Im Fall der Grundwasserinfiltration in Kanäle kann jedoch festgestellt werden, dass im Bereich der Kanalleckagen turbulente Bedingungen aufgrund hoher Gradienten und damit hoher Fließgeschwindigkeiten auftreten können. Kritische

Strömungsgeschwindigkeiten im Bereich von Kanalleckagen können mithilfe von Gleichung 2-4 (Busch *et al.*, 1993) ermittelt werden.

$$v_{krit} = \frac{a_f \cdot a_u}{(k_{10^\circ C})^{0,1}} \quad \text{Gleichung 2-4}$$

a_f ...Formfaktor, für Kugeln: 1,0 ; für Naturstoffe: 0,65; für gebrochenes Material: 0,53

a_u ...Ungleichförmigkeitsfaktor, für $U < 1,5$: 1,0; für $U > 1,5$: $1,2/\sqrt{U}$ mit $U = \frac{d_{60}}{d_{10}}$

$k_{10^\circ C}$...hydraulische Leitfähigkeit (cms^{-1})

v_{krit} ...kritische Filtergeschwindigkeit (cms^{-1})

Durch das Ansteigen von Strömungs- und Reibungsverlusten verhalten sich Volumenstrom und hydraulische Gradienten nicht mehr linear zueinander. Mit einer Erweiterung des DARCY -Gesetzes kann jedoch erhöhten Turbulenzen (postlinearer Bereich) Rechnung getragen werden. Busch *et al.* (1993) schlagen dazu eine Abminderung des k-Wertes zu k^* vor (Gleichung 2-5). Dabei muss beachtet werden, dass die Anwendung von Gleichung 2-5 nur sinnvoll ist, wenn der Gradient $\Delta H/\Delta Z$ größer 1 ist.

$$k^*(\Delta H) = k \cdot \left(\frac{\Delta H}{\Delta Z} \right)^{(\alpha-1)} \quad \text{mit } 0,5 \leq \alpha \leq 1 \quad \text{Gleichung 2-5}$$

k^* ... abgeminderte hydraulische Leitfähigkeit (ms^{-1})

k ... hydraulische Leitfähigkeit (ms^{-1})

ΔH ... Potenzialdifferenz (m)

ΔZ ... Wirkungsausbreitung (m)

α ... Abminderungsparameter

In Kombination mit dem Gesetz von DARCY (Gleichung 2-1) ergibt sich somit Gleichung 2-6, wobei festzuhalten ist, dass α eine variable strömungsabhängige Größe darstellt.

$$q(\Delta H) = k \cdot \left(\frac{\Delta H}{\Delta Z} \right)^{(\alpha)} \quad \text{mit } 0,5 \leq \alpha \leq 1 \quad \text{Gleichung 2-6}$$

q ... Infiltrationsflux (ms^{-1})

k^* ... abgeminderte hydraulische Leitfähigkeit (ms^{-1})

k ... hydraulische Leitfähigkeit (ms^{-1})

ΔH ... Potenzialdifferenz (m)

ΔZ ... Wirkungsausbreitung (m)

α ... Abminderungsparameter

Auffällig ist eine Analogie zum Gesetz von TORICELLI, das besagt, dass die Quadratwurzel der Potenzialhöhe proportional zur Ausflussgeschwindigkeit aus einer Öffnung ist (Gleichung 2-7).

$$q(\Delta H) = \mu \cdot \sqrt{2g \cdot \Delta H} \quad \text{Gleichung 2-7}$$

q	... Infiltrationsflux (ms^{-1})
μ	... Beiwert (-)
g	... Erdbeschleunigung (ms^{-2})
Δh	... Potenzialdifferenz (m)

Die Anwendbarkeit des Ansatzes von TORICELLI ist jedoch nach Gleichung 2-6 nur bei sehr turbulenten Bedingungen ($\alpha = 0,5$) denkbar.

Um das Problem der Bestimmung des hydraulischen Gradienten einerseits und die Berücksichtigung verminderter Leitfähigkeitskoeffizienten andererseits zu umgehen, kann ein Widerstandswert (Leckagefaktor) k_L (Gleichung 2-8) eingeführt werden, der die hydraulische Leitfähigkeit k und die Wirkungsausbreitung zusammenfasst. Für die Infiltration nach Gleichung 2-2 ergäbe sich Gleichung 2-9.

Entsprechend der gemachten Aussagen zum hydraulischen Gradienten und zur Gültigkeit des DARCY-Gesetzes ist der Leckagefaktor somit einerseits durch die Struktur (Leckagegröße, Leckageform, Kanalbettung usw.) beeinflusst. Andererseits sind strömungsabhängige Einflüsse möglich.

$$k_L = \frac{k^*}{\Delta Z} \quad \text{Gleichung 2-8}$$

$$Q(\Delta H) = k_L \cdot A \cdot \Delta H \quad \text{Gleichung 2-9}$$

k^*	... abgeminderte hydraulische Leitfähigkeit (ms^{-1})
ΔH	... Potenzialdifferenz (m)
ΔZ	... Wirkungsausbreitung (m)
k_L	... Leckagefaktor (s^{-1})
Q	... Infiltrationsvolumenstrom (m^3s^{-1})
A	... Schadensfläche (Infiltrationsfläche) (m^2)

Der Leckagefaktor wird in der Literatur im Allgemeinen als mittlerer Wert angesetzt (Gustafsson, 2000; Karpf und Krebs, 2004), wodurch der Einfluss variierender Randbedingungen Ungenauigkeiten bei der Modellierung zur Folge haben kann.

2.1.3.2 Weitere potenzialabhängige Ansätze

Da zwischen der Infiltration in die Kanalisation und den natürlichen Prozessen des Austauschs zwischen Grundwasser und Gewässern Analogien bestehen (Wittenberg und Brombach, 2002; Karpf und Krebs, 2004), können entsprechende Modellansätze auf siedlungswasserwirtschaftliche Fragestellungen übertragen werden.

Sophocleous (2002), der einen Überblick über Modelle zum Austausch zwischen Grundwasser und Gewässern gibt, beschreibt einen nichtlinearen Ansatz, der bei Erhöhung der Potentiale einen Anstieg des Wasserflusses mit geringeren Gradienten bewirkt (Gleichung 2-10).

$$q(\Delta H) = k_{11} \cdot [1 - e^{(k_{12} \cdot \Delta H)}] \quad \text{Gleichung 2-10}$$

q	... Flux (ms^{-1})
k_{11}, k_{12}	... Parameter
ΔH	... Potenzialdifferenz (m)

Der Ansatz wurde entwickelt, um strömungsbedingten Verlusten Rechnung zu tragen (siehe Abschnitt 2.1.3.1).

Bei diesem nichtlinearen Modell (Gleichung 2-10) konvergieren die Austauschraten gegen den Parameter k_{11} . Der Ansatz ist daher geeignet, wenn davon ausgegangen werden kann, dass eine maximale Austauschrate erreicht wird. Ist dies nicht der Fall, dann kann eine Kombination aus linearem Modell analog zum DARCY-Ansatz und nichtlinearem Modell genutzt werden (Gleichung 2-11 nach Sophocleous (2002)).

$$q(\Delta H) = k_{21} \cdot \Delta H + k_{22} \cdot [1 - e^{(k_{23} \cdot \Delta H)}] \quad \text{Gleichung 2-11}$$

k_{21}, k_{22}, k_{23}	... Parameter
q	... Flux (ms^{-1})
ΔH	... Potenzialdifferenz (m)

Die Parameter der dargestellten Ansätze (Gleichung 2-10 und Gleichung 2-11) können nicht direkt auf messbare Größen zurückgeführt werden. Daher ist eine Anpassung bzw. Kalibrierung mit geeigneten Verfahren an die jeweiligen Gegebenheiten erforderlich.

Ein weiterer potenzialabhängiger Ansatz ist im hydrodynamischen Kanalnetzmodell SWMM (Rossmann, 2004) enthalten. Das konzeptionelle Modell (Gleichung 2-12) basiert auf der Entnahme von Grundwasser aus einem Grundwasserspeicher. Die Infiltration wird durch einen Koeffizienten (AI), der

Potenzialdifferenz zwischen Grundwasser und Kanal ΔH und einem Exponenten ($B1$) gesteuert. Die Speisung des Grundwasserreservoirs erfolgt über Niederschlags- und Versickerungsprozesse. Durch den Exponenten $B1$ kann der Strömungsverlust infolge turbulenter Verhältnisse in Analogie zu Gleichung 2-6 berücksichtigt werden, wobei zu beachten ist, dass der Parameter $B1$ zeitlich nicht variabel ist. Der Koeffizient $A1$ muss in Abhängigkeit der Oberfläche des angeschlossenen Grundwasserkörpers gewählt werden und stellt daher einen reinen Modellparameter dar, der nicht auf strukturelle Eigenschaften des Kanalnetzes (Dimension, Schadhafteit usw.) zurückführbar ist.

$$Q(\Delta H) = A1 \cdot A_{GW} \cdot (\Delta H)^{B1} \quad \text{Gleichung 2-12}$$

Q	... Durchflussrate (m^3s^{-1})
$A1, B1$... Modellparameter
A_{GW}	... Grundwasseroberfläche (m^2)
ΔH	... Potenzialdifferenz (m)

Empirische Ansätze zur potenzialabhängigen Beschreibung der Infiltration wurden des Weiteren von Hennerkes (2006) publiziert. Die vorgestellten Modelle sind für verschiedene Schadensformen spezifisch und sollen dadurch eine Berücksichtigung unterschiedlicher Anströmbedingungen ermöglichen.

2.1.3.3 Speichermodelle

Als Basis für konzeptionelle Modellansätze werden neben potenzialgesteuerten Modellen Speicheransätze genutzt. Lineare Speichermodelle basieren auf Gleichung 2-13. Die Infiltrationsrate wird durch das Speichervolumen und einen Speicherkoeffizienten bestimmt. (z.B. in Lecher und Zanke, 2001).

$$Q(V_{Sp}) = K_{Sp} \cdot V_{Sp} \quad \text{Gleichung 2-13}$$

Q	... Durchflussrate (m^3s^{-1})
K_{SP}	... Speicherkoeffizient (s^{-1})
V_{SP}	... Speichervolumen (m^3)

Neben den linearen Ansätzen können auch nichtlineare Speichermodelle Anwendung finden (Wittenberg und Brombach, 2002). Beispielhaft ist in Gleichung 2-14 ein potenzieller Verlauf dargestellt.

$$Q(V_{Sp}) = a \cdot V_{Sp}^b \quad \text{Gleichung 2-14}$$

Q	... Durchflussrate (m^3s^{-1})
a, b	... Parameter
V_{Sp}	... Volumen (m^3)

Durch die Verknüpfung von linearen Speichern zu einer Speicherkaskade ist die Abbildung unterschiedlicher Dynamiken der Zuflüsse gegeben. Des Weiteren ermöglicht die parallele Anordnung von Speichern die Unterteilung der Kanalzuflüsse in Abhängigkeit der Dynamik einzelner Zuflusskomponenten.

Die Modellierung mithilfe der Speicheranalogie basiert i.d.R. auf hydrologischen Daten (Niederschlag, Verdunstung, Verlustgrößen) (Belhadj *et al.*, 1995; Gustafsson *et al.*, 1999).

Belhadj *et al.* (1995) erzielten gute Ergebnisse bei der Abbildung der Infiltration als verzögerten Infiltrationsstrom. Das Infiltrationsvolumen wird anhand eines Niederschlags-Abfluss-Modells, das gleichfalls auf einem Speicheransatz basiert, durch einen nichtlinearen Einzelspeicher charakterisiert (Gleichung 2-15). Neben dem als verzögerten Abfluss bezeichneten Infiltrationsvolumenstrom kann ein beschleunigter Volumenstrom abgebildet werden, der Zuflüsse durch Drainagen beschreibt.

$$q_1(S) = Sac \cdot \frac{S^2}{S + S_{\max}} \quad \text{Gleichung 2-15}$$

q_1	... verzögerte Abflusskomponente (lh^{-1})
S	... Parameter (mmh^{-1})
Sac	... Skalierungsparameter (m^2)
S_{\max}	... Parameter (mmh^{-1})

Das Modell wurde auch von Raynaud *et al.* (2008) erfolgreich angewandt. Allerdings konnten Spitzenabflüsse nicht befriedigend nachgebildet werden.

Gustafsson *et al.* (1999) entwickelten das ähnlich strukturierte Modell MOUSE NAM, das gleichfalls Niederschlags-Abfluss-Prozesse (N/A-Prozesse) und den Prozess der Grundwasserinfiltration durch eine Kombination von Speichern abbildet. Auch in diesem Modell wird der Infiltrationsvolumenstrom als verzögerter Volumenstrom im Gegensatz zu beschleunigten Drainageabflüssen charakterisiert.

Speichermodelle müssen mithilfe von Abflussmessungen und hydrologischen Daten kalibriert werden. Eine Rückführung der Speicherparameter auf physikalische Größen ist nicht möglich.

2.2 Exfiltration

2.2.1 Bedeutung und Auswirkungen

Der Austritt von Abwasser aus undichten Kanälen in den umgebenden Boden oder in das Grundwasser wird als Abwasserexfiltration bezeichnet. Entgegen der Grundwasserinfiltration entstehen für den Betrieb der abwassertechnischen Anlagen keine Beeinträchtigungen und unmittelbare Kosten. Allerdings sind Auswirkungen auf die Boden- und Grundwasserqualität zu konstatieren. Das aus einer Abwasserexfiltration resultierende Gefährdungspotenzial wurde in zahlreichen Untersuchungen bewertet. Eine Zusammenfassung der Erkenntnisse ist bei Rutsch (2007) zu finden. Die Schadstoffbelastung des Bodens infolge von Abwasserexfiltration ist im unmittelbaren Umfeld einer Leckage von besonderer Bedeutung. Hagendorf (2004) stellte erhöhte Schadstoffbelastungen im Bereich von ca. 10 cm unterhalb eines Kanals fest. Neben der ökologischen Relevanz, z.B. für Bodenorganismen, ist der Bodenaushub bei Baumaßnahmen nur eingeschränkt verwendbar und muss gesondert verwertet werden (Hagendorf, 2004). Der Eintrag von Schadstoffen in das Grundwasser hängt stark von der Mächtigkeit der ungesättigten Bodenzone ab (Eiswirth, 1998; Hagendorf, 2004; Krebs *et al.*, 2004; Schulz *et al.*, 2005). Trotz der im Vergleich zur Infiltration relativ geringen Exfiltrationsraten und der Schutzwirkung der ungesättigten Zone wurde in zahlreichen Studien ein Nachweis abwasserspezifischer Beeinträchtigungen im Grundwasser erbracht (Härig und Mull, 1992; Barret *et al.*, 1997; Eiswirth, 1998; Vasquez-Sune *et al.*, 2000; Foppen, 2002; Wolf *et al.*, 2005b; Morris *et al.*, 2005; Fenz *et al.*, 2005). Das Gefährdungspotenzial für das Grundwasser ist durch Kontaminationen infolge des Eintrags von organischen Kohlenstoff-, Stickstoff- und Phosphorverbindungen, Schwermetallen, pharmazeutischen Stoffen, Mikroorganismen und Krankheitserregern gegeben. Eine unmittelbare Gefährdung für Mensch und Tier besteht, wenn das Grundwasser direkt zur Wasserversorgung genutzt wird (Wolf *et al.*, 2005a).

Die Angaben zur Exfiltration aus Siedlungsentwässerungssystemen sind sehr breit gefächert. Reynolds und Barret (2003) geben als mittlere Exfiltrationsrate für Deutschland ca. 5% des Trockenwetterabflusses an. Fenz und Rauch (2003) ermittelten anhand von Hochrechnungen in Anlehnung an Untersuchungen von Dohmann *et al.* (1999), dass die Exfiltration aus Kanalnetzen nicht mehr als 1% des Jahrestrockenwetterabflusses beträgt. Gestützt werden die Hochrechnungen

auch durch Analysen in der Stadt Linz, wo Exfiltrationsraten in einer Größenordnung von <1% bis 4% vom Trockenwetterabfluss ermittelt wurden (Fenz *et al.*, 2005). Ellis *et al.* (2003) schätzen ein, dass Exfiltrationsraten bei 5-10% des Trockenwetterabflusses liegen. Dem stehen Berechnungen von Eiswirth (2002) gegenüber, die im Einzugsgebiet Rheinau einen Anteil von über 20% Abwasserexfiltration am Abwasserstrom ausweisen. Hohe Exfiltrationsraten werden auch von anderen Autoren angegeben, z.B. bis 10 % des Trockenwetterabflusses (Amick und Burgess, 2000). Klinger (2007), der im Rahmen von Feldexperimenten die Exfiltration von Abwasser untersuchte und auf der Basis eines gekoppelten Modellsystems Bilanzrechnungen durchführte, gibt für die Stadt Raststatt eine Exfiltrationsrate von 0,35% des gesamten Mischwasserabflusses an.

Weitere Angaben zur Exfiltration werden als Grundwasserneubildungsraten (in mm) ausgewiesen oder auf Kanalparameter wie z.B. Länge und Dimension bezogen. Yang *et al.* (1999) bilanzierten für Nottingham (Großbritannien) 10 mm, was ca. 5 % der Grundwasserneubildung ausmacht. Wolf *et al.* (2006) geben anhand einer Monte-Carlo-Simulation den 95 %-Quantil-Wert der Abwasserexfiltration für die Stadt Raststatt (Deutschland) mit 2,24 mm an.

2.2.2 Quantifizierung

Methodische Ansätze zur Einschätzung der Exfiltration können in direkte und indirekte Verfahren untergliedert werden. In Tabelle 2-3 sind wichtige Ansätze aufgeführt.

Direkte Verfahren basieren auf Messungen in einem Kanalabschnitt, aus denen Rückschlüsse auf die Exfiltration gezogen werden. Bei einer Tracermessung dient der Verlust eines Tracerstoffes, der in die Kanalisation gegeben wird, zur Quantifizierung. Die Unsicherheit der quantifizierten Exfiltrationsrate liegt bei 1-2 % des im Kanal abfließenden Abwasserstroms (Rieckermann *et al.*, 2006). Geringe Exfiltrationsraten können daher mit dieser Methode nicht detektiert werden. Hinzu kommt, dass ein Tracertest nur in Kanalabschnitten ohne externe Zuflüsse sichere Ergebnisse liefert, da das Verfahren auf einer konzentrationsabhängigen Massenbilanzierung beruht (Rieckermann *et al.*, 2006).

Tabelle 2-3: Methoden zur Quantifizierung der Abwasserexfiltration

	Methoden	Literatur
direkt	Tracermessungen in der Kanalisation	Rieckermann und Gujer (2002), Rieckermann <i>et al.</i> (2005), Rieckermann <i>et al.</i> (2006), Rutsch (2007)
	Verfahren der Leckortung und Dichtheitsprüfung	Eiswirth (2000)
indirekt	Tracermessungen im Grundwasser	Härig und Mull (1992), Fenz <i>et al.</i> (2005), Wolf <i>et al.</i> (2006)
	Bilanzierung der Grundwasserneubildung	Härig und Mull (1992)
	Bilanzierung von Abwasserteilströmen	Härig und Mull (1992)
	Quantifizierung anhand von Schadensmerkmalen	Ullmann (1994)
	Modellierung	Abschnitt 2.2.4

Erläuterungen zu einzelnen Verfahren sind in Rutsch (2007) enthalten.

Verfahren der Leckortung und Dichtheitsprüfungen bieten die Möglichkeit, Aussagen zum Zustand der Kanalisation und damit zu eventuellen Exfiltrationsschwerpunkten zu machen. Es ist zu konstatieren, dass die Verfahren der Leckortung und Dichtheitsprüfung nicht immer einen unmittelbaren Rückschluss auf die Abwasserexfiltration zulassen, da Randbedingungen der Verfahren (z.B. Dichtheitsprüfungen mit Klarwasser) einem Vergleich unter Betriebsbedingungen entgegenstehen.

Bei den indirekten Verfahren wird anhand von Qualitäts- und Mengemessungen im Grundwasser oder in der Kanalisation auf den Abwasserverlust geschlossen. Bilanzierungen mittels Tracerstoffen im Grundwasser basieren auf dem Nachweis von abwasserspezifischen Stoffen oder deren Abbauprodukten. Voraussetzung für einen Tracernachweis ist die Mobilität der eingesetzten Stoffe in der Bodenphase. Unterschieden werden kann zwischen inerten Tracern, z.B. Carbamazepin (Fenz *et al.*, 2005) und Abwasserbestandteilen, die in der Bodenphase durch biologische oder chemische Umsatzprozesse verändert werden (Ellis, 2001). Die Bilanzierung mit nicht inerten Tracerstoffen erfordert geeignete Ansätze zur Berechnung (Modellierung) der Umsatz- und Transportprozesse bei Passage der ungesättigten und gesättigten Bodenzone. Aufgrund der Vielzahl von Einflussgrößen und der Inhomogenität der Bodenzone sind Bilanzierungen mit nicht inerten Tracerstoffen gegenüber inerten Tracern durch größere

Unsicherheiten gekennzeichnet. Des Weiteren ist festzuhalten, dass die Lokalisierung von exfiltrationswirksamen Kanalabschnitten eine relativ hohe räumliche und zeitliche Auflösung der Tracermessungen sowie genaue Kenntnisse zur Grundwasserdynamik im Untersuchungsgebiet erfordern.

Verfahren zur Bilanzierung der Grundwasserneubildungsrate basieren auf der Ermittlung wasserhaushaltsspezifischer Eingangsgrößen (Niederschlag, Verdunstung, Versickerung, Abfluss). Da die Exfiltration einen nur sehr kleinen Anteil am Wasserhaushalt ausmacht, sind Bilanzierungen entsprechend unsicher. Auch Bilanzierungen anhand von Abwasserteilströmen, sind aufgrund vieler Einflussgrößen und aufgrund der Unsicherheit der einzelnen Bilanzgrößen als nicht praktikabel einzuschätzen.

Für den Rückschluss vom Kanalzustand auf Exfiltrationsraten müssen Schäden in ihrer Ausdehnung und Lage sehr genau bekannt sein. Den üblicherweise eingesetzten optischen Inspektionsverfahren sind diesbezüglich allerdings Grenzen gesetzt. Ullmann (1994) stellte des Weiteren fest, dass Leckagen nicht immer sichtbar sind und somit auch hier Unsicherheiten bestehen, die eine Bewertung der Exfiltration erschweren. Wolf *et al.* (2003) schlussfolgern aus ihren Untersuchungen, dass TV-Inspektionen im Kanal keine direkte Aussage zur Dichtheit von Kanälen zulassen.

Auf die Modellierung wird in Abschnitt 2.2.4 eingegangen.

2.2.3 Experimentelle Untersuchungen

Experimentelle Untersuchungen fanden in Form von Labor- und Feldversuchen statt. Die Laborversuche sind entweder mit verschiedenen Bodenmaterialien befüllten und mit Abwasser beschickten Säulen oder an Versuchskanälen mit Leckagen durchgeführt worden. Bei den Feldversuchen wurden an künstlichen Kanalleckagen Messwerte aufgezeichnet.

Tabelle 2-4 zeigt eine Auswahl bisheriger Versuche.

Tabelle 2-4: Versuche zur Abwasserexfiltration (Auswahl)

	Konfiguration	Literatur (Auswahl)
Laborversuche	Versuchssäulen	De Vries (1972), Rice (1974), Okubo und Matsomoto (1983), Dohmann <i>et al.</i> (1999), Maule (2000), Schwarz (2004), An <i>et al.</i> (2004), Fuchs <i>et al.</i> (2004), Krebs <i>et al.</i> (2004), Mohrlock <i>et al.</i> (2004), Krug (2005), Turkovic <i>et al.</i> (2006), An (2008), Karpf <i>et al.</i> (2009)
	Versuchskanäle	Rauch und Stegner (1994), Dohmann <i>et al.</i> (1999), Fuchs <i>et al.</i> (2004), Vollertsen und Hvitved-Jacobson (2003), Ellis <i>et al.</i> (2003), Blackwood <i>et al.</i> (2005), Turkovic <i>et al.</i> (2006), Karpf <i>et al.</i> (2009)
Feldversuche	Versuchskanäle	Dohmann <i>et al.</i> (1999), Klinger <i>et al.</i> (2005), Wolf <i>et al.</i> (2006), Klinger (2007)

Die Versuche dienten der Untersuchung hydraulischer Randbedingungen, der Quantifizierung der Exfiltration und der Beurteilung der Schadstoffausbreitung in der ungesättigten Bodenzone.

Wesentliche Erkenntnisse können folgendermaßen zusammengefasst werden:

- Es kann ein exponentieller Rückgang der Exfiltrationsraten mit der Zeit festgestellt werden, der auf die Kolmation der oberen Bodenschicht zurückgeführt wird (Rauch und Stegner, 1994; Ellis *et al.*, 2003; Dohmann *et al.*, 1999; Klinger *et al.*, 2005; Karpf *et al.*, 2009),.
- Die Kolmation ist von physikalischen, chemischen und biologischen Prozessen abhängig. (Rice, 1974; Fuchs *et al.*, 2004; Turkovic *et al.*, 2006)
- In der ungesättigten Zone kommt es zu mikrobiologischen Umsatzprozessen, wodurch abbaubare anorganische Stoffe (z.B. NH_4^+) und organische Verunreinigungen (BSB) stark reduziert werden (Krebs *et al.*, 2004; Wolf *et al.*, 2006; Klinger, 2007). Persistente Stoffe z.B. Carbamazepin (Fenz *et al.*, 2005; Wolf *et al.*, 2006; Klinger, 2007) oder Bor (Wolf *et al.*, 2006) sind im Grundwasser nachweisbar, wobei auch ein Abbau von Spurenstoffen festzustellen ist (Klinger, 2007).

Ellis *et al.* (2008) stellten fest, dass die in Labor- und Feldversuchen ermittelten Exfiltrationsraten im Allgemeinen über den Werten von indirekten Messmethoden und Modellierungen liegen. Sie führen die erhöhten Exfiltrationsraten auf die teilweise sehr kurzen Beobachtungszeiten bei den Versuchen zurück.

2.2.4 Hydraulische Modelle und Prozesse

2.2.4.1 Ungesättigte Bodenzone

Die ungesättigte Zone ist der Raum zwischen Erdoberfläche und Grundwasseroberfläche, der in porösen Medien mit dem Kapillarsaum endet. Sie enthält Luft und Bodenwasser, das entgegen der Schwerkraft als Adsorptions- und Kapillarwasser gehalten wird.

Für die Beschreibung der Fließprozesse in der ungesättigten Zone ist die Retentionsfunktion (pF-Kurve) von besonderer Bedeutung. Sie beschreibt den Energiezustand des Bodens in Relation zum Wassergehalt. Wird der Boden entwässert, z.B. durch eine Absenkung des Grundwasserspiegels, sinkt der Wassergehalt und es kommt zu einer Erhöhung der Saugspannung, die als negatives Druckpotenzial (Matrixpotenzial) des Bodens messbar ist. Bei Bewässerung des Bodens tritt der entgegengesetzte Prozess ein. Allerdings ist dann durch geringe Gefügeveränderungen, Schrumpfungen, unterschiedliche Ausprägung der Porenkanäle und die veränderte Benetzbarkeit durch Luftinklusionen gegenüber dem Entwässerungsprozess eine verzögerte Abnahme der Saugspannung mit der Zunahme des Wassergehaltes zu verzeichnen. Die Funktion ist somit hysteretisch. Die Wassergehalts-Saugspannungs-Beziehung kann durch den Ansatz von van Genuchten (1980) beschrieben werden (Gleichung 2-16). Die Parameter n , m und α stellen bodenspezifische Kenngrößen dar, die mithilfe von Retentionsversuchen oder Pedotransferfunktionen abgeleitet werden können.

$$S_e(p_k) = \frac{\theta - \theta_r}{\theta_s - \theta_r} = \frac{1}{[1 + |\alpha p_k|^n]^m} \quad \text{mit} \quad m = 1 - \frac{1}{n}, \quad n > 1 \quad \text{Gleichung 2-16}$$

S_e	... relativer Wassergehalt bezogen auf den gesättigten mobilen Wassergehalt ($m^3 m^{-3}$)
θ	... vorhandener absoluter Wassergehalt ($m^3 m^{-3}$)
θ_r	... Restwassergehalt ($m^3 m^{-3}$)
θ_s	... Wassergehalt bei Sättigung ($m^3 m^{-3}$)
n, m	... Parameter der Retentionsfunktion
α	... Parameter der Retentionsfunktion (cm^{-1})
p_k	... Kapillardruck ($cmWS$)

Der Parameter α liegt im Wendepunkt der Funktion bei ca. 2/3 des Wassergehaltes und kann zur Abschätzung der kapillaren Steighöhe ($h_k \approx 1/\alpha$) herangezogen werden (Busch et al. 1993).

Basierend auf der Gleichung von LAPLACE (Gleichung 2-17, aus Busch *et al.* (1993)) kann festgestellt werden, dass mit zunehmendem Porenradius die kapillare Steighöhe und damit die Saugspannung abnimmt. D.h. die Retentionskurve besitzt bei großporigen Böden einen flacheren Verlauf als bei kleinporigen (bindigen) Böden.

$$p_K(r) = (2\sigma_{b,nb} \cos \delta) / r \quad \text{Gleichung 2-17}$$

p_K	... Kapillardruck (Nm^{-2})
$\sigma_{b,nb}$... Grenzflächenspannung zwischen Feststoff und Fluid (Nm^{-1})
δ	... Kontaktwinkel der Grenzfläche ($^\circ$)
r	... Porenradius(m)

Die hydraulische Leitfähigkeit des Bodens wird maßgeblich durch seinen Wassergehalt bestimmt, der wiederum ein Maß für den wasserleitenden Porenraumanteil im Boden darstellt und dadurch in engem Zusammenhang mit den Retentionseigenschaften steht. Van Genuchten (1980) gibt zur Berechnung der Durchlässigkeit Gleichung 2-18 an. Der Funktionsverlauf der hydraulischen Leitfähigkeit ist dabei durch die Eigenschaften des Porenraumanteils begründet, der den Transport des Wassers übernimmt. Mit abnehmenden Wassergehalten nimmt der Anteil kleinerer Poren zu, da größere Poren zu Anfang entwässert werden. Durch die Entwässerung wird die Konnektivität (Verbindungsgrad der Poren) verringert und die Tortuosität (Fließlänge durch die Poren) vergrößert. Aus den Prozessen resultiert deshalb eine nichtlineare Funktion der hydraulischen Durchlässigkeit.

$$k(S_e) = k_F \cdot S_e^G \left[1 - \left(1 - S_e^{1/m} \right)^m \right]^2 \quad \text{mit} \quad m = 1 - \frac{1}{n}, \quad n > 1 \quad \text{Gleichung 2-18}$$

$$G \approx 0,5$$

k	... wassergehaltsabhängige hydraulische Leitfähigkeit (ms^{-1})
S_e	... relativer Wassergehalt bezogen auf den gesättigten mobilen Wassergehalt (-)
G	... Parameter der Konnektivität der Poren
k_F	... gesättigte hydraulische Leitfähigkeit (ms^{-1})
n, m	... Parameter der Retentionsfunktion

Der Wassertransport in der ungesättigten Zone kann durch die RICHARDS-Gleichung (aus Busch *et al.*, 1993) beschrieben werden (Gleichung 2-19).

$$\frac{\partial \theta}{\partial t} = \frac{\partial}{\partial x} \left[k \left(\frac{\partial h}{\partial x} + \cos \alpha \right) \right] - S \quad \text{Gleichung 2-19}$$

θ	... Wassergehalt (-)
t	... Zeit (s)
x	... Fließweg (m)
h	... Potenzialhöhe (m)
α	... Strömungswinkel (vertikale Strömung: 0°)
S	... Speicherterm
k	... hydraulische Leitfähigkeit (ms^{-1} ; wassergehaltsabhängig)

Für eine eindimensionale Nachbildung der Abwasserexfiltration lässt sich analog zur Infiltrationsmodellierung ein Ansatz nach DARCY ableiten (Gleichung 2-20, Gleichung 2-21).

$$q_{\text{Ex}}(\Delta H) = k_C \cdot \frac{\Delta H}{Z_C} \quad \text{Gleichung 2-20}$$

$$Q_{\text{Ex}}(\Delta H) = k_C \cdot A_L \cdot \frac{\Delta H}{Z_C} = k_{L,\text{EX}} \cdot A_L \cdot \Delta H \quad \text{Gleichung 2-21}$$

q_{Ex}	... Exfiltrationsflux (ms^{-1})
Q_{Ex}	... Exfiltrationsvolumenstrom, Exfiltrationsrate (m^3s^{-1})
A_L	... Leckagefläche (m^2)
ΔH	... Potenzialdifferenz (m)
Z_C	... Mächtigkeit der Kolmationsschicht (m)
k_C	... wassergehaltsabhängige Leitfähigkeit der Kolmationsschicht (ms^{-1})
$k_{L,\text{EX}}$... exfiltrationsspezifischer Leckagefaktor (s^{-1})

Im Gegensatz zur Modellierung der Infiltration wird beim Exfiltrationsprozess durch die Filtration von Abwasser die Kolmation der oberen Bodenschicht bewirkt (siehe Abschnitt 2.2.4.3). Dies hat zur Folge, dass die Exfiltration nicht durch die hydraulische Leitfähigkeit (k -Wert) des Bodens, sondern durch die Schichtdicke und den k - Wert der Kolmationsschicht bestimmt wird, weil davon auszugehen ist, dass die hydraulische Leitfähigkeit des Bodens im Bereich der Kanalleckagen (Bettungsmaterial) weit über der Leitfähigkeit der Kolmationsschicht liegt.

Zwischen den Flüssen durch die Kolmationsschicht und der unter der Leckage liegenden Bodenzone stellt sich ein Gleichgewicht ein. Neben dem Gravitationspotenzial besitzt auch das Matrixpotenzial bzw. die Saugspannung einen Einfluss auf den sich einstellenden Exfiltrationsvolumenstrom. Bei stationären Strömungsverhältnissen ergibt sich nach Beal *et al.* (2004) für den Gradienten $\Delta H/Z_C$ folgender Ansatz (Gleichung 2-22).

$$\frac{\Delta H}{Z_C} = \frac{H_0 + \Psi + Z_C}{Z_C}$$

Gleichung 2-22

ΔH	...Potenzialdifferenz (m)
H_0	...Gravitationspotenzial (m)
ψ	...Matrixpotenzial (m)
Z_C	...Mächtigkeit der Kolmationsschicht (m)

Bei ungesättigten Verhältnissen kann das Matrixpotenzial ein Vielfaches des Gravitationspotenzials erreichen. Das Matrixpotenzial stellt somit eine den Prozess maßgeblich beeinflussende Größe dar.

2.2.4.2 Exfiltration unter gesättigten Bedingungen

Die Exfiltration unter gesättigten Bedingungen kann nach Gleichung 2-20 und Gleichung 2-21 berechnet werden. Das Matrixpotenzial des Bodens ist bei gesättigten Verhältnissen Null, woraus lediglich eine Abhängigkeit vom Gravitationspotenzial resultiert. Dieses wird durch die Differenz zwischen dem Potenzial unterhalb der Kolmationsschicht (durch Grundwasserstand beeinflusst) und dem Potenzial im Abwasserkanal bestimmt.

2.2.4.3 Kolmation

2.2.4.3.1 Prozessbeschreibung

Die Prozesse der Kolmation des Bodens im Bereich von Kanalschäden verursachen eine Minderung der Porenquerschnitte, wodurch ein Rückgang der hydraulischen Durchlässigkeit konstatiert werden muss. Der Zusammenhang zwischen Porenquerschnitt und hydraulischer Leitfähigkeit kann durch den Ansatz von HAGEN- POISEUILLE (Gleichung 2-23) beschrieben werden (Schwarz, 2004). Aus dem Modell folgt, dass mit der Verringerung des Porenraums die hydraulische Leitfähigkeit überproportional absinkt.

$$k(r) = \frac{\rho \cdot g \cdot r^2}{8 \cdot \eta}$$

Gleichung 2-23

k	...hydraulische Leitfähigkeit (ms^{-1})
ρ	...Dichte (m^3m^{-3})
g	...Erdbeschleunigung (ms^{-2})
r	...Porenradius (m)
η	...Viskosität des Fluids (m^2s^{-1})

Kolmationsprozesse werden unterschieden in innere und äußere Kolmation und Mischformen dieser (Busch *et al.*, 1993; Schwarz, 2004). Bei der inneren Kolmation werden Partikel tief in die Porenkanäle des Bodens eingetragen.

Die Kolmation von Kanalleckagen kann der äußeren Kolmation zugeordnet werden. Im Gegensatz zur inneren Kolmation erfolgt bei der äußeren Kolmation eine Abdichtung der oberen Bodenschicht. Je nach Randbedingungen der äußeren Kolmation kann es zur Ausbildung einer mehr oder weniger wasserundurchlässigen Schmutzdecke kommen (de Vries, 1972). Bei der äußeren Kolmation verkeilen sich anfangs größere Schmutzpartikel in den Porenkanälen des Bodens und verursachen die Verringerung der Porenquerschnitte. Infolge dessen setzen sich auch kleinere Partikel im Porenraum fest.

Neben der Zuordnung der Kolmation als äußeren Prozess kann eine Charakterisierung hinsichtlich der Wirkung biologischer, physikalischer und chemischer Prozesse erfolgen. Die biologische Kolmation wird durch Organismen verursacht, die sich in den Bodenporen ansiedeln. Der entstehende Biofilm verursacht eine Verringerung und Zusetzung des Porenraums. Schwarz (2004) konnte den Prozess der biologischen Kolmation durch einen funktionalen Zusammenhang zwischen Biomasse und hydraulischer Leitfähigkeit herstellen. Neben der Ansiedlung von Organismen ist durch mikrobielle Abbauprodukte eine Kolmation möglich. So können beispielsweise Gasblasen aus anaeroben Abbauprozessen zur Kolmation führen (Schwarz, 2004). Allerdings wurde auch eine Störung bzw. ein Aufbrechen der Kolmationsschicht durch Mikroorganismen beobachtet (An *et al.*, 2004). Die biologische Kolmation verursacht einen charakteristischen Verlauf der hydraulischen Leitfähigkeit (Okubo und Matsomato, 1983). Kennzeichnend ist ein anfänglicher starker Rückgang der hydraulischen Leitfähigkeit, gefolgt von einem leichten Anstieg dieser, der auf das Absterben der Biomasse zurückgeführt wird. Danach wurde ein erneutes Absinken der Leitfähigkeit bis zum Erreichen eines Gleichgewichtszustandes mit leicht schwankenden hydraulischen Leitfähigkeiten auf niedrigem Niveau beobachtet. Durch die Wachstums- und Respirationprozesse kommt es zur Sauerstoffzehrung, so dass nach einer anfänglich aerob geprägten Mikroorganismenbesiedlung im weiteren Verlauf der Kolmation anaerobe Prozesse zunehmen (Okubo und Matsomato, 1983). Untersuchungen von Fuchs *et al.* (2004) zeigen allerdings, dass im Bereich von Kanalleckagen keine anaeroben Verhältnisse zu erwarten sind, da Sauerstoff

durch die umgebende Bodenluft der ungesättigten Zone nicht limitiert ist. Des Weiteren ist nach Okubo und Matsomato (1983) die Temperatur ein wichtiger Einflussfaktor für die biologische Kolmation. Die Autoren stellten bei niedrigen Temperaturen eine geringere Kolmation fest und führen dies auf ein verringertes Biomassewachstum zurück. De Vries (1972) stellte demgegenüber eine Kolmation des Bodens bei niedrigen Temperaturen fest. Neben dem Wachstum der Biomasse wurde in Untersuchungen festgestellt, dass extrazelluläre polymere Substanzen (EPS), die von Mikroorganismen gebildet werden, einen erheblichen Einfluss auf die Kolmation von Bodenmaterial haben. So wies beispielsweise Maciel (2004) auf Basis von Untersuchungen an Pflanzenkläranlagen, die mit vorgereinigtem Abwasser geringer Partikelkonzentration beschickt wurden, einen wesentlichen Einfluss der EPS auf die Kolmation nach.

Die chemische Kolmation wird durch chemische Reaktionen in den Bodenporen verursacht. Beispiele sind Ausfällungen von Eisen und Mangan (Verockerung) oder die Ablagerung von Karbonatverbindungen (Schwarz, 2004).

Als dominierender Dichtungsprozess bei der Abwasserexfiltration wird von verschiedenen Autoren die physikalische Kolmation angesehen (Rice, 1974; Rauch und Stegner, 1994). Aufgrund hoher Partikelfrachten und beobachteter schneller Rückgangsraten sind die Aussagen nachvollziehbar. Auch Okubo und Matsumato (1983), die biologische Kolmationsprozesse untersuchten, verweisen auf die starke Auswirkung von Partikeln bei der Abwasserexfiltration. Turkovic *et al.* (2006) beobachteten bei Mittelsanden eine Dominanz physikalisch basierter Kolmationsprozesse. Bei Grobsanden ergaben sich indes Synergieeffekte zwischen biologischen und physikalischen Prozessen, die durch Zuwachsen der Bodenporen und einen nachfolgenden verstärkten Partikelrückhalt aufgrund verringerter Porenradien beschrieben werden. Von Beyer und Banscher (1975) wird ein Kriterium für die physikalische Kolmation ohne Adsorptionswirkung durch die Kornoberfläche des Bodens angegeben (Gleichung 2-24).

$$d_k > 0,41 \cdot d_w \quad \text{mit} \quad d_w = \frac{m}{\sum \frac{m_i}{d_i}}$$

Gleichung 2-24

bei Ablagerung von Aggregaten disperser Stoffe:

$$d_k > 0,55 \cdot d_w$$

d_k ...Durchmesser der eingelagerten Feststoffpartikel inklusive der Hydrathülle (mm)

d_w ...wirksamer Korndurchmesser (mm)

d_i ...Korndurchmesser einer Fraktion (mm)

m_i ...Masse einer Kornfraktion (g)

m ...Masse (g)

Der Ansatz beruht dabei auf der mittleren Größe der Porenkanäle, die von Beyer und Banschler (1975) mit Gleichung 2-25 charakterisiert wird.

$$d_p = 0,41 \cdot d_w$$

Gleichung 2-25

d_p ...mittlerer Durchmesser der Bodenporen (mm)

d_w ...wirksamer Korndurchmesser (mm)

Wichtige Mechanismen der physikalischen Kolmation sind das Verklemmen von Partikeln im Porennetzwerk, die Verdichtung von abgelagertem Material, das Verschmieren der Oberfläche, die Dispersion und das Aufquellen von Bodenpartikeln und die Bewegung von Gasblasen im Boden. Durch die Filterwirkung des porösen Mediums werden Partikel in Abhängigkeit ihrer Korngröße zurückgehalten. Bei größeren Partikeln ($>1 \mu\text{m}$) dominieren mechanische Filtereffekte. Außerdem kommt es zum Rückhalt kleinerer kolloidaler Partikel ($<1 \mu\text{m}$) aufgrund von Oberflächenkräften (Van-der-Waals-Kräfte und elektrochemischer Kräfte (Schälchli, 1993)).

2.2.4.3.2 Exfiltrationsmodelle unter Berücksichtigung der Kolmation

Okubo und Matsomoto (1983) stellen ein empirisches Modell (Gleichung 2-26) zur Berechnung der Exfiltrationsraten bei vorwiegend biologischer Kolmation vor.

Das Modell wurde aus Säulenversuchen abgeleitet. Vorteilhaft erscheint, dass sowohl biologische als auch physikalisch-chemische Prozesse durch die Parameter einbezogen werden. Hinterfragt werden muss, inwiefern hydraulische Randbedingungen, die lediglich durch die initiale Infiltrationsrate gegeben sind, vernachlässigt werden dürfen. Insbesondere wird der Einfluss hydraulischer Gradienten und struktureller Parameter (hydraulische Leitfähigkeit des Bodens) nicht berücksichtigt. Zudem ist festzustellen, dass die dem Modell zugrunde liegenden Versuchsbedingungen (Sauerstofflimitation, geringe DOC-

Konzentrationen) die Übertragbarkeit auf den Exfiltrationsprozess in Abwasserkanälen einschränken.

$$q_{akk}(q_0, t) = \frac{K_1 \cdot q_0 \cdot t}{K_2 + t} \quad \text{mit} \quad \text{Gleichung 2-26}$$

$$K_1 = \frac{349 \cdot 1,0608^{-(T-20)} \cdot DOC_i^{-1,32}}{1 + 18,5^{\left(\frac{-5,7}{TSS_i}\right)}}$$

$$K_2 = \frac{195 \cdot 1,0608^{-(T-20)} \cdot DOC_i^{-1,32}}{1 + 87,3^{\left(\frac{-10,7}{TSS_i}\right)}}$$

q_{akk}	...akkumulierter spezifischer Exfiltrationsfluss (m)
q_0	...initialer Exfiltrationsfluss (m d ⁻¹)
t	...Zeit (d)
K_1, K_2	...Parameter (-)
T	...Temperatur (°C)
DOC_i	...Konzentration an gelöstem organischen Kohlenstoff (mg l ⁻¹)
TSS	...suspendierte Feststoffe (mg l ⁻¹)

Ein weiterer empirischer zeitabhängiger Ansatz zur Abschätzung der Exfiltrationsrate wurde von Berend (1967) (aus Schälchli, 1993) für die Kolmation ohne sohlenparallele Strömung in einem ungesättigten Boden angegeben (Gleichung 2-27).

$$q = q_0 \cdot e^{-t \cdot a_B \cdot TSS \cdot \varphi} \quad \text{Gleichung 2-27}$$

q	...Exfiltrationsfluss (ms ⁻¹)
q_0	...initialer Exfiltrationsfluss (ms ⁻¹)
t	...Zeit (d)
TSS	...Schwebstoffkonzentration des Exfiltrats (mg l ⁻¹)
a_B	...Koeffizient für die spezifischen Kolmationseigenschaften des suspendierten Materials
φ	...Schwebstoffanteil

Bei diesem Berechnungsansatz werden die Viskosität des Wassers und die hydraulischen Gradienten während der Durchströmung des Bodenkörpers vernachlässigt. Allerdings erscheinen besonders hydraulische Gradienten in der ungesättigten Zone einen nicht unerheblichen Einfluss auf die Durchsatzraten zu haben (Abschnitt 2.2.4.1).

2.2.4.3.3 Parameter der Kolmationsschicht

Die direkte Bestimmung der hydraulischen Leitfähigkeit und Mächtigkeit der Kolmationsschicht ist nicht möglich. Alternativ ist anhand von Messungen eine

Charakterisierung der Kolmationsschicht durch die Berechnung des Leckagefaktors (k_L - Wert) nach Gleichung 2-21 gegeben. Bei Kolmationsprozessen in Gewässerbetten, die trotz differierender Randbedingungen vergleichbar mit Prozessen in Kanalnetzen sind, wird die Entwicklung des Widerstandswertes (reziproker Leckagefaktor) von Beyer und Banschler (1975) mit einem zeitabhängigen Ansatz beschrieben (Gleichung 2-28).

$$w(t) = C \cdot t^\alpha \quad \text{mit} \quad w = \frac{1}{k_L} \quad \text{Gleichung 2-28}$$

w	...Widerstandswert (s)
k_L	...Leckagefaktor (s^{-1})
t	...Zeit (s)
α	...Parameter (-)
C	...Kolmationskoeffizient ($sh^{-\alpha}$)

Die hydraulische Leitfähigkeit der Kolmationsschicht wurde von zahlreichen Autoren anhand des Ansatzes von DARCY (Gleichung 2-21) berechnet (Rauch und Stegner, 1994; Vollertsen und Hvitved-Jacobson, 2003; Klinger *et al.*, 2005), wobei die Bestimmung der Mächtigkeit der Kolmationsschicht auf Schätzungen beruht. Festzustellen ist auch, dass hydraulische Potenziale, die als Messgrößen in die Ermittlung der Leitfähigkeit eingehen (Gleichung 2-21), in der Literatur auf verschiedenen Grundlagen beruhen. Beal *et al.* (2004) nutzten für Berechnungen das Gravitations- und Matrixpotenzial (Abschnitt 2.2.4.1). Hingegen führten Rauch und Stegner (1994), Vollertsen und Hvitved-Jacobson (2003) und Klinger *et al.* (2005) Berechnungen ohne Berücksichtigung des Matrixpotenzials durch.

Die Mächtigkeit der Kolmationsschicht kann auf Basis der Feststoffakkumulation abgeschätzt werden. Schälchli (1993), der sich mit der Kolmation von Gewässerbetten beschäftigte, leitete aus der Feststoffbilanz der abgelagerten Feinpartikel einen Ansatz (Gleichung 2-29) zur Bestimmung des Filterkuchenvolumens ab, der bei bekannter Filtrationsfläche einen Rückschluss auf die Mächtigkeit des Filterkuchens (Kolmationsschicht) erlaubt.

$$V_K = L \cdot A_F = \frac{m_F \cdot A_F}{(1 - \phi_K) \rho_{Pa}} = \frac{V_A \cdot c}{(1 - \phi_K) \rho_{Pa}} \quad \text{Gleichung 2-29}$$

V_K	... Volumen des abgelagerten Materials (Filterkuchen) (m^3)
L	... Mächtigkeit des abgelagerten Materials (m)
A_F	... Fläche des Filtermediums (m^2)
Φ_K	... Porosität des Filterkuchens (-)
m_F	... Masse der abgelagerten Feinpartikel pro Fläche (kgm^{-2})
ρ_{Pa}	... Feststoffdichte der Feinpartikel (kgm^{-3})
V_A	... Filtratvolumen (Exfiltrationsvolumen) (m^3)
c	... Konzentration der Feinpartikel im (ex)filtrierenden Fluid (kgm^{-3})

Bei der Anwendung von Gleichung 2-29 müssen jedoch folgende Unsicherheitsfaktoren beachtet werden (Schälchli, 1993):

- Agglomeration und Kompressibilität von Feinpartikeln
- unterschiedliche Partikelgrößen und -dichten abfiltrierbarer Stoffe (AFS)
- biologischer Abbau
- erhöhte Eindringtiefe der Feststoffe zu Beginn des Prozesses
- veränderlicher hydraulischer Widerstand beim Aufbau der Kolmationsschicht

2.2.4.3.4 Aufbruch der Kolmationsschicht

Verschiedene Autoren haben die Stabilität der Kolmationsschicht an Kanalleckagen versuchstechnisch untersucht. Dohmann *et al.* (1999) konnten anhand von Experimenten in durchströmten Rohren mit künstlichen Kanalleckagen die Effekte von Hochdruckspülungen und erhöhte Abflüsse infolge von Niederschlagsereignissen qualitativ erfassen. Die genannten Belastungen führten generell zu einer kurzzeitigen Erhöhung der Exfiltrationsraten. Teilweise wurden erhöhte Raten nahe der initialen Exfiltrationsvolumenströme (ohne Kolmation) verzeichnet. Der Rückgang der Exfiltrationsraten auf das ursprüngliche Niveau erfolgte sehr schnell innerhalb von wenigen Stunden bis zu 2 Tagen. Vollertsen und Hvitved-Jacobson (2003) beobachteten die Störung der Kolmationsschicht durch Infiltration und Kanalspülungen. Ein Rückgang der Exfiltrationsraten auf das Ausgangsniveau war gleichfalls innerhalb weniger Stunden festzustellen. Klinger *et al.* (2005) ermittelten in Feldmessungen, dass die Exfiltrationsraten nach Niederschlägen i.d.R. um das 2- bis 5fache erhöht sein können, wobei über einen längeren Zeitraum (9 Monate) auch festzustellen war, dass Absolutwerte der

Exfiltrationsraten auch nach Niederschlagsereignissen analog zur Exfiltration während der Trockenwetterphasen mit der Zeit zurück gingen. Offensichtlich fand langfristig eine Stabilisierung der Kolmationsschicht statt, wodurch auch die Aufbruch-Effekte durch Spülungen abgeschwächt wurden.

Ellis *et al.* (2008) geben kritische Schubspannungen für eine Störung der Kolmationsschicht mit Werten von 1,1 – 1,4 Nm⁻² an. Nach Bollrich und Preißler (1992) entsprechen die von Ellis *et al.* (2008) aufgeführten kritischen Schubspannungen den kritischen Schubspannungen von Einzelkorngefügen im Bereich von Fein- und Mittelsanden. Hingegen wird bei kohäsiven Gefügen (z.B. lehmiger Sand oder Schlamm) eine kritische Schubspannung ab 2,0 Nm⁻² angegeben (Bollrich und Preißler, 1992). Werden Schubspannungswerte der Erosion von Kanalsedimenten herangezogen, ergibt sich nach Reuber (2004) ein möglicher Bereich zwischen 1,8 und 2500 Nm⁻². Nach Macke (1980) kann für die Sedimentation von Feststoffen in Kanälen ein Grenzwert in Abhängigkeit des Durchflusses berechnet werden (Gleichung 2-30). In diesem Ansatz ergeben sich die Grenzwerte der Schubspannungen unabhängig vom Gefälle und der Rohrdimension.

$$\tau_{erf.}(Q) = 4,1 \cdot Q^{1/3} < \tau_0 \quad (\text{für Mischwasserkanäle}) \quad \text{Gleichung 2-30}$$

$$\tau_{erf.}(Q) = 3,4 \cdot Q^{1/3} < \tau_0 \quad (\text{für Schmutzwasserkanäle})$$

T_0	... Schubspannung (Nm ⁻²)
T_{erf}	... erforderliche Schubspannung zur Vermeidung der Sedimentation (Nm ⁻²)
Q	... Abfluss (m ³ s ⁻¹)

Als Berechnungsgrundlage für die Ermittlung der vorhandenen Wandschubspannung kann nach Bollrich und Preißler (1992) folgender Ansatz (Gleichung 2-31) genutzt werden.

$$\tau_0 = g \cdot \rho \cdot \frac{A}{l_u} \cdot I_E = 10000 \cdot r_{hy} \cdot I_E \quad \text{Gleichung 2-31}$$

T_0	... Schubspannung (Nm ⁻²)
g	... Erdbeschleunigung (ms ⁻²)
ρ	... Dichte des Fluids (kgm ⁻³)
A	... Fließquerschnitt (m ²)
l_u	... benetzter Umfang (m)
I_E	... Energieliniengefälle (-)
r_{hy}	... hydraulischer Radius (m)

Eine weitere Möglichkeit zur Berechnung der Wandschubspannung kann nach Bollrich und Preißler (1992) auf Basis der Fließgeschwindigkeit erfolgen (Gleichung 2-32).

$$\tau_0(v) = \frac{\lambda}{8} \cdot \rho \cdot v^2 \quad \text{Gleichung 2-32}$$

T_0	... Schubspannung (Nm^{-2})
ρ	... Dichte des Fluids (kgm^{-3})
v	... Fließgeschwindigkeit (ms^{-1})
λ	... Reibungsbeiwert

Die Wandschubspannung steigt mit dem Quadrat der Geschwindigkeit. Der Reibungsbeiwert, der das Ergebnis weniger stark beeinflusst, wird durch die Rauigkeit des Rohrmaterials und die Strömungsverhältnisse (Turbulenz) bestimmt und kann durch Gleichung 2-33 (Bollrich und Preißler, 1992) beschrieben werden. Dabei können die angegebenen Formbeiwerte nach DWA A110 (ATV-DVWK, 2001b) gleich 1 gesetzt werden.

$$\frac{1}{\sqrt{\lambda}} = 2,0 \cdot \lg \left(\frac{f_g}{Re \cdot \sqrt{\lambda}} + \frac{k/4 \cdot r_{hy}}{f_r} \right) \quad \text{Gleichung 2-33}$$

λ	... Reibungsbeiwert (-)
f_g, f_r	... Formbeiwerte (-)
Re	... Reynoldszahl (-)
r_{hy}	... hydraulischer Radius (-)
k	... Rauigkeit (mm)

Eine Verknüpfung des Rohrreibungsbeiwertes mit dem empirischen Manningbeiwert k_{St} ist durch Gleichung 2-34 möglich (Bollrich und Preißler, 1992).

$$\lambda = \frac{124,58}{k_{St}^2 \cdot \sqrt[3]{d_{hy}}} \quad \text{Gleichung 2-34}$$

λ	... Reibungsbeiwert
d_{hy}	... hydraulischer Durchmesser (m)
k_{St}	... Manningbeiwert ($m^{1/3} s^{-1}$)

Wie intensiv die Kolmationsschicht durch erhöhte Schubspannungen aufgebrochen bzw. zerstört wird, ist aus den Angaben in der Literatur nicht ableitbar. In Untersuchungen von Dohmann *et al.* (1999) wurde nach einer Kanalspülung eine kurzzeitige Verdopplung der Exfiltrationsraten beobachtet.

Der Wert lag allerdings noch sehr weit unter den initialen Exfiltrationsraten ohne Kolmation (ca. 0,5% der initialen Exfiltration). Es kann davon ausgegangen werden, dass neben den hydraulischen Randbedingungen auch Bodeneigenschaften (Korngrößenverteilung) und die Ausprägung der Kanalleckagen (Größe, Form, Lage im Kanalquerschnitt) eine wichtige Rolle spielen.

Neben den kritischen Schubspannungen, die einen Aufbruch der Kolmationsschicht herbeiführen können, sind fluktuierende Grundwasserstände und die damit verbundene Unterbrechung der Abwasserexfiltration durch den Prozess der Grundwasserinfiltration für den Aufbruch der Kolmationsschicht relevant. Der Mechanismus entspricht einer Kombination aus äußerer und innerer Suffosion, wobei kleinere Partikel aus dem Korngerüst des anstehenden Bodens ausgetragen werden (innere Suffosion). Durch das abfließende Abwasser wird der Prozess beschleunigt (äußere Suffosion) (Busch *et al.*, 1993). Nach Busch *et al.* (1993) kann der Prozess der Suffosion durch geometrische oder hydraulische Kriterien charakterisiert werden. Die Bestimmung der Kriterien erfordert detaillierte Kenntnisse zur Struktur des Bodens bzw. zu Eigenschaften der Kolmationsschicht.

2.2.4.4 Schadensfläche und Kanalzustand

Wird das DARCY-Gesetz nach Gleichung 2-21 auf die Verhältnisse im Kanalnetz bezogen, so ist eine Bestimmung der exfiltrationswirksamen Schadensfläche erforderlich. Die Schadensfläche steht in einem direkt proportionalen Zusammenhang zum Exfiltrationsvolumenstrom, wobei zu bemerken ist, dass in Untersuchungen der DFG-Forschergruppe „Kanalleckagen“ kein klarer Zusammenhang zwischen Schadensgröße und Exfiltrationsmenge nachgewiesen werden konnte (Wolf *et al.*, 2006). Auch kommen Wolf *et al.* (2006), die anhand einer Monte-Carlo-Simulation die Sensitivität der Parameter des DARCY-Modells untersuchten, zu dem Schluss, dass Unsicherheiten bei der Bestimmung der Schadensfläche von Kanalleckagen einen nur relativ geringen Einfluss auf die Varianz des Exfiltrationsvolumenstroms haben.

Die Ermittlung der exfiltrationsrelevanten Fläche ist im Prinzip nicht möglich, da sowohl optische Inspektionen als auch Verfahren der Leckortung (Abschnitt 2.2.2) keine exakten Rückschlüsse erlauben. Daher wurden Anstrengungen unternommen, den Kanalzustand in Exfiltrationsbetrachtungen einzubeziehen.

Der Zustand von Kanälen wird durch die Beschreibung von Schadensmerkmalen und ihrer Ausprägung dieser vorgenommen. Systeme der Schadensklassifizierung und -bewertung, z.B. ATV M149 (ATV, 1999a) dienen dabei als Hilfsmittel. Faktoren, die den Kanalzustand bzw. den Alterungsprozess maßgeblich beeinflussen, wurden beispielsweise von Müller (2006) untersucht. Einflussfaktoren großer bis sehr großer Relevanz sind nach Müller (2006) das Baujahr, die Nennweite, der Typ des Entwässerungssystems, die Überdeckung, die Bodenart und das Rohrmaterial. Eine geringe Relevanz für den Kanalzustand besitzt die Verkehrslast und die Grabenart. Zu Profilart, Grundwassereinfluss und Stadtgebiet konnte Müller (2006) anhand der durchgeführten Untersuchungen keine Aussagen treffen. Nach Rutsch (2007) sind häufig genannte Einflussfaktoren Kanalwerkstoffe, Rohrverbindungen, Randbedingungen durch Grundwasser und Boden, die Qualität der Bauausführung, die Rohrdimension sowie die Lage der Kanäle (Verkehrslast), wobei keiner der Faktoren einen dominierenden Einfluss aufweist.

Obgleich der Kanalzustand als ein wichtiges Indiz für eine Abwasserexfiltration anzusehen ist, konnte in bisherigen Untersuchungen kein signifikanter Zusammenhang zwischen Exfiltrationsraten und Kanalzustandsinformationen hergestellt werden (Rutsch, 2007).

3 Zielstellungen und Vorgehensweise

Anhand der Untersuchungsergebnisse vorangegangener Arbeiten (Abschnitt 2) können verschiedene Fragestellungen und Thesen abgeleitet werden, die im Folgenden zusammenfassend dargestellt werden.

3.1 Zielstellungen

Exfiltrationsprozesse stellen sich wesentlich komplexer als die Prozesse der Infiltration dar. Die Exfiltration ist nicht nur stark durch Bodenparameter, sondern auch durch Eigenschaften des Abwassers beeinflusst.

Das Fließgesetz von DARCY, das als Basis der in der Literatur beschriebenen Ansätze zur hydraulischen Modellierung der Exfiltration dient, erfordert einerseits plausible Annahmen zu Parametern der Kolmationsschicht (Durchlässigkeit, Schichtdicke). Andererseits ist die Ermittlung der exfiltrationsspezifischen Schadensfläche und der hydraulischen Gradienten zwingend. Da die zur Modellierung erforderlichen Parameter aus den üblicherweise zur Verfügung stehenden Daten nicht unmittelbar abgeleitet werden können, sollen im Rahmen dieser Arbeit, geeignete Ansätze zur Parametrisierung eines Exfiltrationsmodells hergeleitet werden.

Des Weiteren sollen im Rahmen der Arbeit Kennwerte der Kolmationsschicht (Durchlässigkeit, Mächtigkeit) und die Wirkung des hydraulischen Potentials im Bereich der Leckagen untersucht und beurteilt werden.

Als weiterer Ansatzpunkt wird die Verknüpfung von Infiltrations- und Exfiltrationsprozessen gesehen, um eine Schätzung der exfiltrationsrelevanten Schadensfläche auf Basis von Infiltrationsanalysen zu ermöglichen.

Neben der Ableitung von Parametern wird ein Forschungsbedarf zur modelltechnischen Beschreibung der Kolmationsdynamik gesehen. Durch eine Charakterisierung der Dynamik der Kolmationsprozesse soll eine Verbesserung der Exfiltrationsmodellierung erreicht werden. Grundvoraussetzungen der Verknüpfung von Ex- und Infiltrationsmodellierung sind neben Untersuchungen zur Exfiltration gesicherte Kenntnisse zu Prozessmechanismen der Infiltration.

Entwicklungen zur Modellierung der Infiltration von Grundwasser in Kanalnetze sind sehr vielfältig. Allerdings ergeben sich offene Fragen bezüglich einer physikalisch basierten Betrachtung des Infiltrationsprozesses und dessen Umsetzung in einem praktikablen Modell. Das bisher häufig eingesetzte

DARCY-Modell bildet durch seinen physikalischen Hintergrund eine gute Basis. Vorteilhaft an der Nutzung des DARCY-Ansatzes erscheint vor allem, dass ein Bezug zu Kanaleigenschaften und Bodenkennwerten hergestellt werden kann.

Es muss jedoch hinterfragt werden, ob der eindimensionale Ansatz dem realen dreidimensionalen Infiltrationsprozess in seiner Komplexität gerecht wird. Insbesondere die Ermittlung der hydraulischen Gradienten sowie der Einfluss von Schadensgrößen, -formen und der Kanalbettung bedarf weiterführender Untersuchungen. Gegebenenfalls muss eine Anpassung und Modifizierung des eindimensionalen Modells erfolgen.

Eine weitere Fragestellung im Rahmen der Infiltrationsmodellierung wird mit der Modellkalibrierung aufgeworfen. Eine geringe Messstellendichte und weitere neben der Grundwasserinfiltration existierende unbekannte schwer bilanzierbare Zuflüsse (Drainageeinleitungen, Oberflächenwasserzuflüsse) erschweren die Kalibrierung und damit die realitätsnahe Nachbildung der Infiltration auf Einzugsgebietsebene. Ein Forschungs- und Entwicklungsbedarf wird deshalb in der Entwicklung einer geeigneten Methodik zur Ableitung infiltrationsspezifischer Parameter gesehen.

3.2 Arbeitsthesen

Als Arbeitsthesen für die vorliegende Arbeit wird Folgendes formuliert:

- Prozessmechanismen der Ex- und Infiltration können trotz ihrer Komplexität auf eindimensionale Modelle reduziert werden, die wiederum mit Kanalnetzmodellen verknüpft werden können und eine dynamische Modellierung der Prozesse erlauben.
- Anhand von Infiltrationsuntersuchungen ist eine Ableitung der exfiltrationsspezifischen Schadensfläche möglich.
- Die Kopplung von Messdaten des natürlichen und technischen Systems ermöglicht die Kalibrierung und weiterführende Rückschlüsse auf den Systemzustand (Kanalzustand) sowie das In- und Exfiltrationspotenzial.
- Eine physikalische Modellierung erlaubt Rückschlüsse aufgrund von lokalen Gegebenheiten in Einzugsgebieten (z.B. Kanalzustand, Grundwassereinfluss) zur Relevanz von In- und Exfiltration.
- Durch eine gekoppelte Prozessmodellierung von Abflussprozessen im Kanalnetz und von Ex- und Infiltrationsprozessen ist eine verbesserte

Quantifizierung der Austauschvolumina zwischen Kanalnetz und Grundwasser gegeben.

3.3 Vorgehensweise

Die Vorgehensweise kann in folgende Schwerpunkte gegliedert werden.

1. Prozessuntersuchungen

Im Rahmen der Prozessuntersuchungen wurden Modellrechnungen (virtuelle Untersuchungen) und Experimente durchgeführt.

2. Modifikation des DARCY-Modells und Verknüpfung von In- und Exfiltrationsparametern

Der DARCY-Ansatz wurde anhand der Untersuchungsergebnisse in 1. angepasst. Des Weiteren wurde die exfiltrationsspezifische Schadensfläche anhand von Berechnungen zur Infiltration abgeschätzt.

3. Parameterkalibrierung

Die Parameterkalibrierung umfasst die Ableitung von in- und exfiltrationsspezifischen Parametern, die für eine gekoppelte Modellierung der In- und Exfiltrationsprozesse auf Einzugsgebietsebene erforderlich sind. Zu diesem Zweck wurden Daten des Entwässerungsgebietes Dresden ausgewertet und Modellansätze erstellt oder modifiziert. Erforderliche Parameter sind anhand statistischer Verfahren berechnet und kalibriert worden.

4. Anwendung eines gekoppelten Modells zur simultanen Prozessmodellierung.

Im Rahmen der gekoppelten Modellierung wurden In- und Exfiltrationsmodelle mit einem hydrodynamischen Kanalnetzmodell gekoppelt und Modellrechnungen zur Quantifizierung der Austauschgrößen vorgenommen.

In Abbildung 3-1 sind die Bearbeitungsschwerpunkte dargestellt. Ausgehend von Untersuchungen mittels numerischen Modellen (MODFLOW für gesättigte mesoskalige Strömungsmodellierung, HYDRUS für ungesättigte und gesättigte kleinskalige Modellierung), statistischen Verfahren (Optimierungsverfahren, MC-Simulation) und Versuchen wurden Parameter der In- und Exfiltrationsmodellierung abgeleitet. Den Abschluss bildeten die

hydrodynamischen Simulationen auf Basis der abgeleiteten Modelle und Parameter.

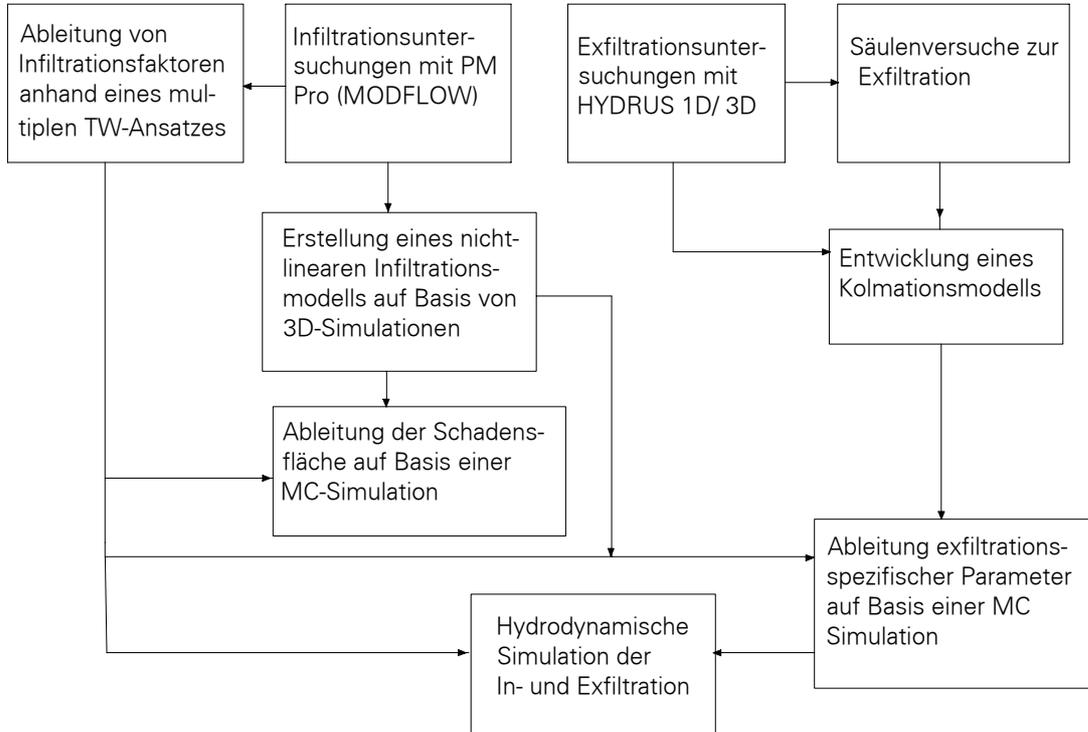


Abbildung 3-1: Schematische Darstellung der Vorgehensweise

4 Methoden

4.1 Statistische Methoden

4.1.1 Clusteranalyse

Die Clusteranalyse ist ein datenreduzierendes statistisches Verfahren, das multivariate und durch einen festen Satz von Merkmalen beschriebene Untersuchungsobjekte nach Maßgabe ihrer Ähnlichkeit in homogene Gruppen (Cluster) einteilt. Die Gruppeneinteilung (Clusterung) erfolgt durch die Ermittlung von Abständen zwischen den Objekten (Merkmalsträger) anhand der zugeordneten Merkmale (Variablen). Als Distanzmaß wurde im Rahmen der Arbeit die euklidische Distanz genutzt (Petzold, 2008), da es sich bei den untersuchten Merkmalen ausschließlich um metrische verhältnisskalierte Daten handelt. Die Nutzung unterschiedlich skaliert Merkmalseigenschaften

erfordert eine Standardisierung der Variablen (Merkmale). Eine Transformation der Variablen ist nicht erforderlich.

Bei der Clusteranalyse wird zwischen agglomerierenden Verfahren (bottom up) und unterteilenden Verfahren (top down) unterschieden. Im Rahmen der Arbeit wurde ein unterteilendes Verfahren, der *k-means*-Algorithmus, eingesetzt, bei dem die Anzahl von Clustern vor Beginn der Analyse festgelegt wird. Der Algorithmus beinhaltet folgende Rechenschritte:

1. Initialisierung: (zufällige) Auswahl von Clusterzentren
2. Zuordnung der Objekt zum nächstliegenden Clusterzentrum
3. Neuberechnung der Clusterzentren anhand der zugeordneten Objekte
4. Prüfung der Zuordnung der Objekte
5. Erneute Zuordnung der Objekte (Beginn bei 2.) oder nach Erreichen einer vorab definierten Zyklenzahl Abbruch der Zuordnungsroutine.

Zu beachten ist, dass der *k-means*-Algorithmus durch die zufällige Auswahl der Clusterzentren (Initialisierung) unterschiedliche Ergebnisse liefern kann.

4.1.2 Regressionsanalyse

Mit einer Regressionsanalyse wird ein linearer oder nichtlinearer Zusammenhang zwischen einer abhängigen Variable und einer oder mehreren unabhängigen Variablen durch eine mathematische Funktion beschrieben. Bei mehreren unabhängigen Variablen wird das Verfahren als multiple Regression bezeichnet.

$$y_i = \beta_1 x_1 + \dots + \beta_n x_n + \beta_0 + \varepsilon_i \quad \text{Gleichung 4-1}$$

β_1, β_n	... Koeffizienten
β_0	... Konstante
x_1, x_n	... unabhängige Variablen
y_i	... abhängige Variable
ε_i	... Residuum

Die abhängige Variable stellt die Eingangsgröße (Zielgröße) dar, die durch den funktionalen Zusammenhang der unabhängigen Variablen, Koeffizienten und Konstanten beschrieben werden kann. Beispielhaft ist dies anhand eines linearen Regressionsmodells (Stoyan et al., 1997) in Gleichung 4-1 dargestellt.

Zur Ermittlung der Koeffizienten werden die quadratischen Abweichungen der Residuen minimiert (Methode der kleinsten Quadrate, Sachs und Heddrich,

2006). Für ein einfaches Regressionsmodell ergibt sich eine Lösung nach Gleichung 4-2.

$$b = \frac{n \sum_{i=1}^n x_i y_i - \left(\sum_{i=1}^n x_i \right) \left(\sum_{i=1}^n y_i \right)}{n \sum_{i=1}^n x_i^2 - \left(\sum_{i=1}^n x_i \right)^2} \quad a = \bar{y} - b\bar{x} \quad \text{Gleichung 4-2}$$

b ... Koeffizient
 a ... Konstante
 x_i ... unabhängige Variablen
 y_i ... abhängige Variablen

Die Güte der Regression kann durch folgende Kriterien beurteilt werden:

- durch das Bestimmtheitsmaß und den Beitrag der einzelnen Variablen und zugehörigen Koeffizienten zur Beschreibung der abhängigen Variablen (Beurteilung anhand einer t-verteilter Prüfgröße)
- durch die Eigenschaften der Residuen (Normalverteilung)
- durch der Varianz (Homogenität)

Folgende Prämissen sollten eingehalten werden (Petzold, 2008):

- Es besteht ein Zusammenhang entsprechend dem vorgegebenen Modell zwischen abhängigen und unabhängigen Variablen, wobei die abhängigen Variablen als Zufallsvariablen mit den unabhängigen Variablen verknüpft sind.
- Residuen sind normalverteilt, was unter anderem impliziert, dass der Erwartungswert der Residuen (Störgrößen) „0“ ist und alle relevanten Einflussgrößen (unabhängige Variablen) im Regressionsmodell enthalten sind.
- Homoskedastizität: Die Residuen haben eine konstante Varianz und hängen daher nicht von den Variablen der Regression ab.
- keine Autokorrelation: Die abhängigen Variablen sind voneinander unabhängig.
- keine exakte Multikollinearität: Die unabhängigen Variablen korrelieren nicht miteinander.

4.1.3 Monte-Carlo-Simulation

Die Monte-Carlo-Simulation ist ein probates Verfahren zur Wahrscheinlichkeits- und Unsicherheitsanalyse. Mithilfe der Methode kann abgeschätzt werden, wie hoch die Eintrittswahrscheinlichkeit eines bestimmten Ereignisses ist. Dabei wird davon ausgegangen, dass eine hohe Anzahl zufälliger Experimente (Simulationen) den Ereignisraum hinreichend genau erfassen kann und Rückschlüsse über die Verteilung der Ereignisse gezogen werden können.

Bei der Anwendung werden Berechnungen (Simulationen) eines Prozesses sehr oft wiederholt, wobei die Auswahl der Eingangsgrößen jeder Einzelsimulation nach dem Zufallsprinzip erfolgt. Alle variablen Eingangsgrößen sind durch Verteilungsfunktionen charakterisiert. Ergebnis der MC-Simulation ist die Gesamtheit aller Einzelsimulationen anhand derer Wahrscheinlichkeits- und Häufigkeitsaussagen für Einzelereignisse abgeleitet werden können. An dieser Stelle sei auf Arbeiten von Rieckermann *et al.* (2006), Rutsch (2007) und Wolf *et al.* (2006) verwiesen, die für Fragestellungen zur Abwasserexfiltration die MC-Simulation genutzt haben.

4.2 Modellanwendungen

4.2.1 Hydrodynamisches Kanalnetzmodell HYSTEM-EXTRAN (itwh, 2002)

Das Programmsystem HYSTEM-EXTRAN besteht aus zwei Modulen, die auch unabhängig voneinander genutzt werden können.

Das **HY**drologische **ST**adtEntwässerungs-**M**odell (HYSTEM) ist eine Software, die zur modellhaften Nachbildung des Niederschlag-Abfluss-Prozesses für Oberflächen in urbanen Gebieten erstellt wurde. Das hydrologische Modell erlaubt die Berechnung des Niederschlagsabflusses mit 3 unterschiedlichen Ansätzen, die je nach Simulationszeitraum, Einsatzbereich und Datenverfügbarkeit für unterschiedliche ingenieurtechnische Fragestellungen eingesetzt werden können. Für die Parametrierung der Modellansätze können Standardwerte genutzt werden. Die Berechnung des abflusswirksamen Niederschlags, der als Eingangsgröße für das Kanalnetzprogramm EXTRAN dient, basiert auf einer Differenzierung zwischen versiegelten (undurchlässigen) und unversiegelten (durchlässigen) Flächen. Durch Berechnung der Abflussbildung und Abflusskonzentration wird der abflusswirksame Anteil für

die Haltungen eines Kanalnetzes berechnet und den Schächten in Form von Zuflussganglinien zugewiesen.

Das Programm EXTRAN ist eine Software zur hydrodynamischen Transportmodellierung im Kanalnetz. Der Rechenkern von EXTRAN basiert auf dem von der Environmental Protection Agency (EPA) der USA entwickelten Abflussmodell SWMM. Grundlage der Abflussberechnung ist das partielle hyperbolische Differentialgleichungssystem von DE SAINT VENANT.

Als Lösungsverfahren für das Gleichungssystem wird ein numerisches explizites Verfahren eingesetzt. Das Lösungsverfahren erfordert sehr kleine Zeitschritte, die dem Courantkriterium (Gleichung 4-3) entsprechen müssen, um numerische Instabilitäten und in der Folge fehlerhafte Berechnungsergebnisse zu vermeiden.

$$\Delta t \leq \frac{\Delta x}{c + |v|} \quad \text{Gleichung 4-3}$$

Δt	... Zeitschritt (s)
Δx	... Fließlänge (m)
v	... Geschwindigkeit des Fluids (ms^{-1})
c	... Wellengeschwindigkeit (ms^{-1})

4.2.1.1 Kopplungsmodul INEX

Für die Berechnung der Austauschgrößen zwischen Grundwasser, Oberflächenwasser und Kanalnetz wurde eine Wrapper-Software für das Programm EXTRAN entwickelt (Karpf *et al.*, 2011). Die Routine – im Weiteren als INEX (Inflow-INfiltration-EXfiltration) bezeichnet – ermöglicht neben der Kommunikation mit EXTRAN die Ermittlung und Archivierung der Austauschgrößen und verschiedene Steuereingriffe (z.B. Regelung von Wehrhöhen an Entlastungsbauwerken).

4.2.1.2 Datenaustausch zwischen INEX und EXTRAN

Übergabegrößen und Randbedingungen, die sich aus der Anbindung einer Berechnungsroutine zur Abbildung der In- und Exfiltration ergeben, sind in Tabelle 4-1 dargestellt.

Die Berechnung der In- und Exfiltration basiert auf der Potenzialdifferenz zwischen dem Grundwasserspiegel und dem Wasserstand im Kanal (Gleichung 5-2, Gleichung 6-11). Die Berechnung der Zuflüsse durch Oberflächenwasser (Gleichung 5-10) hängt von der Geländehöhe (normale Schächte) oder von der Sohlhöhe (Auslassschächte) bzw. dem Wasserstand in den jeweiligen Schächten

ab. Als externe Randbedingung werden Ganglinien mit Wasserständen im Grundwasser und im Oberflächenwasser eingelesen.

Tabelle 4-1: Übergabegrößen zwischen den Programmen INEX und EXTRAN und wichtige Randbedingungen

Schnittstelle	Übergabegrößen KN Modell → INEX	INEX → KN-Modell	wichtige externe Randbedingung
Grundwasser-Kanal	Wasserstand und Fließgeschwindigkeit im Kanalnetz	Infiltrationsrate Exfiltrationsrate Brunnenentnahmen Schmutzwasserzuflüsse mit Tagesdynamik	Grundwasserstand
Oberflächenwasser-Kanal	Wasserstand im Kanalnetz	Zufluss durch Oberflächenwasser	Wasserstand Oberfläche

Der Wasseraustritt aus Schächten (Überstau) und Auslässen (Ablauf, Entlastung) wird im Modell EXTRAN berechnet. Zur korrekten Berechnung der Überstau- und Entlastungsvolumina erfolgt eine Berücksichtigung der Wasserstände an der Oberfläche wie folgt:

- bei Überstau: Es wird die Deckelhöhe des Schachts gleich dem Wasserstand an der Oberfläche gesetzt. Dadurch kann Wasser erst aus dem Schacht austreten, wenn die Druckhöhe im Schacht den Wasserdruck durch das Oberflächenwasser übersteigt.
- Abfluss an Auslässen: Der Oberflächenwasserstand wird als Außenwasserstand an den Auslässen vorgegeben, an denen durch ein Tidetor das Eindringen von Oberflächenwasser vermieden, wohl aber die Entlastung potenzialabhängig zugelassen wird. Zusätzlich ist im Modell vorgesehen, dass die Auslässe ab einer vorgegebenen Höhe geschlossen werden können. Durch die Vorgaben kann sowohl eine wasserstandsabhängige Entlastung an Auslässen als auch der völlige Verschluss der Auslässe (Schließen von Hochwasserschutzschiebern) realisiert werden. Parallel zu den Auslässen werden Zuflussknoten im EXTRAN-Modell vorgesehen, wodurch das Eindringen von Oberflächenwasser über undichte Entlastungsschieber gleichfalls abgebildet werden kann.

Geschwindigkeiten, die im Programm EXTRAN berechnet und an das Modul INEX übertragen werden, dienen zur Berechnung von Schubspannungen, welche wiederum als Kriterium für den Aufbruch der Kolmationsschicht herangezogen werden (Abschnitt 7.2.1.2). Des Weiteren ist durch die Kopplung von EXTRAN mit dem Modul INEX eine tageszeitabhängige Dynamisierung der Schmutzwasserabflüsse vorgesehen worden, die mit dem Modell EXTRAN (Version 6.6) nicht möglich ist.

4.2.2 Numerische Modelle zur Untersuchung hydraulischer Prozesse in der gesättigten und ungesättigten Bodenzone

4.2.2.1 Modellierung der ungesättigten Zone mit HYDRUS (Šimunek *et al.*, 2005; Šimunek *et al.*, 2007)

HYDRUS ist eine Modellsoftware zur Betrachtung von Strömungs- und Transportprozessen in variabel gesättigten porösen Medien. Neben der Modellierung der Fluidströmung sind die Nachbildung von stofflichen Umsatz- und Transportmechanismen sowie der Wärmetransport im Boden möglich. Da der Fokus in der vorliegenden Arbeit auf der hydraulischen Bewertung der Prozesse liegt, wird an dieser Stelle nur auf die Grundlagen der hydraulischen Transportmodellierung eingegangen.

Der Wassertransport wird in Anlehnung an die Richards-Gleichung (Gleichung 2-19) nachgebildet. Dabei wird vorausgesetzt, dass die Luftphase im Boden keinen Einfluss auf die Fluidströmung hat und dass die Wirkung von Temperaturgradienten im Boden vernachlässigt werden kann. Des Weiteren kann ein Ansatz genutzt werden, der eine Fraktionierung des Porenraums in mobile und immobile Anteile zulässt.

Zur Ermittlung der hydraulischen Leitfähigkeit und des Wassergehaltes im Boden kann zwischen 5 Ansätzen gewählt werden. Die Parametrisierung erfolgt anhand von Bodenkennwerten.

Die Randbedingungen können in Abhängigkeit der Zielstellung und Datenverfügbarkeit als atmosphärische Randbedingung, Druckhöhe oder Geschwindigkeit vorgegeben werden und in Form von Ganglinien oder als konstante Randwerte eingehen. Des Weiteren ist als untere Randbedingung ein Versickerungsabfluss oder der Abfluss zu einer Drainage konfigurierbar. Als initiale Bedingungen sind Wassergehalte oder Druckhöhen vorzugeben.

4.2.2.2 Grundwassermodellierung mit PROCESSING MODFLOW PRO (PMPro) (Chiang, 2005)

Die Software PMPro ist ein Pre-Prozessor für die hydrodynamische Grundwassermodellierung mit dem Programm MODFLOW. Mit PMPro wird die Erstellung und Parametrisierung von MODFLOW-Anwendungen erleichtert. MODFLOW repräsentiert eine modular aufgebaute Simulationssoftware, die zur Berechnung 3-dimensionaler Strömungs- und Transportvorgänge in der gesättigten Zone genutzt werden kann. Der Simulation liegen die partiellen Differenzialgleichungen der Grundwasserströmung zugrunde. Zur Lösung werden finite Differenzen des kartesischen Modellgitters herangezogen. Über eine grafische Schnittstelle kann mithilfe von PMPro das Modellgitter generiert und parametrisiert werden. Neben der Größe und Ausdehnung des Gitters und der einzelnen Zellen werden durch den Nutzer Durchlässigkeiten und Porosität als wichtigste Parameter vorgegeben. Konfigurierbare Randbedingungen im Modell sind Druckhöhen und Randbedingungen durch Fließgewässer, Drainagen und Brunnen.

4.2.3 Betrachtungsgebiet

Als Anwendungsgebiet für Datenanalysen und Simulationsrechnungen dient das Entwässerungsgebiet der Stadt Dresden. Es umfasst ca. 1280 km Misch- und Schmutzwasserkanäle. Je nach Jahreszeit liegt das Sohlniveau von ca. 3-25% des Kanalnetzes unterhalb des Grundwasserspiegels (Krebs *et al.*, 2004). Während extremer Hochwasserereignisse wurde ein Anteil von ca. 55% berechnet (Karpf *et al.*, 2003). Neben der Grundwasserinfiltration, die von Karpf und Krebs (2007) mit ca. 80% des gesamten Fremdwasserzuflusses bilanziert wurde, sind Drainagezuflüsse, Gewässerzuflüsse lokaler Gewässer, Brunnenüberläufe und das Eindringen von Oberflächenwasser während Hochwasserereignissen von Bedeutung. Exfiltrationsraten werden im Mittel mit 2,8% angegeben und basieren auf Schätzungen und vereinfachten Modellannahmen (Karpf und Krebs, 2005).

4.3 Daten und Datenaufbereitung

Eine Übersicht der zur Verfügung stehenden Daten ist in Anlage 1 zu finden. Die Daten wurden in einer Datenbank verwaltet und hinsichtlich ihrer Plausibilität geprüft. Die Aufbereitung wichtiger Datenbestände wird im Folgenden dargestellt.

4.3.1.1 Trockenwetterermittlung

Anhand der Niederschlagsdaten ist eine Selektion von Tagen, an denen Trockenwetterabfluss im Entwässerungssystem vorherrscht, vorgenommen worden. Als Kriterien für Trockenwetterabfluss dienten folgende Bedingungen:

- Die maximal gemessene tägliche Niederschlagshöhe im Einzugsgebiet übersteigt den Wert von 0,3 mm nicht. Der Wert entspricht einem minimalen Benetzungsverlust (ATV, 1999a).
- Es wird ein Nachlaufstag nach Niederschlagstagen in Anlehnung an die Fließzeit im Entwässerungssystem und eigene Untersuchungen (Abschnitt 5.2.2.3) gewählt.
- Tage, an denen die Lufttemperatur zwischen -2°C und $+2^{\circ}\text{C}$ liegt, werden nicht als Trockenwettertage eingestuft, da der Abfluss von Schmelzwasser nicht ausgeschlossen werden kann.

4.3.1.2 Grundwasserdaten

Die Standrohrspiegelmessungen im quartären Grundwasserleiter des Einzugsgebietes wurden zum Zweck der Verschneidung mit dem Kanalnetz linear interpoliert. Als Randbedingung wurde der Wasserstand der Elbe einbezogen, wobei das Sohlgefälle der Elbe mit 0,25% angesetzt worden ist. Zur Interpolation wurden nur Grundwassermessstellen herangezogen, die unterhalb von 130 m ü. NN liegen, wodurch eine Verzerrung der Interpolation durch die in Hanglagen befindlichen Messstellen vermieden wurde. Die Interpolation der Grundwasserspiegellagen wurde mit einer zeitlichen Auflösung von 8 Tagen (Intervall der Stichtagsmessungen) vorgenommen. Bei Messstellen, die in einem größeren Intervall überwacht werden, erfolgte vorab eine Interpolation von Zwischenwerten, soweit dies möglich und sinnvoll war. Das durch die Interpolation erzeugte Punktraster ist mit den Elementen und Knoten des Kanalnetzmodells in einem GI-System (Software ArcView) verknüpft worden.

5 Untersuchungen zur Grundwasserinfiltration

5.1 Untersuchung der Infiltration mithilfe eines numerischen Grundwasserströmungsmodells (Karpf und Krebs, 2012)

Um die Abhängigkeiten bei der Anströmung eines Kanalschadens zu beurteilen, wurde die Software PROCESSING MODFLOW PRO (Abschnitt 4.2.2.2) eingesetzt, wodurch eine 3 dimensionale Betrachtung des Infiltrationsprozesses möglich wird. Ziel der Simulationen ist die Beurteilung der hydraulischen Gradienten im Nahbereich einer Kanalleckage ($\Delta H/\Delta Z$ in Gleichung 2-1) und die daraus resultierende Auswirkung auf den Volumenstrom der Grundwasserinfiltration.

5.1.1 Modellaufbau

Als Modellgitter wurde ein Gitter von 100x100x100 Zellen mit einer Rastergröße zwischen 1 cm im Nahbereich der Kanalleckage und bis zu 1 m in größerer Entfernung genutzt. Der Modellkanal wurde durch inaktive Zellen als quadratisches Rechteckprofil abgebildet. Die Druckhöhe des Grundwassers und der Wasserstand im Kanal sind als konstante Randbedingungen vorgegeben worden. In Abbildung 5-1 ist eine schematische Ansicht des Modellaufbaus zu sehen.

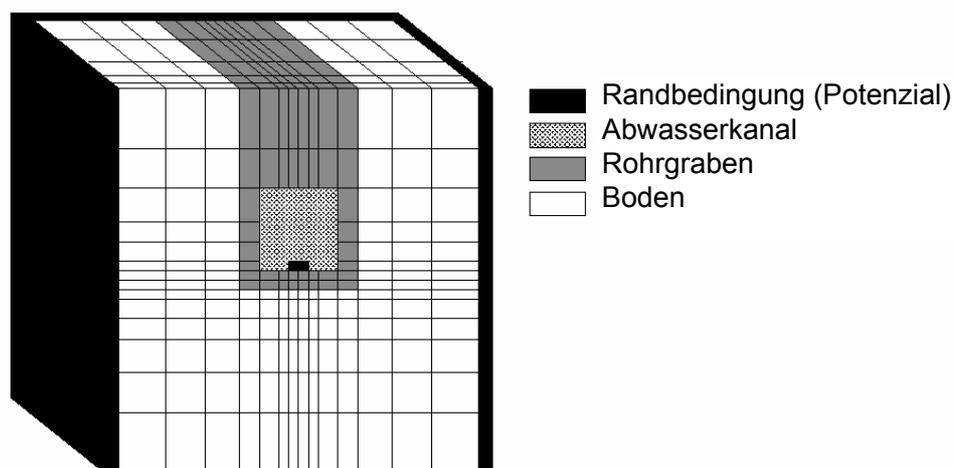


Abbildung 5-1: Schematische Darstellung des 3D-Modells zur Nachbildung der Grundwasserinfiltration

Die im Folgenden dargestellten Ergebnisse basieren auf Berechnungen mit den in Tabelle 5-1 aufgeführten Modellkonfigurationen.

Tabelle 5-1: Modellkonfigurationen zur 3D-Modellierung der Grundwasserinfiltration

Modellkonfiguration	variable Größe	Zielstellung der Simulation
quadratischer Schaden, unbegrenzte Ausdehnung des Kanals*	Fläche des Schadens	Zusammenhang zwischen Schadensgröße und Gradienten im Bereich der Kanalleckage
mittig angeordneter Schaden, unbegrenzte Ausdehnung des Kanals*	Schadensform	Einfluss der Schadensform bei gleicher Leckagefläche
quadratischer mittig angeordneter Schaden, Kanal mit Rechteckprofil	Dimension des Kanals	Auswirkung des Verhältnisses Kanaldimension/Schadensgröße
quadratischer Schaden, Kanal mit Rechteckprofil, Breite = 400 mm	Lage des Kanalschadens	Einfluss der Lage des Kanalschadens
mittig angeordneter quadratischer Schaden, Kanal mit Rechteckprofil, Breite = 400 mm	Größe der Kanalbettung, Grabenbreite	Einfluss der Größe der Kanalbettung und der Grabenbreite
mittig angeordneter quadratischer Schaden, Kanal mit Rechteckprofil, Breite = 400 mm	k_F , Potenzial	Einfluss des k_F -Wertes und des Potenzials

* Ausdehnung über gesamten Modellquerschnitt

Die Konfigurationen beinhalten folgende vereinfachende Annahmen:

- Der anstehende Boden und die Kanalbettung sind homogen aufgebaut.
- Hydraulische Leitfähigkeiten (k_F -Werte) einer Modellzelle sind in horizontaler und vertikaler Richtung gleich groß.
- Der Absenkungstrichter des Grundwasserspiegels ist endlich und wird durch eine konstante äußere Randbedingung (Druckpotenzial) begrenzt.
- Es sind keine Ablagerungen im Abwasserkanal und im Bereich der Kanalschäden keine Auskolkungen vorhanden.

Zur Parametrierung der hydraulischen Leitfähigkeiten wird ergänzend bemerkt, dass in natürlichen Sedimenten die Durchlässigkeit in horizontaler Richtung gegenüber der Durchlässigkeit in vertikaler Richtung ca. um eine Größenordnung höher liegt (Busch *et al.*, 1993). In Anbetracht der künstlich hergestellten Bettung eines Kanals wird jedoch davon ausgegangen, dass die Annahme einer weitestgehend homogenen k_F -Wert-Verteilung zulässig ist.

5.1.2 Untersuchungsergebnisse

5.1.2.1 Hydraulische Leitfähigkeit und Potenziale

Zwischen den Durchflussraten und den Potenzialdifferenzen besteht ein linearer Zusammenhang (Abbildung 5-2). Zu beachten ist allerdings, dass der Berechnungsansatz der Simulationssoftware den postlinearen Bereich der Grundwasserströmung nicht berücksichtigt (Abschnitt 2.1.3.1), wodurch ein Rückgang der Infiltrationsraten durch turbulente Strömungsverluste bei sehr hohen Gradienten zu erwarten wäre. In der Realität kann jedoch davon ausgegangen werden, dass unter turbulenten Bedingungen im Nahbereich einer Leckage Bodenmaterial in den Kanal eingetragen wird und sich dadurch die Anströmfläche im Bereich der Leckage vergrößert. Es wird angenommen, dass durch die größere Anströmfläche Turbulenzen wiederum abgeschwächt werden und die Modellannahmen weitestgehend zu treffen.

Der lineare Zusammenhang zwischen Infiltrationsraten und k_F -Wert wird durch die Simulationen gleichfalls deutlich gezeigt (Abbildung 5-2).

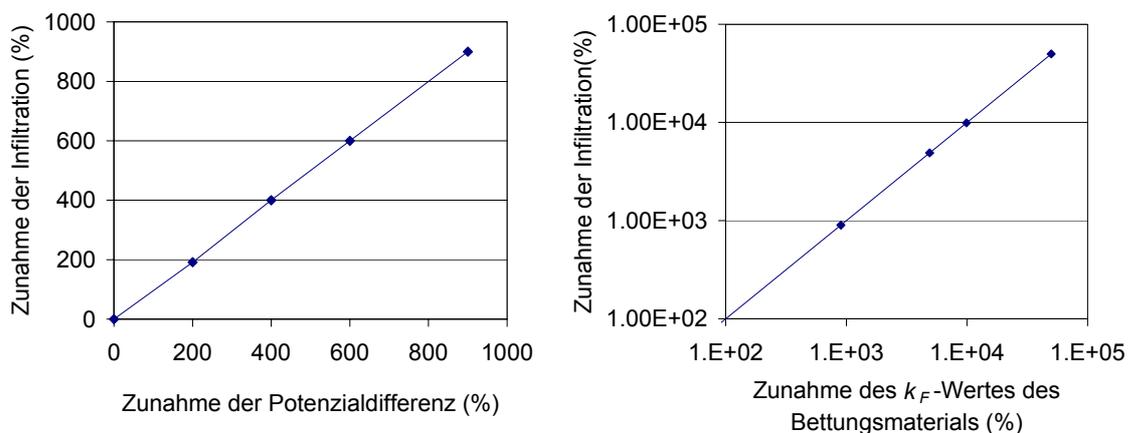
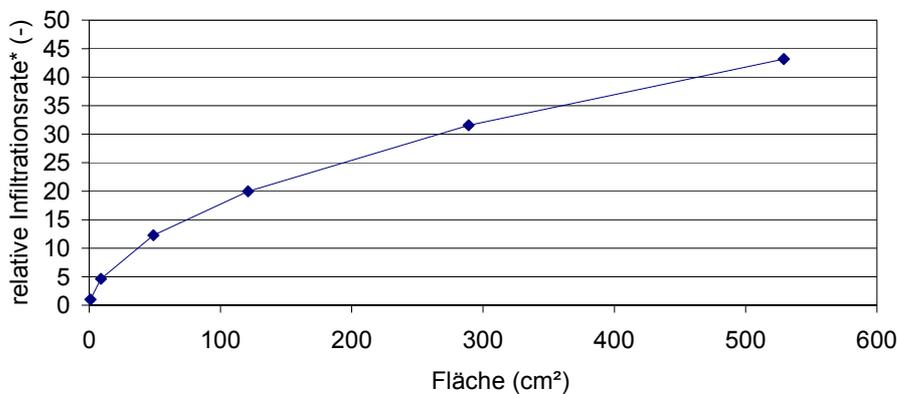


Abbildung 5-2: Simulierte Infiltrationsraten in Abhängigkeit des k_F -Wertes des Bettungsmaterials und der Potenzialdifferenz

5.1.2.2 Flächengröße

Mit zunehmender Flächengröße eines Kanalschadens steigt die Infiltrationsrate zwar an, jedoch besteht entgegen einer vereinfachenden eindimensionalen Betrachtungsweise nach Gleichung 2-2 kein linearer Zusammenhang zwischen Flächengröße und Infiltrationsrate (Abbildung 5-3). Festzustellen ist vielmehr, dass das Verhältnis von Infiltrationsrate und Schadensfläche mit zunehmender Schadensausdehnung. Das Ergebnis kann mit dem 3-dimensionalen Strömungsfeld im Bereich der Kanalleckage begründet werden. Der Druckabfall im Bereich der Kanalleckagen ist bei kleinen Schadensflächen geringer als bei größeren.



* bezogen auf die Infiltrationsrate eines 1cm² großen Schadens

Abbildung 5-3: Infiltrationsraten in Abhängigkeit der Flächengröße bei einer quadratischen Schadensform

Die Flächengröße eines Einzelschadens hat somit direkte Auswirkung auf die Grundwasserströmung im Nahbereich des Schadens. Im Fall der untersuchten quadratischen Schadensfläche konnte festgestellt werden, dass mit zunehmender Schadensgröße der hydraulische Gradient am Kanalschaden abnimmt. Aus den Simulationen ergibt sich ein linearer Zusammenhang zwischen der Wirkungsausbreitung dZ (Gleichung 2-2) und der Kantenlänge des quadratischen Schadens a (Abbildung 5-4).

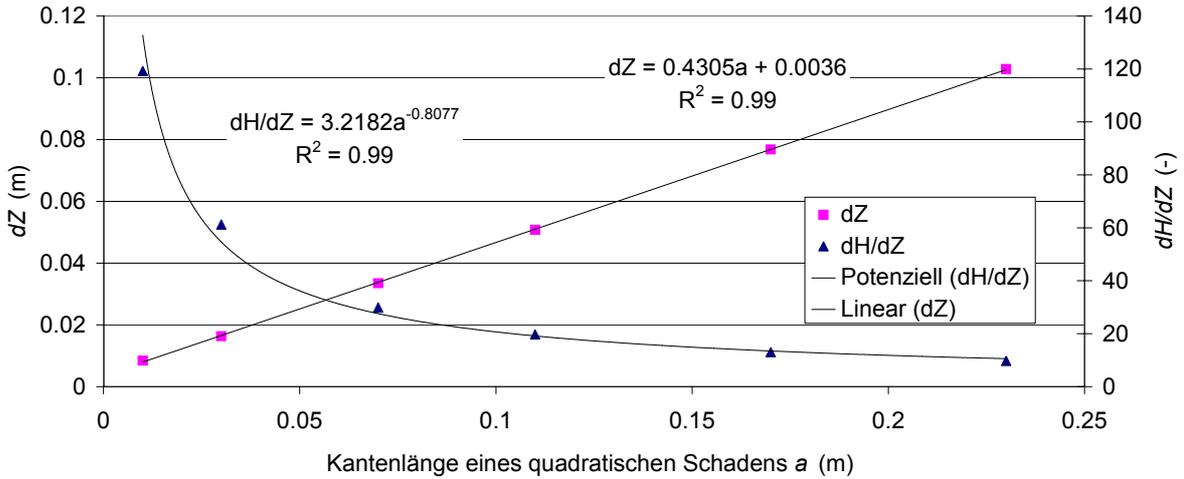


Abbildung 5-4: Hydraulischer Gradient (dh/dZ) und Wirkungsausbreitung (dZ) bei quadratischen Kanalleckagen unterschiedlicher Größe

5.1.2.3 Schadensform

Die Schadensform hat einen nicht zu vernachlässigenden Einfluss auf die Infiltrationsraten. Beispielhaft ist dies anhand des Vergleiches der Infiltrationsraten von drei Schäden gleicher Schadensfläche in Abbildung 5-5 dargestellt. Festzustellen ist, dass mit zunehmender Längs- und Querausdehnung die Infiltrationsraten steigen. Aus einer erhöhten horizontalen Anströmung an den Randbereichen eines Schadens resultieren bei ausgedehnten Schäden (z.B. Linienform) ein geringerer Druckabfall und somit erhöhte Infiltrationsraten.

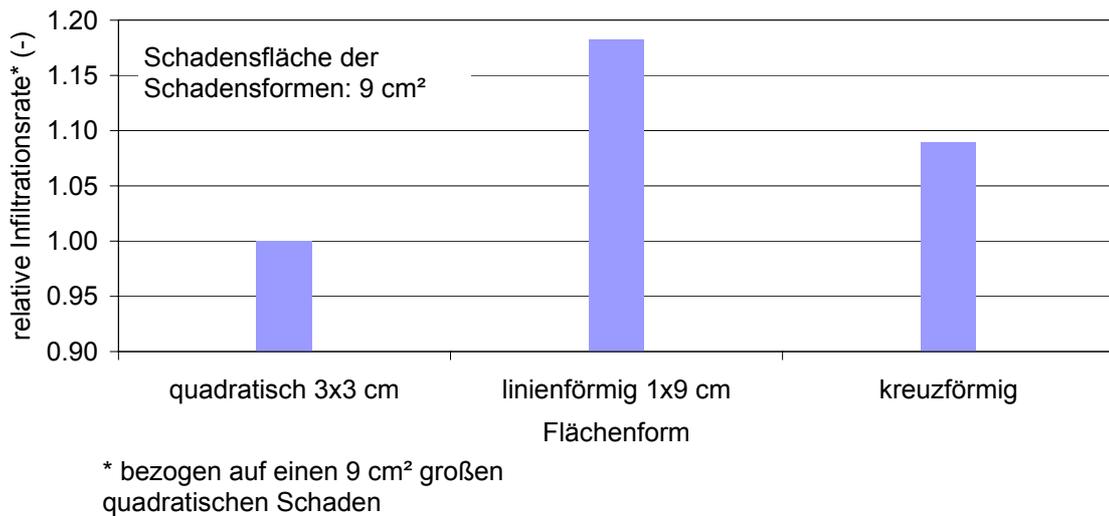


Abbildung 5-5: Simulierte Infiltrationsraten bei unterschiedlichen Schadensformen

5.1.2.4 Kanaldimension

Der Einfluss der Kanaldimension auf die Infiltrationsraten an einem Schaden kann als niedrig eingestuft werden. Wie die in Abbildung 5-6 dargestellten Simulationsergebnisse verdeutlichen, steigen zwar die Infiltrationsraten mit einem ansteigenden Verhältnis von Schadensbreite zu Kanalbreite, allerdings muss der Schaden im Verhältnis zur Kanalbreite relativ groß sein, um eine signifikante Erhöhung der Infiltrationsraten durch günstigere Anströmbedingungen zu bewirken.

Anhand der Simulationen ist zu sehen, dass der Anstieg der Infiltrationsraten lediglich um 2 bis 3 % bei ca. 20 % Schadensausdehnung über den Kanalquerschnitt zu erwarten ist. 60 - 70 % schadhafte Kanalbreite führten zu einem Infiltrationsanstieg von ca. 8 - 10 % gegenüber der Infiltration bei „unbegrenzter“ Kanalausdehnung, d.h. einer Kanalbreite über den gesamten Modellquerschnitt.

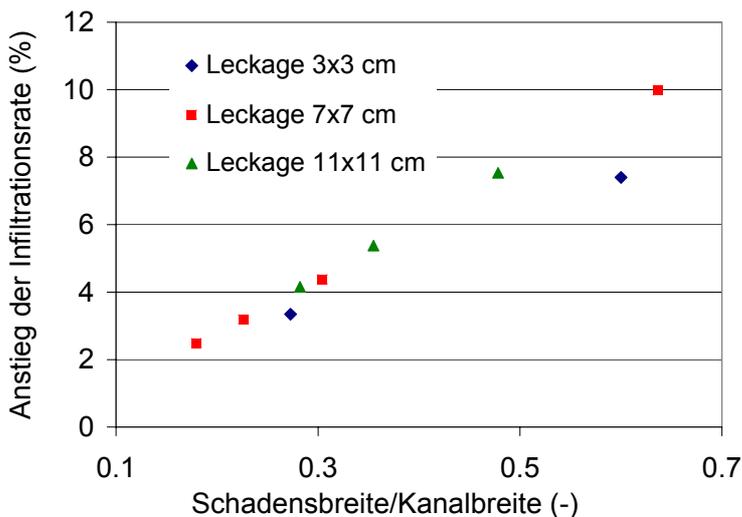
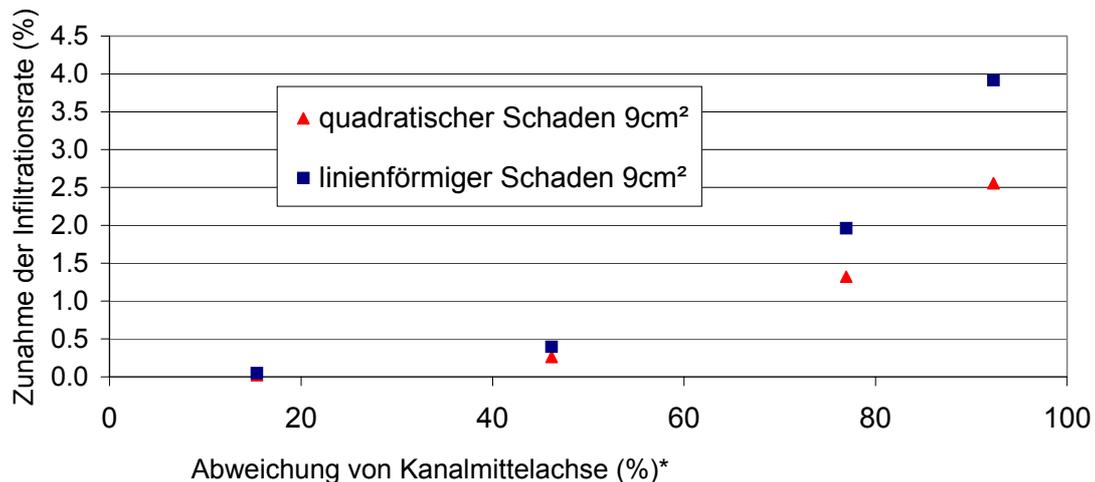


Abbildung 5-6: Anstieg der Infiltrationsrate (bezogen auf eine unbegrenzte Kanalausdehnung) in Abhängigkeit des Verhältnisses von Schadensbreite zu Kanalbreite

Die angegebene Erhöhung der Infiltrationsrate ist für einen Kanal mit Rechteckquerschnitt simuliert worden. Bei den im Kanalbau häufiger vorkommenden konvex gewölbten Profilformen sind deutlich geringere Effekte durch die Kanaldimension zu erwarten, da Randströmungen durch das Kanalprofil weniger stark limitiert werden.

5.1.2.5 Lage der Kanalschäden

Die Lage der Kanalschäden hat einerseits Auswirkungen auf die Potenzialdifferenz zwischen dem Wasserstand im Kanal und dem Grundwasserstand. Andererseits ist durch die Lage der Schäden mit unterschiedlichen Anströmbedingungen zu rechnen, die sich auf die unterschiedlichen Infiltrationsraten auswirken. Die Potenzialdifferenz steht, wie bereits ausgeführt (Abschnitt 5.1.2.1), in einem linearen Zusammenhang mit den Infiltrationsraten. Ob ein Schaden an der Sohle, am Scheitel oder an der Kanalwand liegt, kann über die Potenzialhöhe berücksichtigt werden. Bei einem Rechteckquerschnitt wurde des Weiteren getestet, welche Auswirkungen die Position eines Schadens in Bezug zur Symmetrieachse des Profilquerschnitts haben kann. In Abbildung 5-7 sind die Simulationsergebnisse für einen quadratischen Schaden (3x3 cm) und einen linienförmigen Schaden (1x9 cm) im Sohlbereich eines Kanals dargestellt. Es zeigt sich, dass die randnahe Lage (großer Abstand zur Symmetrieachse) eine erhöhte Infiltrationsrate zur Folge hat, die durch günstigere Anströmbedingungen entsteht. Die Zunahme der Infiltrationsrate gegenüber einem zentrisch angeordneten Schaden ist mit maximal 2,5 – 4 % allerdings als gering einzustufen. Auch hier gilt zu beachten, dass der Effekt bei einer konvex gewölbten Profilform geringer ausfallen würde, als bei der im Modell konfigurierten rechteckigen Profilform des Kanals.



* 0% ...Schaden auf Symmetrieachse
100%... Schaden liegt am Rand

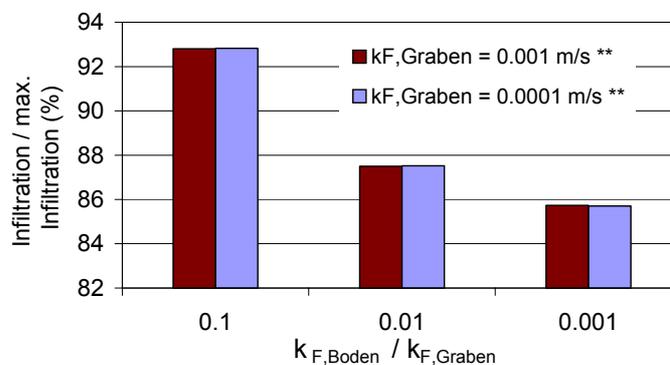
Abbildung 5-7: Zunahme der Infiltrationsrate infolge eines nicht in der Symmetrieachse positionierten Kanalschadens

5.1.2.6 Kanalbettung und Rohrgraben

Im DWA-Arbeitsblatt A 139 (ATV-DVWK, 2001a) wird die Mindestgrabenbreite eines Schmutz- oder Abwasserkanals mit einer Nennweite größer DN 225 mit dem Außendurchmesser des Kanalrohres zuzüglich 0,4 – 1,0 m Arbeitsraum (abhängig vom Kanalquerschnitt) vorgegeben. Die Grabenbreite muss zudem in Abhängigkeit von der erforderlichen Grabentiefe bestimmte Mindestmaße aufweisen. Die Bettung des Kanalrohres und dementsprechend der Aushub von Bodenmaterial unterhalb des Kanals wird mit 10 cm zuzüglich 1/10 des Rohrdurchmessers empfohlen.

Bei dem im Simulationsmodell implementierten Rohrgraben wurden verschiedene Grabendimensionen konfiguriert. Die geringste Ausdehnung des Rohrgrabens entspricht dabei den Mindestmaßen eines Grabens für die kleinste empfohlene Dimension eines Abwasserkanals (DN250). Neben der Größe des Rohrgrabens wurden die Größe der Kanalleckagen und der k_F -Wert des Bodens variiert.

Als Referenzgröße für den Rückgang der Infiltrationsraten wird eine maximal mögliche Infiltrationsrate angesetzt, die sich bei gleichen hydraulischen Leitfähigkeiten des gewachsenen Bodens und des Bettungsmaterials ergibt ($k_{F,Boden} / k_{F,Graben} = 1$).



* maximale Infiltration bei $k_{F,Boden} = k_{F,Graben}$

** Grabenbreite: 80 cm, Bettungstiefe: 12 cm
quadratischer Schaden 9 cm²

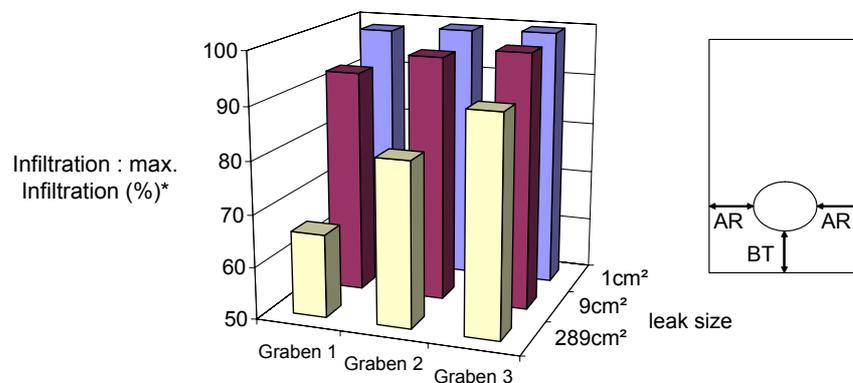
$k_{F,Boden} = 10^{-6} \dots 10^{-4} \text{ ms}^{-1}$ $k_{F,Graben} = 10^{-3}$ und 10^{-4} ms^{-1}

Abbildung 5-8: Infiltrationsraten in Abhängigkeit des Verhältnisses der k_F -Werte zwischen gewachsenem Boden ($k_{F,Boden}$) und Bettungsmaterial ($k_{F,Graben}$)

In Abbildung 5-8 ist zu sehen, dass die relative (prozentuale) Veränderung der Infiltrationsrate bei unterschiedlichen k_F -Werten des Bettungsmaterials, aber

gleichen Verhältnissen der Leitfähigkeiten zwischen anstehendem Boden und Bettungsmaterial, identisch ist. Dieser Effekt ist durch den linearen Zusammenhang zwischen Leitfähigkeiten und Infiltrationsraten zu erklären.

Generell kann festgestellt werden, dass mit zunehmender Grabenausdehnung der Infiltrationsprozess begünstigt wird. Es ist festzustellen, dass besonders bei größeren Schäden der Rohrgraben einen nicht zu vernachlässigenden Einfluss auf die Infiltrationsraten haben kann, da größere Schäden aufgrund höherer Infiltrationsraten eine weitere Wirkungsausbreitung im Bereich der Kanalleckage haben. Abbildung 5-9 zeigt vergleichende Simulationen verschiedener Grabendimensionen, die dies verdeutlichen.



Graben 1: 20 cm Arbeitsraum (AR); 12 cm Bettungstiefe (BT)
 Graben 2: 45 cm Arbeitsraum (AR); 25 cm Bettungstiefe (BT)
 Graben 3: 105 cm Arbeitsraum (AR); 50 cm Bettungstiefe (BT)
 $K_{S,soil} = 0.0001 \text{ ms}^{-1}$, $K_{S,backfill} = 0.001 \text{ ms}^{-1}$
 * maximale Infiltration bei $k_{F,Boden} = k_{F,Graben} = 0.001 \text{ ms}^{-1}$

Abbildung 5-9: Infiltrationsraten in Abhängigkeit der Schadensgröße und Grabenausdehnung

5.1.3 Zusammenfassung der MODFLOW-Simulationen

Anhand der Simulationen können maßgebliche Einflussgrößen für die Infiltrationswirksamkeit eines Kanalschadens abgeleitet werden. Entscheidenden Einfluss auf die Infiltrationsraten haben folgende Faktoren:

- die Schadensfläche
- der k_F -Wert des Bettungsmaterials
- die Schadensform
- die Potenzialdifferenz

- der Rohrgraben bei großflächigen Kanalschäden und geringem Verhältnis zwischen den hydraulischen Leitfähigkeiten des gewachsenen Bodens und des Bettungsmaterials

Geringere Beeinflussungen sind durch folgende Randbedingungen zu erwarten:

- die Dimension des Kanals und das Verhältnis zwischen Schadensgröße und Dimension
- die Lage der Schäden zur Symmetrieachse

Neben der Potenzialdifferenz und den hydraulischen Leitfähigkeiten ist vor allem durch die Schadensgröße und -form eine starke Beeinflussung der Infiltrationsraten gegeben. Die Anwendung des DARCY-Gesetzes in der eindimensionalen Form nach Abschnitt 2.1.3.1 kann daher nur zur physikalisch basierten Betrachtung der Infiltration genutzt werden, wenn die Wirkungsausbreitung des Druckabfalls im Bereich einer Kanalleckage durch einen geeigneten Ansatz beschrieben werden kann.

5.1.4 Nutzung der Erkenntnisse für die Infiltrationsmodellierung

Aus den 3D-Modellierungen zur Infiltration ergeben sich 3 Möglichkeiten einer physikalisch basierten Infiltrationsmodellierung, die im Weiteren kurz vorgestellt und diskutiert werden.

1. numerische 3D-Modellierung der Infiltrationsprozesse

Eine detaillierte Modellierung des Infiltrationsprozesses kann theoretisch durch die Nutzung eines hydrodynamischen Grundwassermodells erfolgen. Problematisch und daher praktisch nicht umsetzbar ist einerseits der erforderliche Detaillierungsgrad eines entsprechenden Modells, der durch eine sehr hohe Modelldiskretisierung gekennzeichnet ist. Andererseits stellt die Parametrisierung der schadensspezifischen Größen ein Problem dar, da der Kenntnisstand zur Ausprägung von Einzelschäden in Kanalnetzen beschränkt ist.

2. analytische Lösung zur Nachbildung der Infiltration

Als weitere Möglichkeit für die Abbildung der 3-Dimensionalität des Infiltrationsprozesses ist die Ableitung eines analytischen Ansatzes denkbar, der z.B. mit einem numerischen Kanalnetzmodell gekoppelt werden kann. Allerdings müsste der analytische Berechnungsansatz schadensspezifisch sein, so dass unterschiedliche Schadensgruppen und -formen Berücksichtigung finden können. Wie auch bei der numerischen Modellierung sprechen gegen ein

analytisches Lösungsverfahren die Vielzahl der Schadensformen und Schadensgrößen und die Tatsache, dass für eine praktische Umsetzung keine bzw. nur ungenaue Informationen zur Schadensfläche und –form vorliegen.

3. Modifikation des DARCY-Modells

Eine Modifikation des DARCY-Modells mit dem Ziel einer integralen Beschreibung der Infiltrationswirksamkeit eines Kanalabschnitts erscheint umsetzbar. Durch die Integration von Einflussgrößen kann auf detaillierte Schadensinformationen und ihre detailgetreue Abbildung verzichtet werden. Überlegungen zu dem als praktikabel für eine Infiltrationsmodellierung auf Einzugsgebietsebene eingeschätzten Ansatz werden im Folgenden vorgestellt.

5.1.5 Modifikation des DARCY-Ansatzes zur Infiltrationsmodellierung

Wird das DARCY-Modell nach Gleichung 2-2 zur Beschreibung der Infiltrationsprozesse herangezogen, dann sind unter der Voraussetzung, dass Potenzialdifferenzen bekannt sind, Annahmen zur Belegung der Parameter hydraulische Leitfähigkeit k_F , Wirkungsausbreitung ΔZ und Leckagefläche A_L zu treffen. Anhand der Ergebnisse der Modellrechnungen (Abschnitt 5.1) ist jedoch festzustellen, dass die Gradienten ($\Delta H/\Delta Z$) im Bereich einer Leckage von strukturellen Gegebenheiten wie Form, Lage und Größe der Schäden sowie Eigenschaften der Kanalbettung abhängen. Daten zu diesen Parametern sind in Kanalnetzen in dem erforderlichen Detaillierungsgrad nicht erfasst. Daher wird eine Zusammenfassung der Parameter zu einem integralen Parameter vorgeschlagen (Gleichung 5-1).

$$K_{IN} = \frac{k_F \cdot A_L}{\Delta Z} \quad \text{mit} \quad \text{Gleichung 5-1}$$

$$\Delta Z = f(\text{Flächenform, Flächenlage, Kanalbettung})$$

K_{IN}	... Infiltrationsfaktor (ms^{-1})
A_L	... Schadensfläche pro Kanalmeter (m^2m^{-1})
k_F	... gesättigte hydraulische Leitfähigkeit (ms^{-1})
ΔZ	... Wirkungsausbreitung (m)

Der Parameter K_{IN} repräsentiert eine kanalspezifische Größe, die Schadensform, Schadensgröße, hydraulische Leitfähigkeit des Bodens und Wirkungsausbreitung der Leckagen integriert. Der Infiltrationsfaktor stellt daher auch ein Maß für die Schadhafteit eines Kanals dar.

Die Potenzialdifferenz steht wie in Abschnitt 5.1.2.1 dargestellt in einem linearen Zusammenhang zur Infiltrationsrate. Gleichung 5-2 kann auf Basis von

Gleichung 2-2 und Gleichung 5-1 abgeleitet werden. Die Länge des Kanalrohres ist in Gleichung 5-2 integriert worden, da die Schadensfläche als längenspezifischer Parameter in den Infiltrationsfaktor K_{IN} eingeht (Gleichung 5-1).

$$Q_{IN}(\Delta H) = K_{IN} \cdot \Delta H \cdot L \quad \text{Gleichung 5-2}$$

Q_{IN}	... Infiltrationsvolumenstrom (m^3s^{-1})
K_{IN}	... Infiltrationsfaktor ($m^2s^{-1}m^{-1}$)
L	... Kanallänge (m)
ΔH	... Potenzialdifferenz (m)

5.1.6 Abschätzung der Schadensfläche von Kanalleckagen

5.1.6.1 Grundlagen

Die Ableitung der Schadensfläche von Kanalleckagen ist für die Quantifizierung der Infiltrationsraten nicht erforderlich, sondern dient der modelltechnischen Abbildung der Exfiltration.

Die Ermittlung der Schadensfläche an einem Kanalabschnitt basiert auf Gleichung 5-3. Der Faktor K_{IN} kann als integraler Parameter für das Infiltrationspotenzial anhand von Messwerten im Einzugsgebiet kalibriert werden (Abschnitt 5.2).

$$A_L = \frac{\Delta Z}{k_{F,Graben}} \cdot K_{IN} \quad \text{Gleichung 5-3}$$

$$= \frac{f_{\Delta Z}(A_{L,St}, F, B_{Graben}, T_{Graben}, k_{F,Graben}, k_{F,Boden})}{k_{F,Graben}} \cdot K_{IN}$$

$$= \alpha \cdot K_{IN}$$

A_L	... Schadensfläche pro Kanalmeter (m^2m^{-1})
$A_{L,St}$... Fläche eines Standardschadens (m^2)
F	... Schadensform
B_{Graben}	... Breite des Rohrgrabens (m)
T_{Graben}	... Bettungstiefe (m)
$k_{F,Graben}$... k_F -Wert des Rohrgrabens (ms^{-1})
$k_{F,Boden}$... k_F -Wert des gewachsenen Bodens (ms^{-1})
K_{IN}	... Infiltrationskoeffizient ($m^2m^{-1}s^{-1}$)
α	... Flächenfaktor (s)
ΔH	... Potenzialdifferenz (m)
$f_{\Delta Z}$... Funktion für die Wirkungsausbreitung

Weiterhin wurde zur Prozessabstraktion die Definition eines Standardschadens vorgenommen. Dies wurde für notwendig erachtet, da die Heterogenität von Schadensformen und –größen der angestrebten modelltechnischen Beschreibung

entgegensteht. Bei dem als *Standardschadenskonzept* bezeichneten Vorgehen wird die potenzielle Schadensfläche in einem Einzugsgebiet oder in einem Kanal auf eine bestimmte Anzahl von virtuellen Schäden mit einer bestimmten Form und Größe verteilt.

Durch Umstellung von Gleichung 5-1 kann die Schadensfläche an einem Kanalabschnitt durch Gleichung 5-3 beschrieben werden.

Die Wirkungsausbreitung (ΔZ), welche durch die Funktion $f_{\Delta Z}$ beschrieben wird, ist stark von der Ausdehnung und Form des Standardschadens beeinflusst. In Anlehnung an die Untersuchungen in Abschnitt 5.1.2 ist mit einem erhöhten Druckabfall (höhere Wirkungsausbreitung) bei größeren, kompakten Schäden und kleineren Rohrgräben zu rechnen. Kleinere Kanalschäden in Kombination mit größeren Ausdehnungen des Rohrgrabens bewirken indes einen relativ geringen Druckabfall im Bereich der Kanalleckagen. Die Wahl des Standardschadens in Kombination mit den strukturellen Gegebenheiten von Kanalgrabendimensionen und hydraulischen Leitfähigkeiten beeinflusst daher den Flächenfaktor α (Gleichung 5-3) und infolge dessen die Größe der Gesamtfläche der Kanalschäden.

Um den Flächenfaktor zu ermitteln, wurde folgende Methodik entwickelt.

1. Ableitung eines 1D-Infiltrationsmodells

Das 1D-Infiltrationsmodell wird anhand der Ergebnisse der 3D-Simulationen und anhand der in Abschnitt 5.1.3 als relevant eingestuften Einflussfaktoren abgeleitet.

2. Ableitung der Schadensfläche anhand des hergeleiteten Infiltrationsmodells

Mithilfe des unter 1. abgeleiteten Infiltrationsansatzes und anhand von Gleichung 2-2 und Gleichung 5-3 wird ein Berechnungsansatz für die Ermittlung der Wirkungsausbreitung und der Schadensfläche abgeleitet.

3. Abschätzung der Spannbreite der Wirkungsausbreitung und der Schadensfläche auf Basis von Monte-Carlo-Simulationen

Durch die MC-Simulationen werden Parameter, die für Kanalabschnitte nicht bekannt sind, anhand einer Verteilungsfunktion variiert. Aus den Simulationen ergibt sich eine Wahrscheinlichkeitsfunktion, die zur Ableitung der Schadensfläche dient. Des Weiteren ist die Abschätzung der Sensitivität einzelner Parameter bezüglich der Schadensfläche möglich.

Im Folgenden werden die Verfahrensschritte detailliert beschrieben.

5.1.6.2 Herleitung eines Infiltrationsmodells auf Basis von 3D-Simulationen

Als Grundlage für die weiteren Betrachtungen wurden Simulationen mit PMPRO (Abschnitt 4.2.2.2) mit einer quadratischen Standardschadensform (siehe Abschnitt 5.1.6.1) durchgeführt.

Die Ableitung des detaillierten Infiltrationsansatzes (Gleichung 5-4) erfolgte auf Basis eines nichtlinearen Regressionsmodells (Abschnitt 4.1.2) und einer Anpassung der Parameter basierend auf der Methode der kleinsten Quadrate (Sachs und Hedderich, 2006) mit der Software STATISTICA (Version 6).

$$Q_{IN,quadratisch} = (0,72 \cdot a^2 + 2,23 \cdot a - 0,01) \cdot k_{F,Graben} \cdot y \cdot \Delta H \quad \text{mit } a \geq 0,005m \quad \text{Gleichung 5-4}$$

für $k_{F,Graben} > k_{F,Boden}$:

$$y = \text{MIN} \left[1 - \left(\frac{11,01 \cdot a^{0,55} - 0,76}{-76,75 \cdot T_{Bettung} + 29,21 \cdot B_{Graben} + 57,09 \cdot \frac{k_{F,Boden}}{k_{F,Graben}} - 8,07} \right), 1 \right] \quad \text{mit}$$

$$\frac{T_{Bettung}}{B_{Graben}} \leq 0,2 \quad \frac{k_{F,Boden}}{k_{F,Graben}} \geq 0,001$$

für $k_{F,Graben} = < k_{F,Boden}$: $y = 1$

(gilt für quadratische Schäden)

$Q_{IN,quadratisch}$... Infiltration in einen quadratischen Standardschaden (m^3s^{-1})
a	... Schadensbreite des quadratischen Standardschadens (m)
ΔH	... Potenzial (m)
B_{Graben}	... Breite des Rohrgrabens (m)
T_{Graben}	... Bettungstiefe (m)
$k_{F,Graben}$... k_F -Wert des Rohrgrabens (ms^{-1})
$k_{F,Boden}$... k_F -Wert des gewachsenen Bodens (ms^{-1})
y	... Abminderungsfaktor durch Beschaffenheit des Rohrgrabens

Der Faktor y in Gleichung 5-4 repräsentiert die Abminderung des Infiltrationsvolumenstroms infolge der Wirkung des Rohrgrabens. Wird y mit 1 ermittelt, dann ist keine Beeinflussung durch den Rohrgraben gegeben. Dies entspricht einem konstanten k_F -Wert im Umfeld der Kanäle ($k_{F,Boden}/k_{F,Graben}=1$). Da der Genauigkeit des abgeleiteten Ansatzes insbesondere bei sehr geringen Beeinflussungen durch den Rohrgraben (<1% Abminderung infolge der Wirkung des Rohrgrabens) Grenzen gesetzt sind, wurde das Modell

um eine Minimumfunktion erweitert, die garantiert, dass der Abminderungsfaktor den Wert „1“ nicht überschreiten kann.

Mit dem entwickelten Ansatz konnte eine gute Anpassung an die Ergebnisse der numerischen Simulationen (PMPro) erzielt werden. (Abbildung 5-10).

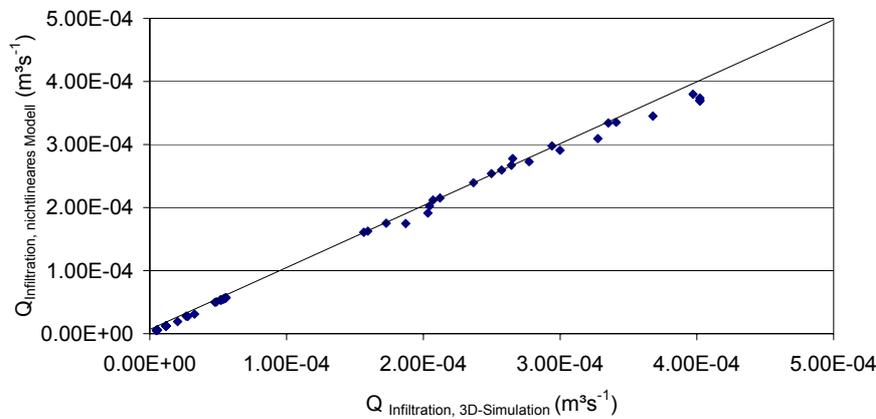


Abbildung 5-10: Anpassung des nichtlinearen Regressionsmodells an die simulierten Werte der 3D- Simulation

5.1.6.3 Berechnungsansatz zur Ermittlung der Schadensfläche

Die Funktion $f_{\Delta Z}$ (Gleichung 5-3) für einen quadratischen Schaden lässt sich aus dem DARCY-Gesetz (Gleichung 2-2) und Gleichung 5-4 ableiten (Gleichung 5-5).

$$a^2 \cdot \frac{k_{F,Graben}}{\Delta Z} \cdot \Delta H = (0,72 \cdot a^2 + 2,23 \cdot a - 0,01) \cdot k_{F,Graben} \cdot y \cdot \Delta H \quad \text{Gleichung 5-5}$$

➔

$$\Delta Z = \frac{a^2}{(0,72 \cdot a^2 + 2,23 \cdot a - 0,01) \cdot y} = \alpha \cdot k_{F,Graben}$$

- a ... Schadensbreite des quadratischen Standardschadens (m)
- y ... Abminderungsfaktor durch Beschaffenheit des Rohrgrabens (siehe Gleichung 5-4)
- ΔZ ... Wirkungsausbreitung (m)
- α ... Flächenfaktor (s)
- $k_{F,Graben}$... hydraulische Leitfähigkeit des Bettungsmaterials (ms^{-1})

Für einen quadratischen Standardschaden können demnach der Flächenfaktor α und die Schadensfläche A_L durch Gleichung 5-6 und Gleichung 5-7 beschrieben werden.

$$\alpha = \frac{a^2}{(0,72 \cdot a^2 + 2,23 \cdot a - 0,01) \cdot k_{F,Graben} \cdot y}$$

Gleichung 5-6

$$A_L = \frac{a^2 \cdot K_{IN}}{(0,72 \cdot a^2 + 2,23 \cdot a - 0,01) \cdot k_{F,Graben} \cdot y}$$

Gleichung 5-7

α	... Flächenfaktor (s^{-1})
a	... Schadensbreite des quadratischen Standardschadens (m)
y	... Abminderungsfaktor durch Beschaffenheit des Rohrgrabens (-)
$k_{F,Graben}$... k_F -Wert des Rohrgrabens (ms^{-1})
A_L	... Leckagefläche (m^2)
K_{IN}	... Infiltrationsfaktor ($m^2s^{-1}m^{-1}$)

5.1.6.4 Abschätzung der Schadensfläche im Einzugsgebiet Dresden

Da die Eingangsgrößen teilweise oder komplett unbekannt sein können, wurde zur Abschätzung der Schadensfläche eine Monte-Carlo-Simulation auf der Basis von Gleichung 5-7 vorgenommen.

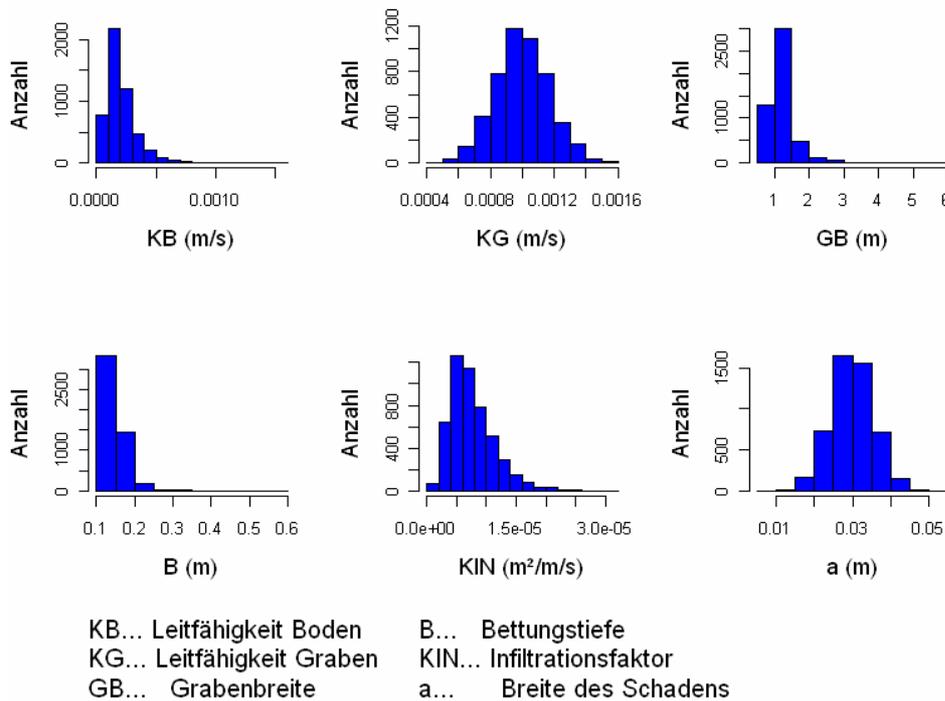


Abbildung 5-11: Verteilungen der Eingangsgrößen für die Monte-Carlo-Simulation zur Ermittlung der Schadensfläche

Die folgende Methoden wird zur Verteilungsabschätzung der Parameter angewandt.

1. Die Ausdehnung des Rohrgrabens kann anhand der Dimension von Kanälen und anhand des DWA-Arbeitsblatts A139 (ATV-DVWK, 2001a)

abgeschätzt werden. Als Grundlage für die Verteilung der Kanaldimensionen in einem Einzugsgebiet wurden Daten des Einzugsgebietes Dresden genutzt.

2. Bodendaten des gewachsenen Bodens können aus verschiedenen Geoinformationsquellen gewonnen werden (z.B. anhand von Bohrdaten, Bodenkarten, Parametersätzen von Grundwassermodellen etc.). Zur Abschätzung der Verteilung der Leitfähigkeiten des natürlich gewachsenen Bodens sind Parameterdaten des Dresdner Grundwassermodells herangezogen worden.
3. Hydraulische Leitfähigkeiten des Bettungsmaterials sind i.d.R. nicht bekannt und müssen ggf. abgeschätzt werden. Die Verteilungsfunktion wurde in Abhängigkeit der Leitfähigkeiten verschiedener Bausande erstellt. Es wurde eine Normalverteilung angenommen.
4. Als Standardschaden wurde ein quadratischer Schaden definiert. Die Verteilungsfunktion der Schadensgröße (Schadensbreite) wurde aufgrund mangelnder Daten festgelegt, wobei zu beachten ist, dass der Standardschaden als Normwert für alle Schäden im Einzugsgebiet bzw. einem Kanalabschnitt zu betrachten ist. Extreme Abmessungen einzelner Schäden sind nicht auf gesamte Kanalabschnitte oder Gebiete übertragbar und deshalb in der Verteilungsfunktion nicht enthalten. Die Verteilung ist als Normalverteilung angenommen worden.
5. Die Verteilung des Infiltrationsfaktors K_{IN} (Gleichung 5-8) basiert auf den Analyseergebnissen für das Gebiet Dresden (Abschnitt 5.2.5.2).

Die aus dem Dresdner Datensatz generierten Verteilungen der Eingangsgrößen sind in Abbildung 5-11 dargestellt. Die Erstellung der Eingangsdaten und die MC-Simulationen wurden mit der Software R (R Development Core Team, 2008) durchgeführt.

Das in Abbildung 5-12 dargestellte Ergebnis der Monte-Carlo-Simulation basiert auf 5000 zufälligen Parameterkombinationen der in Abbildung 5-11 dargestellten Grundgesamtheiten der Eingangsgrößen. Das 95 % - Quantil der Schadensfläche liegt bei $2,6 \text{ cm}^2\text{m}^{-1}$. Der Median-Wert beträgt $1,1 \text{ cm}^2\text{m}^{-1}$. Die Spannbreite zwischen Minimum und Maximum reicht von $0,07$ bis $6,4 \text{ cm}^2\text{m}^{-1}$.

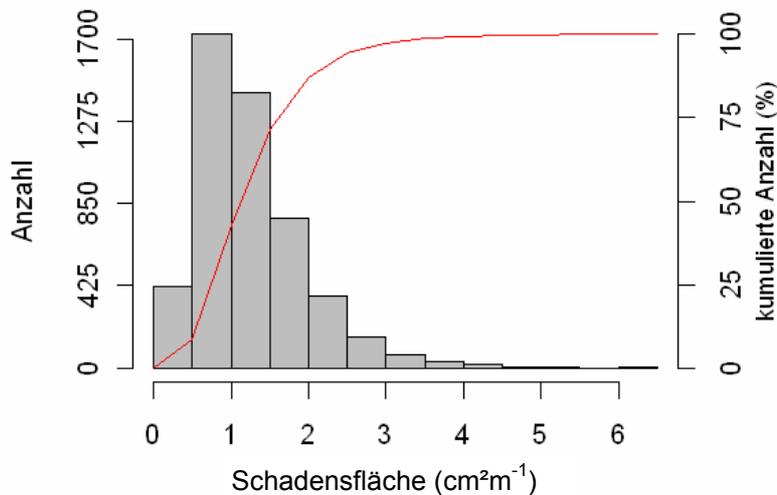


Abbildung 5-12: Häufigkeitsverteilung der Schadensfläche bei Wahl eines quadratischen Standardschadens und zufälliger Kombination der Einflussgrößen entsprechend den Verteilungen in Abbildung 5-11

Inwiefern die den Betrachtungen zugrunde liegende Variabilität der Einflussgrößen (Gleichung 5-6 und Gleichung 5-4) für den Infiltrationsprozess und damit für die Ermittlung der Schadensfläche von Bedeutung ist, wurde durch die Variation der einzelnen Eingangsgrößen oder Gruppen von Eingangsgrößen bei konstanten sonstigen Einflüssen (Medianwerte) untersucht. Abbildung 5-13 zeigt die Ergebnisse verschiedener Parametervariationen. Es ist deutlich sichtbar, dass die Parameter des Rohrgrabens und die Leitfähigkeit des gewachsenen Bodens (KB) offensichtlich keinen gravierenden Einfluss auf die Schadensfläche und entsprechend auf den Infiltrationsvolumenstrom haben, wenngleich bei ungünstigen Bedingungen, wie dies in den 3D-Simulationen gezeigt wurde, der Einfluss im Einzelfall nicht zu vernachlässigen ist (Abschnitt 5.1.2). Die Schadensfläche reagiert mit mittlerer Sensitivität in Bezug auf den k_F -Wert des Bettungsmaterials (KG) und die Ausdehnung des Standardschadens (Schadensbreite a). Der Infiltrationsfaktor hat erwartungsgemäß einen sehr großen Einfluss auf die Ermittlung der Schadensfläche.

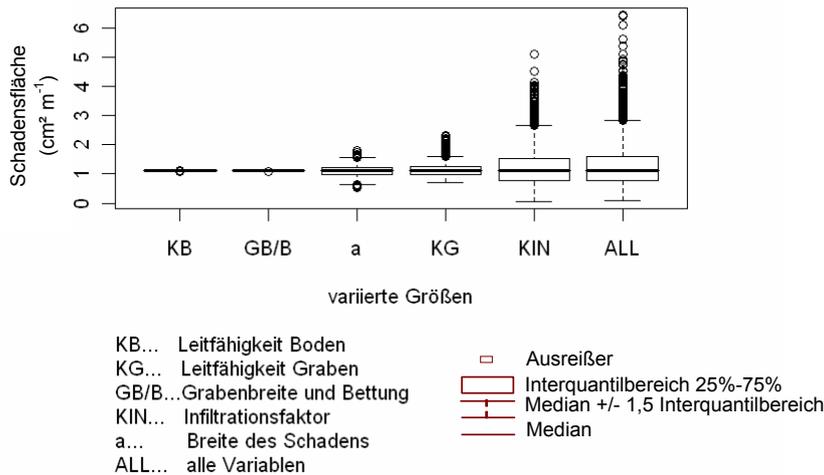


Abbildung 5-13: Verteilungen der Schadensfläche bei Variation einzelner Eingangsgrößen oder Gruppen von Eingangsgrößen der MC-Simulationen

5.1.6.5 Zusammenfassung und Schlussfolgerungen zur Abschätzung der Schadensfläche

Anhand der 3D-Modellierungen kann ein Infiltrationsmodell abgeleitet werden, das relevante Einflussgrößen des Infiltrationsprozesses berücksichtigt. Aufgrund der Heterogenität von Kanalschadensformen wird bei diesem Ansatz von virtuellen Standardschäden quadratischer Form und variabler Größe ausgegangen.

Mithilfe von Monte-Carlo-Simulationen anhand von Daten des Entwässerungssystems von Dresden sind Abschätzungen zur Spannbreite der Schadensfläche anhand von strukturellen Eigenschaften der Kanäle im Einzugsgebiet Dresden getroffen worden. Des Weiteren sind Einflussgrößen, die in den 3D-Modellierungen als relevante Faktoren identifiziert worden sind (Abschnitt 5.1.3), hinsichtlich ihrer Sensitivität in Bezug auf die zu ermittelnde Schadensfläche betrachtet worden.

Anhand der Betrachtungen zeigt sich, dass die Schadensgröße von Einzelschäden und die k_F -Werte des Bettungsmaterials die Berechnung der Schadensfläche beeinflussen. Geringe k_F -Werte im Bereich der Kanalleckagen und große kompakte Schäden bedingen geringere Infiltrationsraten pro Schadensfläche als kleinere Schadensflächen und höhere k_F -Werte. Einen entscheidenden Einfluss auf die Berechnung der Schadensfläche hat der Infiltrationsfaktor K_{IN} , dessen Größe anhand von Bilanzierungen – wie dies im Folgenden in Abschnitt 5.2 dargestellt wird – abgeleitet werden kann.

Abmessungen des Rohrgrabens und die hydraulischen Eigenschaften des gewachsenen Bodens haben einen nur untergeordneten Einfluss auf die Infiltrationsrate und die resultierende Schadensfläche bei der Gesamtbetrachtung von Einzugsgebieten.

5.2 Erstellung eines multiplen Modellansatzes zur Ableitung infiltrationspezifischer Parameter im Einzugsgebiet Dresden (Karpf und Krebs, 2011a)

5.2.1 Zielstellung

Im Folgenden wird die Erstellung eines multiplen Modellansatzes zur Nachbildung der Trockenwetterdynamik beschrieben. Die Aufgliederung des Trockenwetterabflusses in die Komponenten Grundwasserinfiltration, Gewässerzuflüsse und Schmutzwasserabfluss soll Rückschlüsse bezüglich der Quantität und Lokalität der Grundwasserinfiltration im Einzugsgebiet Dresden erbringen.

Des Weiteren wird durch Verknüpfung der Daten der technischen (Kanalisation) und der natürlichen Systeme (Grundwasser, Gewässer) die Möglichkeit eröffnet, Parameter für weitere Berechnungen und Modellierungen im Einzugsgebiet Dresden abzuleiten.

5.2.2 Voruntersuchungen

Nachfolgend werden anhand von Voruntersuchungen Prozesse identifiziert, die für die Beschreibung des Trockenwetterabflusses im Einzugsgebiet Dresden relevant sind.

5.2.2.1 Trockenwetterabfluss

Schwankungen des Trockenwetterabflusses lassen Rückschlüsse bezüglich der einzelnen Abflusskomponenten zu. Jährliche und saisonale Unterschiede des Abflusses sind häufig durch das Grundwasserregime bedingt. Allerdings können auch anthropogene Faktoren eine jahreszeitliche Schwankung der Abflüsse bewirken. Dies kann z.B. ein saisonal bedingter erhöhter Wasserverbrauch in touristischen Regionen sein. Tägliche und wochentagsabhängige Schwankungen des Trockenwetterabflusses sind nahezu ausschließlich durch anthropogene Einflüsse bedingt. Dazu gehören in erster Linie das Wasserverbrauchsverhalten und die daraus resultierenden Schmutzwassereinleitungen durch Bevölkerung und Industrie.

Eine Untersuchung des Trockenwetterabflusses im Einzugsgebiet der Kläranlage Dresden- Kaditz wurde anhand mittlerer Tageswerte des Jahres 1999 vorgenommen. Die Trockenwetterabflüsse wurden in Abhängigkeit von Wochentagen und Monaten gruppiert, wodurch anthropogene und natürliche Einflüsse eingeschätzt werden können. In Abbildung 5-14 ist zu sehen, dass die Abflüsse an den Wochentagen - mit Ausnahme der Daten der Monate Januar bis März - nur geringfügige Schwankungen aufweisen. Daraus kann geschlossen werden, dass Bevölkerungsgewohnheiten und industrielle Einleitungen einen untergeordneten Einfluss auf die Schwankungen des mittleren täglichen Trockenwetterabflusses haben. Monatliche Trinkwasserabgaben der Wasserwerke zeigen auch keinen Verlauf, der auf eine relevante Bevölkerungsdynamik (Pendler, Tourismus) schließen ließe (Abbildung 5-15). Gravierende Unterschiede der Trockenwetterabflüsse sind bei Betrachtung der monatlichen Schwankungsbreite auszumachen (Abbildung 5-14). In den Frühjahrsmonaten sind erhöhte Abflüsse zu verzeichnen, im Sommer und Herbst werden geringere Volumenströme gemessen. Offensichtlich ist eine starke Beeinflussung durch das Grundwasserregime und eventuelle Oberflächenwasserzuflüsse während Hochwasserphasen gegeben.

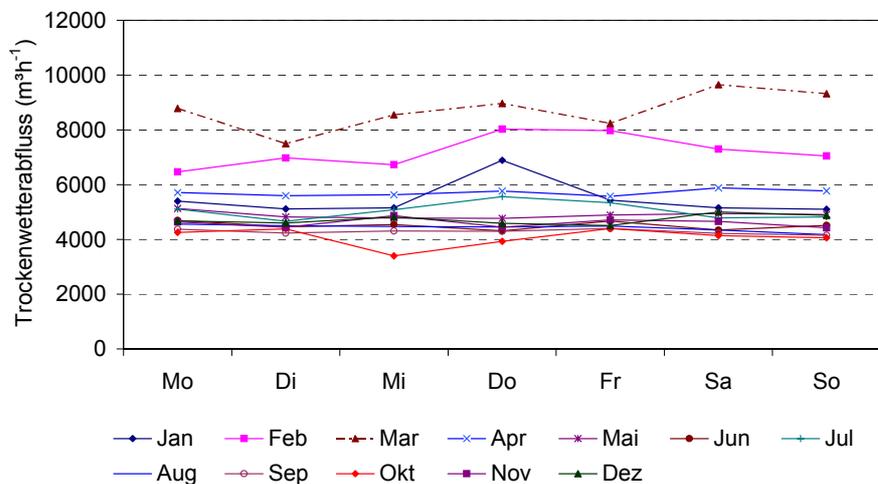


Abbildung 5-14: Trockenwetterabfluss 1999 in Dresden

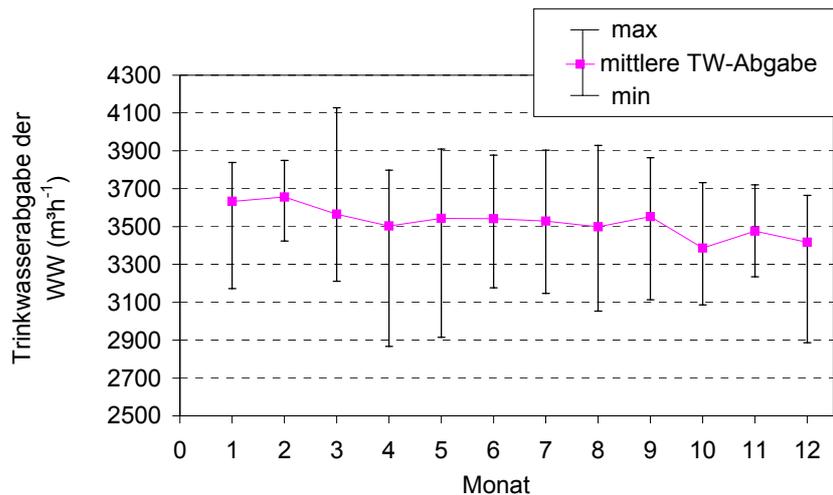


Abbildung 5-15: Trinkwasserabgabe der Wasserwerke 1999 in Dresden

5.2.2.2 Korrelation des Trockenwetterabflusses mit hydrologischen Daten

Der Einfluss von hydrologischen Gegebenheiten auf die Abflüsse im Kanalnetz wurde durch eine Korrelationsanalyse untermauert. Es wurden folgende Daten in die Analyse einbezogen:

- mittlere tägliche Trockenwetterabflüsse
- mittlerer Wasserstand der Elbe an dem betrachteten Trockenwettertag
- mittlerer Abfluss eines lokalen Gewässers an dem betrachteten Trockenwettertag
- mittlerer Abstand zwischen Grundwasserspiegel und den Kanälen im Einzugsgebiet an dem betrachteten Trockenwettertag
- über eine Dauer von 7 Tagen akkumulierte Niederschlagshöhe vor dem betrachteten Trockenwettertag

Ergebnisse der Korrelationsanalyse sind in Abbildung 5-16 dargestellt. Anhand der Korrelationskoeffizienten kann ein Zusammenhang zwischen Gewässern, Grundwasser und Trockenwetterabfluss konstatiert werden. Inwiefern es sich um direkte Zusammenhänge zwischen Trockenwetterabfluss und den Wasserständen bzw. Abflüssen in den natürlichen Systemen handelt, kann anhand der Korrelationsanalyse nicht geklärt werden, da auch zwischen Gewässern und Grundwasser ein auf dem natürlichen Wasseraustausch basierender enger Zusammenhang besteht.

Ein nur sehr schwacher Trend ist zwischen Niederschlägen und Trockenwetterabflüssen zu sehen (Abbildung 5-16), der auf einen geringen Einfluss verzögerter Niederschlagsabflüsse hindeutet.

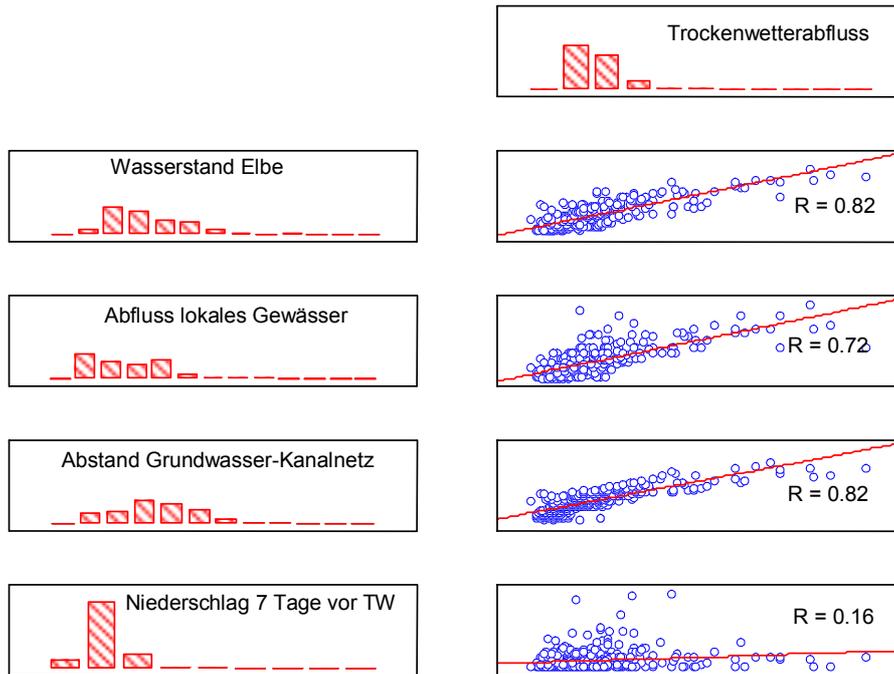


Abbildung 5-16: Korrelation des Trockenwetterabflusses mit dem Wasserstand der Elbe, dem Abfluss in einem lokalen Gewässer (Prißnitz), dem mittleren Abstand zwischen Kanalnetz und Grundwasser und der akkumulierten Niederschlagshöhe 7 Tage vor einem Trockenwettertag im Einzugsgebiet Dresden

5.2.2.3 Verzögerte Abflüsse nach Niederschlagsereignissen

Zur Analyse von verzögerten Niederschlagsabflüssen (Nachlauf) wurden Niederschlagsereignisse, die durch Trockenwetterbedingungen vor und nach Niederschlägen gekennzeichnet sind, aus den Daten von 1995 - 1999 gefiltert.

Anhand Abbildung 5-17 wird deutlich, dass unabhängig von jahreszeitlichen Einflüssen ein Rückgang des Abflusses innerhalb von maximal 48 h auf den ursprünglichen Trockenwetterabfluss zu konstatieren ist. Bei einer Fließzeit von 12 - 24 h im Entwässerungsgebiet kann geschlossen werden, dass der Nachlauf im natürlichen Einzugsgebiet nur sehr kurz anhält. Daraus kann wiederum geschlossen werden, dass ein Ausschluss des Niederschlagsnachlaufs durch die Berücksichtigung eines Nachlauftages gewährleistet ist (Abschnitt 4.3.1.1).

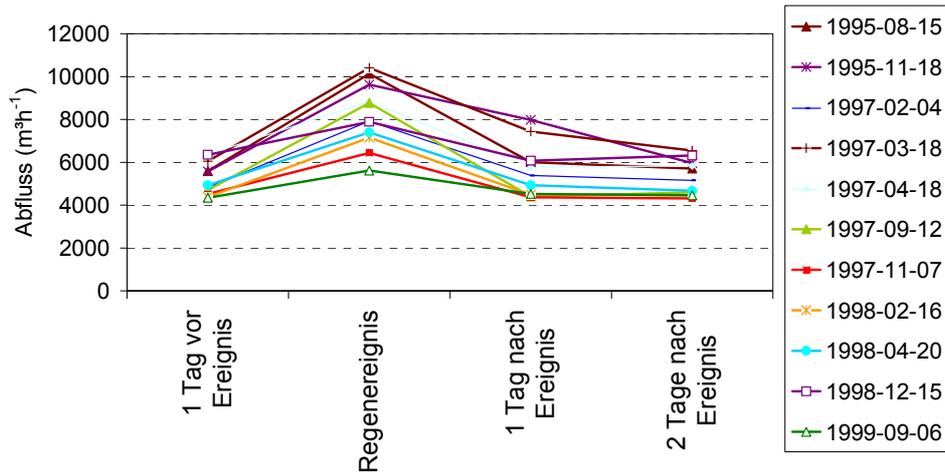


Abbildung 5-17: Abflüsse vor, während und nach Regenereignissen im Entwässerungssystem in Dresden (Messstelle: Kläranlage Dresden Kaditz)

5.2.3 Modelltechnische Grundlagen

Grundlage des multiplen Trockenwetteransatzes sind Teilmodelle zur Beschreibung der Infiltration und Gewässerzuflüsse. Die Exfiltration wird aufgrund sehr niedriger Volumenströme nicht in die Betrachtung einbezogen, da Exfiltrationsraten im Bereich der Messfehler der zur Kalibrierung genutzten Abflussmessungen liegen und daher eine Parametrierung eines Exfiltrationsmodells nicht möglich ist.

5.2.3.1 Infiltrationsmodell

Als Infiltrationsmodell wird das anhand der 3D-Simulationen (Abschnitt 5.1) modifizierte Infiltrationsmodell nach Gleichung 5-2 genutzt. Der Infiltrationskoeffizient K_{IN} (Gleichung 5-2) stellt einen physikalisch basierten Parameter dar, der Schadhaftigkeit und hydraulische Randbedingungen integriert (Abschnitt 5.1.5).

5.2.3.2 Permanente Gewässerzuflüsse

Permanente Zuflüsse $Q_{in,OF}$, die durch Brunnenüberläufe, kleinere Bäche und Drainagen in das Kanalnetz eintreten, sind schwer zu erfassen und es existieren daher nur wenige Informationen zu den lokalen Gegebenheiten, wie z.B. Zuflusspunkt, Einlaufhöhen etc.. Daher wurde für diese Zuflüsse ein relativ einfacher Ansatz gewählt. Das Modell besteht aus einem Koeffizienten K_{OF} und dem Abfluss in einem lokalen Gewässer Q_{OF} (Gleichung 5-8). Durch den Bezug auf die lokale Abflussdynamik in einem Gewässer wird der Dynamik permanenter Einleitungen Rechnung getragen.

$$Q_{in,OF} = K_{OF} \cdot Q_{OF}$$

Gleichung 5-8

$Q_{in,OF}$... permanenter Zufluss durch Oberflächenwasser (Gewässer) (m^3s^{-1})
K_{OF}	... Zuflussbeiwert
Q_{OF}	... Abfluss in lokalem Gewässer (m^3s^{-1})

5.2.3.3 Temporäre Gewässerzuflüsse

Die direkten Zuflüsse durch Oberflächenwasser werden von Gomez und Russo (2005) als Kapazität bzw. Effizienz eines Zuflusspunktes charakterisiert.

$$E = \frac{Q_{int}}{Q} = \alpha \cdot \left(\frac{Q}{h} \right)^{-\beta}$$

Gleichung 5-9

E	... Effizienz (-)
Q_{int}	... Zufluss zu Entwässerungssystem (m^3s^{-1})
Q	... Abfluss an Oberfläche (m^3s^{-1})
h	... Wasserstand an Oberfläche (m)
α, β	... Parameter

In Abhängigkeit von der Geometrie und den Anströmbedingungen kann das Verhältnis aus Zu- und Abfluss zu einem Straßeneinlauf ermittelt werden. Für die Berechnung sind allerdings sehr detaillierte Kenntnisse zu örtlichen und hydraulischen Gegebenheiten erforderlich. Gleichung 5-9 wurde beispielsweise für eine detaillierte kleinräumige Überflutungsmodellierung von Ciliberti *et al.* (2008) herangezogen. Für die großräumige Anwendung im Betrachtungsgebiet Dresden ist der Ansatz nicht praktikabel, da detaillierte Informationen zu den Randbedingungen nicht vorliegen.

Als Lösungsansatz für die Beschreibung der temporären Zuflüsse $Q_{HW,OF}$, die bei Elbhochwasser in Dresden beobachtet werden, wird ein physikalisch-konzeptioneller Ansatz herangezogen, der auf dem Gesetz von TORICELLI (aus Bollrich und Preißler, 1992) basiert (Gleichung 5-10). Der Berechnungsansatz von TORICELLI, der den Ausfluss aus einer Öffnung beschreibt, wird durch den Beiwert μ , die Querschnittsfläche der Öffnung A und die Quadratwurzel der zweifachen Erdbeschleunigung und des hydraulischen Potentials charakterisiert. Im Hinblick auf eine Vereinfachung der Parametrierung wurden die Konstanten des Ansatzes zu dem Faktor K_{HW} zusammengefasst. Dieser Faktor integriert somit die geometrischen Gegebenheiten des Zuflusspunktes. Hydraulische Randbedingungen werden durch die Potenzialhöhe ΔH_{OF} , welche die Differenz

von Wasserstand des Gewässers und die Höhe des Eintrittsbauwerks (Wehr- oder Schachthöhe) darstellt, beschrieben.

$$Q_{HW,OF} = \mu \cdot A \cdot \sqrt{2g \cdot \Delta H_{OF}} = K_{HW} \cdot \sqrt{\Delta H_{OF}} \quad \text{Gleichung 5-10}$$

- $Q_{HW,OF}$... temporärer Zufluss durch Oberflächenwasser (Gewässer) (m^3s^{-1})
- K_{HW} ... Zuflussbeiwert für temporäre Oberflächenzuflüsse ($m^{5/2}s^{-1}$)
- ΔH_{OF} ... Potenzialdifferenz zwischen Kanalisation und Gewässer (m)
- A ... Fläche einer Verbindungsöffnung zwischen Gewässer und Kanalnetz (m^2)
- μ ... Beiwert

5.2.3.4 Zusammenfassung der Einzelmodelle zu einem multiplen Modellansatz

Auf Basis von Gleichung 5-2, Gleichung 5-8 und Gleichung 5-10 wurde der in Gleichung 5-11 dargestellte multiple Ansatz abgeleitet.

Aufteilung der Infiltrationskomponente

$$K_{IN,1} \cdot \sum_n (\Delta H_{GW,n} \cdot L_n) + K_{IN,2} \cdot \sum_m (\Delta H_{GW,m} \cdot L_m) + \dots + K_{IN,l} \cdot \sum_p (\Delta H_{GW,p} \cdot L_p)$$



$$Q_T = K_{IN} \cdot \sum_i (\Delta H_{GW,i} \cdot L_i) + K_{HW} \cdot \sum_j (\Delta H_{OF,j}^{0.5}) + K_{OF} \cdot Q_{OF} + Q_S$$



- abhängige Variable
- Infiltrationskoeffizient
- Infiltrationsvariable
- OF-Koeffizient temporär
- OF-Variable temporär
- OF-Koeffizient permanent
- OF-Variable permanent
- Konstante

Indizes:
i, l, m, n, p: Kanal j: Schacht, Wehr

Gleichung 5-11

- Q_T ... Trockenwetterabfluss (m^3s^{-1})
- K_{IN} ... Infiltrationskoeffizient ($m^2s^{-1}m^{-1}$)
- K_{HW} ... Zuflussbeiwert für temporäre Oberflächenzuflüsse ($m^{5/2}s^{-1}$)
- K_{OF} ... Zuflussbeiwert für permanente Oberflächenzuflüsse
- ΔH_{GW} ... Potenzialdifferenz zwischen Kanalisation und Grundwasser (m)
- ΔH_{OF} ... Potenzialdifferenz zwischen Kanalisation und Gewässer (m)
- L ... Kanallänge (m)
- Q_S ... Schmutzwasserabfluss (m^3s^{-1})
- Q_{OF} ... Abfluss in lokalem Gewässer (m^3s^{-1})

Die abhängige Größe in Gleichung 5-11 ist der Trockenwetterabfluss Q_T . Unabhängig sind die Variablen der Infiltration und Oberflächenzuflüsse. Der Schmutzwasserabfluss Q_S geht als Konstante in die Gleichung ein. Die Koeffizienten K_{IN} , K_{HW} und K_{OF} der drei variablen Komponenten (Infiltration, temporäre und permanente Zuflüsse) entsprechen den K-Werten der Einzelmodelle (Gleichung 5-2, Gleichung 5-8, Gleichung 5-10). Darüber hinaus wurde zur weiteren Differenzierung die Infiltrationskomponente in Subkomponenten aufgeteilt.

5.2.4 Modellkalibrierung

5.2.4.1 Ermittlung der abhängigen und unabhängigen Variablen

Der Trockenwetterabfluss repräsentiert die abhängige Variable und ist durch Auswertung von Zuflussdaten zur Kläranlage Dresden-Kaditz ermittelt worden (Abschnitt 4.3.1.1). Für den Zeitraum von Februar 1995 bis Dezember 1999 sind 420 Tage mit Trockenwetterbedingungen nach den Kriterien in Abschnitt 4.3.1.1 ermittelt worden. Zur Verifizierung wurden 250 Trockenwettertage zwischen Januar 2005 und Oktober 2007 genutzt. Auf Basis von Messungen der Abwassereinleitungen auswärtiger Gemeinden, die als Quartalswerte zur Verfügung standen, wurde der Trockenwetterabfluss um 12 % reduziert. Die prozentuale Reduzierung des Abflusses impliziert, dass Zuflüsse durch Grund- und Oberflächenwasser der Einleiter eine ähnliche Dynamik besitzen wie das Abwasseraufkommen im Stadtgebiet Dresden.

Als unabhängige Variable der permanenten Zuflusskomponente (Gleichung 5-11) wurden Abflussdaten des lokalen Fließgewässers Prießnitz genutzt, das im Ost- und Nordteil des Betrachtungsgebietes (Einzugsgebiet der Kläranlage Dresden-Kaditz) seinen Verlauf hat.

Die gleichfalls als unabhängige Variable in Gleichung 5-11 eingehende Variable der temporären Zuflüsse basiert auf Potenzialdifferenzen zwischen Kanalnetz und Elbpegel. Diese sind anhand der grafischen Verknüpfung von Schächten mit Gewässern realisiert worden, wobei jedem Schacht die nächstliegende Randkoordinate der Elbe zugewiesen wurde. Eine Berücksichtigung der Wasserstände in den Entlastungskanälen erfolgte nicht, da Überlastungen (Überstau) und Entlastungen (Abflüsse aus dem Kanalnetz), die dem Eindringen von Oberflächenwasser entgegenstehen, bei Trockenwetter nicht zu erwarten sind.

Die Infiltrationsvariablen wurden in Anlehnung an die Klassifizierung (Abschnitt 5.2.4.1) für die jeweiligen Gruppen der Kanäle in der zeitlichen Auflösung der zur Verfügung stehenden Trockenwetterdaten berechnet. Grundlage der Berechnung sind die Strukturdaten (Länge der Kanäle), Wasserspiegel in den Kanälen und Grundwasserspiegellagen (Gleichung 5-11). Die Wasserstände in den Kanälen wurden mithilfe hydrodynamischer Berechnungen (Modell HYSTEM-EXTRAN; itwh, 2002) interpoliert. Dazu wurden für jeden Kanal anhand minimaler und maximaler Annahmen zum Trockenwetterabfluss die Wasserstände hydrodynamisch berechnet und Zwischenwerte linear in Abhängigkeit der Dynamik des Kläranlagenzulaufs interpoliert. Grundwasserstände sind an den Kanälen durch eine zeitlich-räumliche Interpolation von Grundwasserpegelmessungen (Abschnitt 4.3.1.2) und deren Verschneidung mit dem Kanalnetz ermittelt worden.

5.2.4.2 Gruppierung der infiltrationswirksamen Kanäle

Die Gruppierung der Variablen der Infiltrationskomponente (Gleichung 5-11) wurde durch eine Klassifizierung und eine Clusteranalyse vorgenommen, wobei die Gesamtheit der grundwasserbeeinflussten Kanäle in 2 bzw. 3 Gruppen unterteilt wurde. Auf Basis der verschiedenen Gruppierungen wurden unterschiedliche Konfigurationen der Modelle erstellt (Abschnitt 5.2.4.3) und kalibriert.

Einerseits wurden die Kanäle in Abhängigkeit des zeitlichen Grundwassereinflusses, d.h. der Dauer, die die Kanalsohle unterhalb des Grundwasserspiegels liegt, gruppiert. Grundlage für die Berücksichtigung des Grundwassereinflusses sind Untersuchungen von Franz (2007), der zu dem Schluss kam, dass der Grundwassereinfluss ein essentielles Kriterium zur Beurteilung des Infiltrationspotenzials darstellt.

Andererseits wurden Kanalbaujahr und zeitlicher Grundwassereinfluss kombiniert. Das Baujahr ist nach Franz (2007) gleichfalls als Kriterium für das Infiltrationspotenzial von Bedeutung. Rutsch (2007) stellte zudem anhand von Varianzanalysen fest, dass im Stadtgebiet Dresden ein signifikanter Zusammenhang zwischen Baujahr und Kanalschäden ausgemacht werden kann.

Eine Darstellung der Gruppierung ist in Abbildung 5-18 zu sehen. Die Konfigurationen I bis IV sind anhand einer Klassifizierung mit subjektiv festgelegten Klassengrenzen vorgenommen worden. Die Konfigurationen V und VI basieren auf den Ergebnissen der Clusteranalyse. Des Weiteren sind in

Abbildung 5-18 Konfigurationen mit 2 Infiltrationsgruppen (Konfigurationen I,III,V) und Konfigurationen mit 3 Gruppen (Konfigurationen II, IV, VI) dargestellt, wobei die Gruppierung nach dem Merkmal Grundwassereinfluss (Konfigurationen I, II) und auf einer Kombination der Eigenschaften Grundwassereinfluss und Baujahr (Konfigurationen III, IV, V, VI) basiert.

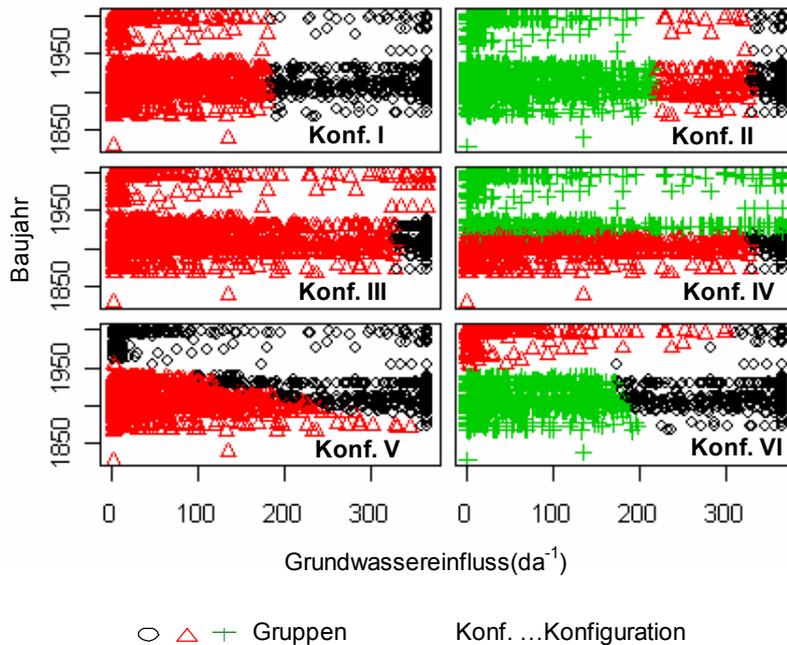


Abbildung 5-18: Gruppierung der Kanäle zur Differenzierung der Infiltrationsvariable

Tendenziell ist festzustellen, dass mit der Dauer der Beeinflussung durch Grundwasser ein höheres mittleres Alter und eine größere Dimension einhergehen. Diese Tendenz ist durch die Struktur des Einzugsgebietes bedingt. Tiefer liegende und damit häufiger und länger durch Grundwasser beeinflusste Kanäle besitzen als Haupt- und Sammelkanäle eine i.d.R. größere Dimension und sind oft aufgrund der historischen Entwicklung des Kanalnetzes älter als die höher gelegenen und damit seltener durch Grundwasser beeinflussten Kanäle.

Anlage 2 vermittelt eine Übersicht der Eigenschaften gruppierter Kanäle.

5.2.4.3 Ergebnisse der Parameteranpassung

Die Parameteroptimierung wurde mit der Software R (R Development Core Team, 2008). durchgeführt. In Tabelle 5-2 sind wesentliche Ergebnisse der Analyse zusammengefasst.

Anhand der Nash-Sutcliffe-Modell-Effizienz kann festgestellt werden, dass eine gute Anpassung erreicht wird. Unplausibel ist der Infiltrationsfaktor $K_{IN,Gruppe1}$

der Konfiguration VI, dessen negativer Zahlenwert nicht erklärbar ist. Die Parameter der Konfiguration VI werden daher bei weiteren Analysen ausgeschlossen.

Tabelle 5-2: Ergebnisse der Parameteroptimierung für das Gebiet Dresden basierend auf Gleichung 5-11

Parameter	Konfiguration						
	I ¹⁾	II ²⁾	III ³⁾	IV ⁴⁾	V ⁵⁾	VI ⁶⁾	VII ⁷⁾
Q_S (ms ⁻¹) ⁸⁾	0.813	0.813	0.813	0.813	0.813	0.813	0.813
K_{OF} (-)	0.333	0.278	0.332	0.356	0.333	0.253	0.333
K_{HW} (m ^{5/2} s ⁻¹)	0.010	0.0139	0.009	0.009	0.011	0.029	0.009
$K_{IN,Gruppe1}$ (ms ⁻¹)	8.4E-06	7.4E-06	8.3E-06	1.4E-05	7.9E-06	-2.1E-04	8.4E-06
$K_{IN,Gruppe2}$ (ms ⁻¹)	8.0E-06	2.0E-05	8.6E-06	1.2E-05	8.4E-06	4.0E-05	
$K_{IN,Gruppe3}$ (ms ⁻¹)		4.9E-06		1.8E-06		8.7E-06	
NSE ⁹⁾	0.84	0.85	0.84	0.84	0.84	0.84	0.84

1) 2 Infiltrationskomponenten subjektiv gruppiert nach dem Grundwassereinfluss

2) 3 Infiltrationskomponenten subjektiv gruppiert nach dem Grundwassereinfluss

3) 2 Infiltrationskomponenten subjektiv gruppiert nach dem Grundwassereinfluss und dem Baujahr

4) 3 Infiltrationskomponenten subjektiv gruppiert nach dem Grundwassereinfluss und dem Baujahr

5) 2 Infiltrationskomponenten geclustert nach dem Grundwassereinfluss und dem Baujahr

6) 3 Infiltrationskomponenten geclustert nach dem Grundwassereinfluss und dem Baujahr

7) keine Gruppierung der Infiltrationsvariablen in Subkomponenten

8) Schmutzwasserabfluss (vorgegeben)

9) Nash-Sutcliffe Modell Effizienz (Nash and Sutcliffe, 1970)

5.2.4.4 Plausibilitätsprüfung der ermittelten Koeffizienten

Aussagen zur Plausibilität der ermittelten Größen wurden durch den Vergleich von Schätzwerten und berechneten Werten abgeleitet (Tabelle 5-3).

In Tabelle 5-3 kann gezeigt werden, dass mit dem multiplen Trockenwettermodell berechnete mittlere Zuflüsse durch kleinere Gewässer und Drainagen in der Größenordnung der Schätzwerte der Jahre 1995 - 1999 liegen. Die Abweichungen liegen bei ca. 24 - 40% vom Referenzwert, der allerdings nur auf Schätzungen beruht. Zuflüsse der Elbe während Hochwasserereignissen wurden mit Maximalwerten verglichen, die anhand der Trockenwetterabflüsse vor und während Hochwasserereignissen berechnet wurden. Auch hier kann eine Übereinstimmung der Größenordnung konstatiert werden.

Tabelle 5-3: Abflüsse im Einzugsgebiet Dresden berechnet mittels Gleichung 5-11 und den Parametern entsprechend Tabelle 5-2 sowie Referenzwerte für den Zeitraum 1995 -1999

Konfiguration	Q (m ³ h ⁻¹)*						Referenzwert	
	I	II	III	IV	V	VII	Q Ref (m ³ /h)	Quelle
Q _{OF}	286	240	286	306	286	287	400	Abschätzungen anhand von Bilanzierungen
Q _{HW}	20	27	17	18	20	18	50	Maximalschätzung 1995-1999
Q _{IN,Gruppe1}	1356	1004	1011	976	124	1493		
Q _{IN,Gruppe2}	138	412	482	359	1370			
Q _{IN,Gruppe3}		105		137				
Q _{IN Summe} **	1494	1522	1493	1472	1494	1493	1422	Abschätzungen anhand von Bilanzierungen

* mit den Konfigurationen des multiplen Trockenwettermodells berechnete Werte

** Summe der berechneten Infiltrationsraten für die jeweiligen Subkomponenten der Infiltration

Bilanzwerte der Infiltrationsraten liegen mit Abweichungen < 10 % sehr nahe an den Referenzwerten. Es kann festgestellt werden, dass alle Konfigurationen die Verteilung der Referenzwerte gut abbilden.

5.2.4.5 Verifizierung des Trockenwettermodells mit Messdaten von 2005 - 2007

Die ermittelten Parameter der verschiedenen Konfigurationen wurden anhand von Daten der Jahre 2005 - 2007 verifiziert. Die Berechnung der Variablen erfolgte analog zu Abschnitt 5.2.4.1.

Anhand Abbildung 5-19 kann festgestellt werden, dass Werte bis ca. 10.000 m³h⁻¹ eine relativ gleichmäßige Streuung um die erwarteten Werte (Diagonale) zeigen. Höhere Abflüsse (>10.000 m³h⁻¹) zeigen Abweichungen vom Erwartungswert. Es erfolgt eine Überschätzung der Abflüsse. Dieser Umstand ist ursächlich auf den Zufluss von Oberflächenwasser während Hochwasserereignissen zurückführbar. Einerseits sind im Kalibrierungszeitraum von 1995 - 1999 Hochwasserereignisse geringerer Intensität als im Jahr 2006 enthalten, die größere Abweichungen verursachen, da hydrodynamische Effekte (Rückstau, Einstau und Überstau) und die damit verbundenen Wasserstände nicht berücksichtigt wurden. Andererseits kann vermutet werden, dass durch die Sanierungsmaßnahmen nach dem Extremereignis 2002 hochwasserbedingte Zuflüsse stark reduziert wurden.

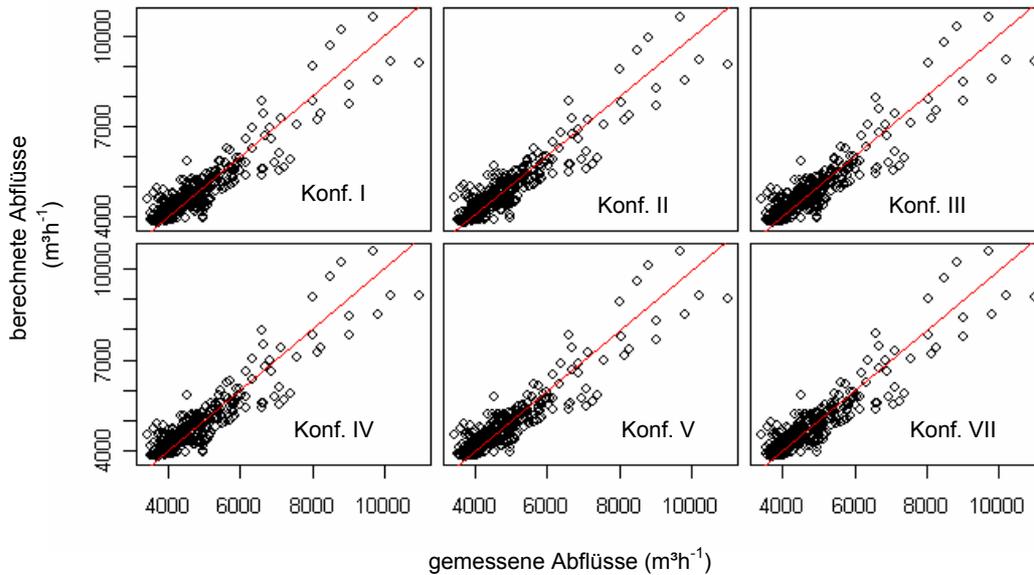


Abbildung 5-19: Gemessene und anhand des multiplen Trockenwettermodells (Gleichung 5-11) und den Parametern entsprechend Tabelle 5-2 berechnete Abflüsse von 2005 bis 2007

5.2.5 Nutzung des multiplen Trockenwettermodells

5.2.5.1 Vergleich der Schadensklassifizierung mit Infiltrationskoeffizienten

Die Unterteilung der Infiltrationskomponente in Subkomponenten ist qualitativ durch den Vergleich von ermittelten Infiltrationsfaktoren K_{IN} (siehe Tabelle 5-2) und Schadensklassen (Abschnitt 5.2.4.1) realisiert worden. Die Infiltrationsfaktoren stellen ein Maß für die Schadhafteit der Kanäle dar (Gleichung 5-1). Von der Stadtentwässerung Dresden stehen Schadensdaten für ca. 27% der betrachteten Kanäle zur Verfügung, wobei für ca. 53 km der temporär oder permanent von Grundwasser beeinflussten Kanäle die Schadensklasse bekannt ist.

In Abbildung 5-20 sind die auf Basis der Parameteranpassung ermittelten Infiltrationskoeffizienten und mittlere Schadensklassen der entsprechenden Gruppen von Kanälen gegenübergestellt.

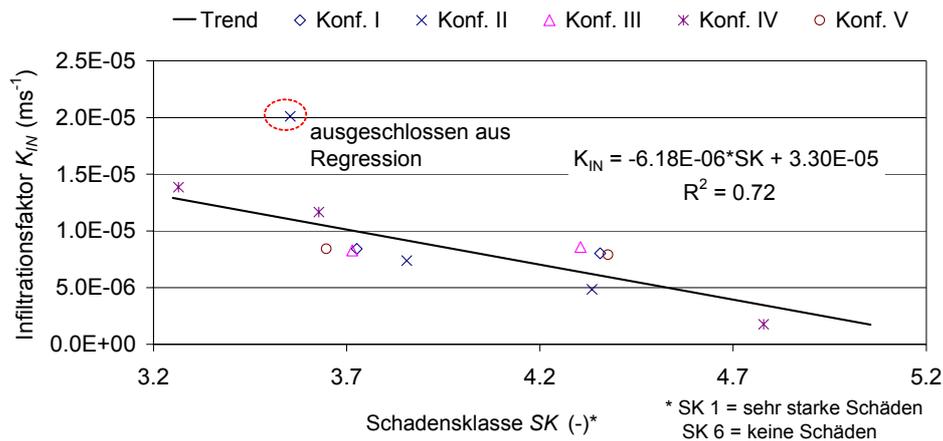


Abbildung 5-20: Vergleich von Schadensklassen SK und Infiltrationskoeffizienten der Parameteranpassung K_{IN}

Zwischen Kanalzustand und Infiltrationskoeffizienten ist ein klarer Zusammenhang sichtbar. Ein tendenziell besserer Kanalzustand (hohe Schadensklasse) geht mit niedrigeren Infiltrationskoeffizienten (geringere Infiltration) einher.

Bei Ausschluss des in Abbildung 5-20 gekennzeichneten Wertes kann eine signifikante lineare Funktion abgeleitet werden. Der Schnittpunkt der in Abbildung 5-20 dargestellten Regressionsfunktion mit der X-Achse liegt bei dem Wert der Schadensklasse von 5,3, was plausibel erscheint. Die Funktion kann genutzt werden um Infiltrationsfaktoren in Abhängigkeit der Schadensklasse abzuleiten, wodurch auch eine Ableitung der Infiltrationsfaktoren für nicht vom Grundwasser beeinflusste Kanäle möglich wird (Abschnitt 5.2.5.2).

5.2.5.2 Bestimmung der Infiltrationskoeffizienten für weitere Berechnungen

Die Kalibrierung der Infiltrationskomponente kann nach Abschnitt 5.2.5.1 in Anlehnung an die Schadensklassifizierung vorgenommen werden. Dadurch ist einerseits eine kanalspezifische Differenzierung der Infiltrationsfaktoren möglich. Andererseits können auch Kanäle, die im Betrachtungszeitraum nicht durch Grundwasser beeinflusst waren, anhand ihrer Schadensklasse parametrisiert werden. Liegt keine Schadensinformation vor, wird die Annahme mittlerer Infiltrationsfaktoren als sinnvoll erachtet.

Aus der in Abbildung 5-20 dargestellten Regressionsfunktion ist generalisierend für Dresden eine Funktion zur Ableitung der Infiltrationsfaktoren erstellt worden (Abbildung 5-21, Gleichung 5-12).

$$K_{IN} = -6.18 \cdot 10^{-6} \cdot SK + 3.30 \cdot 10^{-5} \quad \text{Gleichung 5-12}$$

K_{IN} ... Infiltrationsfaktor (ms^{-1})
 SK ... Schadensklasse

Die Annahme, dass sich der zugrunde liegende lineare Trend zwischen Schadensklasse SK und Infiltrationsfaktor K_{IN} , wie er im Bereich von SK 3 bis SK 5 abgeleitet wurde, fortsetzt, ist allerdings nicht nachweisbar. Die Prognosen zu Infiltrationswerten von Kanälen kleiner SK 3 und größer SK 5 sind dementsprechend mit Unsicherheiten behaftet.

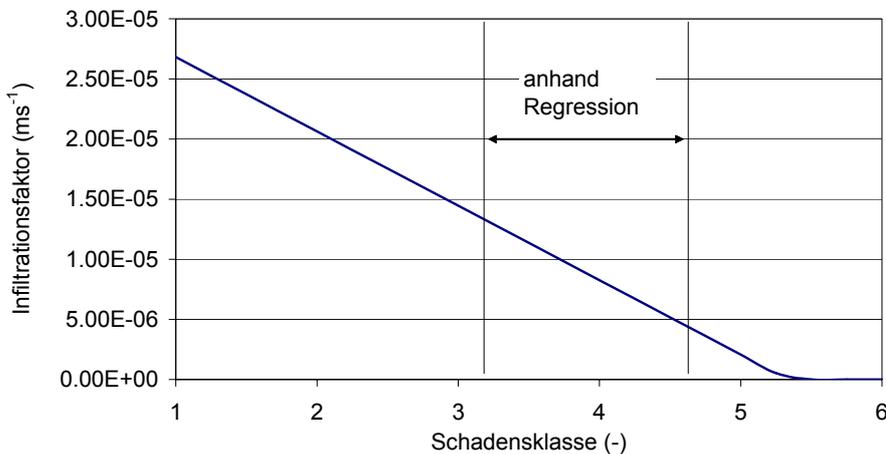


Abbildung 5-21: Funktion für die Ableitung der Infiltrationsfaktoren anhand der Schadensklasse nach Gleichung 5-12

5.2.5.3 Quantitative Aussagen

Durch die Anwendung der multiplen Trockenwettermodelle sind Quantifizierungen und Ableitungen zur Dynamik der Grundwasserinfiltration und des Zuflusses von Oberflächenwasser möglich. Für den Zeitraum von 1995 - 1999 ist in Abbildung 5-22 die Verteilung der Grundwasserinfiltration und der Oberflächenwasserzuflüsse, die anhand der Modellgleichung (Gleichung 5-11) und mit den Parametern in Tabelle 5-2 für Konfiguration II (Abschnitt 5.2.4.3) berechnet wurden, dargestellt. Es ist erkennbar, dass ca. 85% der Fremdwasserzuflüsse durch Grundwasserinfiltration bedingt sind. Permanente Zuflüsse von Oberflächengewässern machen ca. 14% des Fremdwassers aus. Weniger als 1% des Gesamtabflusses bei Trockenwetter wird temporären

Zuflüssen durch Oberflächenwasser zugeordnet. Allerdings können temporäre Zuflüsse aufgrund der starken Dynamik zeitweise den Hauptanteil an zufließendem Grund- und Oberflächenwasser ausmachen. Durch die Differenzierung der infiltrationsrelevanten Kanäle in 3 Gruppen kann zudem festgestellt werden, dass nur 21% der betrachteten Kanäle ca. 90% des gesamten Infiltrationsvolumens zufließen. Dieser Effekt ist einerseits den höheren Infiltrationskoeffizienten zu zuschreiben. Andererseits stellt die Dauer des Grundwassereinflusses ein entscheidendes Kriterium für die Höhe des infiltrierenden Volumens dar (Abbildung 5-22).

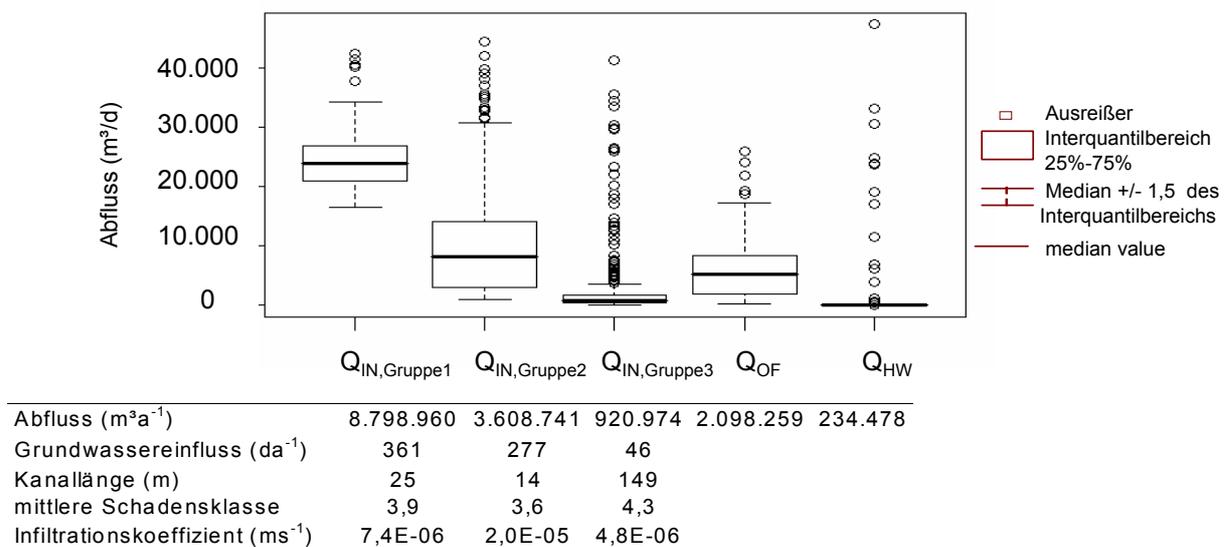


Abbildung 5-22: Dynamik der Grundwasserinfiltration und Oberflächenwasserzuflüsse von 1995 - 1999 im Einzugsgebiet Dresden

5.2.6 Zusammenfassung und Schlussfolgerungen

Voruntersuchungen im Einzugsgebiet zeigen, dass Grund- und Oberflächenwasser einen gravierenden Einfluss auf die Dynamik des Trockenwetterabflusses haben.

Mithilfe eines multiplen Trockenwettermodells konnten die Infiltrationsparameter und Zuflussparameter der Oberflächengewässer abgeschätzt werden. Prognosewerte und beobachtete Werte des Trockenwetterabflusses verdeutlichen eine gute Vorhersagegenauigkeit. Unsicherheiten des Trockenwettermodells sind in erster Linie durch die Multikolarität der eingehenden Variablen gegeben, die der starken Interaktion zwischen den Komponenten Grundwasser, Oberflächenwasser und

Kanalisation geschuldet sind. Die ermittelten Parameter des Trockenwettermodells wurden deshalb anhand von Mess- und Schätzwerten plausibilisiert. Des Weiteren konnten die abgeleiteten Modellkonfigurationen anhand von Daten der Jahre 2005 - 2007 verifiziert werden.

Anhand der Differenzierung der Kanäle wurden weiterführende Aussagen zur Infiltrationswirksamkeit gewonnen. Die Ergebnisse zeigen deutlich, dass die Klassifizierung und Clusterung nach Grundwassereinfluss und Baujahr zu plausiblen Infiltrationskoeffizienten führt. Zwischen den Infiltrationskoeffizienten und Schadensklassen einer Stichprobe wurde ein signifikanter Zusammenhang nachgewiesen. Dadurch ist eine differenzierte kanalspezifische Parametrierung der Infiltrationsparameter im Einzugsgebiet Dresden unabhängig von Grundwasser und Abflussdaten gegeben. Die Bestimmung der Infiltrationsfaktoren ist zugleich eine wichtige Grundlage für die Bestimmung der kanalspezifischen Schadensfläche nach Gleichung 5-3.

Die Aussage von Franz (2007), dass der Grundwassereinfluss ein bedeutender Faktor für die Infiltrationswirksamkeit der Kanäle ist, kann durch die Ergebnisse untersetzt werden, wobei die bedeutende Rolle des Grundwassers auf den Kanalzustand in Erosionsprozessen im Bereich der Kanalleckagen infolge eindringenden Grundwassers gesehen wird.

Neben der Ermittlung von Parametern, die für die Modellierung (Abschnitt 7) und die Bestimmung der kanalspezifischen Schadensfläche (Abschnitt 5.1.6.4) herangezogen werden können, erlaubt das multiple Trockenwettermodell Aussagen zur Dynamik und Quantität der Grundwasserinfiltration.

6 Untersuchungen zur Abwasserexfiltration

Die Untersuchungen zur Abwasserexfiltration gliedern sich in Modelluntersuchungen anhand numerischer Modelle und in experimentelle Untersuchungen an Versuchssäulen, die mit Abwasser beaufschlagt wurden.

6.1 Numerische Modellierung mit HYDRUS (Karpf et al., 2009)

Zur Untersuchung der hydraulischen Prozesse, die bei der Exfiltration von Bedeutung sind, wurden die numerischen Modelle HYDRUS 1D und HYDRUS 3D (Šimunek *et al.*, 2005; Šimunek *et al.*, 2007) eingesetzt (Abschnitt 4.2.2.1).

Ziel der Modellierung war eine Untersuchung des Zusammenwirkens von strukturellen Gegebenheiten wie Bodentypen, Ausprägung der Kolmationsschicht, Schadensform und Schadensgröße sowie Prozessrandbedingungen, die durch die Wasserdruckhöhe im Kanal (obere Randbedingung) und durch die Grundwasserspiegellage (untere Randbedingung) repräsentiert werden.

6.1.1 HYDRUS 1D

Mit HYDRUS 1D erfolgte die Betrachtung der ungesättigten und gesättigten Exfiltration ohne Berücksichtigung der Gegebenheiten der Leckageausdehnung und -form.

6.1.1.1 Modellaufbau

Für die Modellrechnungen wurden Säulenmodelle unterschiedlicher Säulenlänge erstellt. Für die Simulationen unter ungesättigten Bedingungen ist die Retentionsfunktion von van Genuchten (1980) genutzt worden (Abschnitt 2.2.4.1).

Als Bodentypen wurden toniger Lehm, Lehm, sandiger Lehm und Sand eingesetzt. Die Kolmationsschicht ist durch eine 8 oder 16 mm mächtige Schicht charakterisiert, deren Bodenparameter in Anlehnung an Beal *et al.* (2004) gewählt worden. Alle Retentionsparameter der Bodenmaterialien sind in Tabelle 6-1 zusammengefasst.

Tabelle 6-1: Bodenparameter der HYDRUS 1D-Modellierung

Schicht	θ_r (-)	θ_s (-)	α (cm ⁻¹)	n	k_s (ms ⁻¹)
Kolmationsschicht	0,07	0,36	0,0033	1,5	$3,8 \cdot 10^{-8}$
toniger Lehm	0,095	0,41	0,019	1,31	$7,2 \cdot 10^{-7}$
Lehm	0,078	0,43	0,036	1,56	$2,9 \cdot 10^{-6}$
lehmiger Sand	0,065	0,41	0,075	1,89	$1,2 \cdot 10^{-5}$
Sand	0,06	0,34	0,05	8,0	$2 \cdot 10^{-4}$

θ_r ... Restwassergehalt
 θ_s ... Wassergehalt bei Sättigung
 α ... Parameter
 k_s ... gesättigte hydraulische Leitfähigkeit

Die Fließlänge (Säulenlänge) des Modells wurde zwischen 5 und 80 cm variiert, um den Einfluss des Abstands zwischen Kanalleckage und Grundwasserspiegel und die damit verbundene Auswirkung auf die Potenzialverteilung im Boden nachzuvollziehen.

6.1.1.2 Szenarien

Die Berechnungen wurden für die in Tabelle 6-2 dargestellten Szenariengruppen durchgeführt.

In der Szenariengruppe U sind die Exfiltrationsfluxe jeweils für ungesättigte Bodensäulen mit einer Mächtigkeit von 5 - 80 cm bei variierenden Wasserdruckhöhen (obere und untere Randbedingung), Bodentypen und Mächtigkeiten der Kolmationsschicht berechnet worden. Für Szenariengruppe G, die eine Betrachtung gesättigter Versuche zum Inhalt hatte, wurden 80 cm lange Bodensäulen mit variierenden Bodentypen und unter variierenden oberen Randbedingungen (Wasserstand) und einem der Säulenlänge entsprechenden Grundwasserstand (untere Randbedingung) betrachtet.

Tabelle 6-2: Szenariengruppen der HYDRUS 1D - Modellierung

Szenariengruppe	Bodentypen	Wasserstand oben	Fließlänge	Sättigung	Kolmationsschicht
U	Sand, sandiger Lehm, Lehm, toniger Lehm	variabel 5 – 100 cm	variabel 5 – 80 cm	ungesättigt	16 mm und 8 mm
G	Sand, sandiger Lehm, Lehm, toniger Lehm	variabel 5 – 100 cm	80 cm	gesättigt	16 mm

6.1.1.3 Ergebnisse der Szenarienrechnungen

6.1.1.3.1 Ungesättigte Bodenverhältnisse

Die Ergebnisse der Modellrechnungen bestätigen die in der Literatur beschriebenen Aussagen, dass bei ungesättigter Exfiltration durch erhöhte Potenziale im Boden im Vergleich zu gesättigten Bedingungen erhöhte Exfiltrationsraten zu erwarten sind (Beal *et al.*, 2004). Dieses Phänomen ist bei allen Modellkonfigurationen festzustellen.

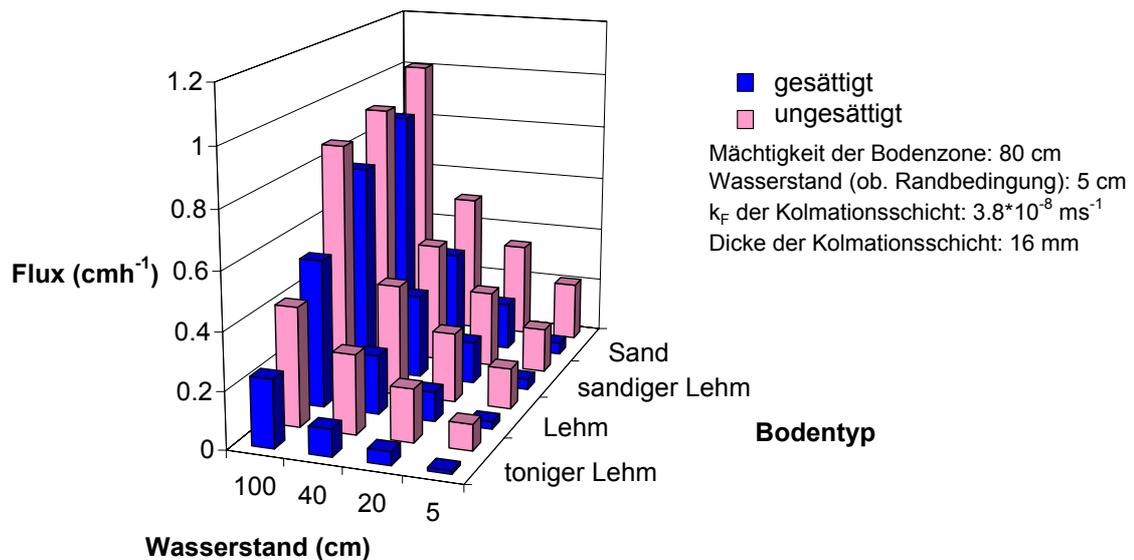


Abbildung 6-1: Mit HYDRUS 1D modellierte Exfiltrationsfluxe bei verschiedenen Wasserständen (obere Randbedingung) und Bodentypen

In Abbildung 6-1 sind die Exfiltrationsfluxe für die betrachteten Szenarien bei einer Länge der Bodensäule von 80 cm dargestellt. Die Matrixpotenziale unterhalb der Kolmationsschicht hängen maßgeblich von den Bodeneigenschaften der Kolmationsschicht und des anstehenden Bodens, von den Potenzialverhältnissen (Wasserstand) sowie von der Mächtigkeit der ungesättigten Zone ab. Der Einfluss des Abstands zum Grundwasser (Mächtigkeit der ungesättigten Zone) ist exemplarisch in Abbildung 6-2 dargestellt.

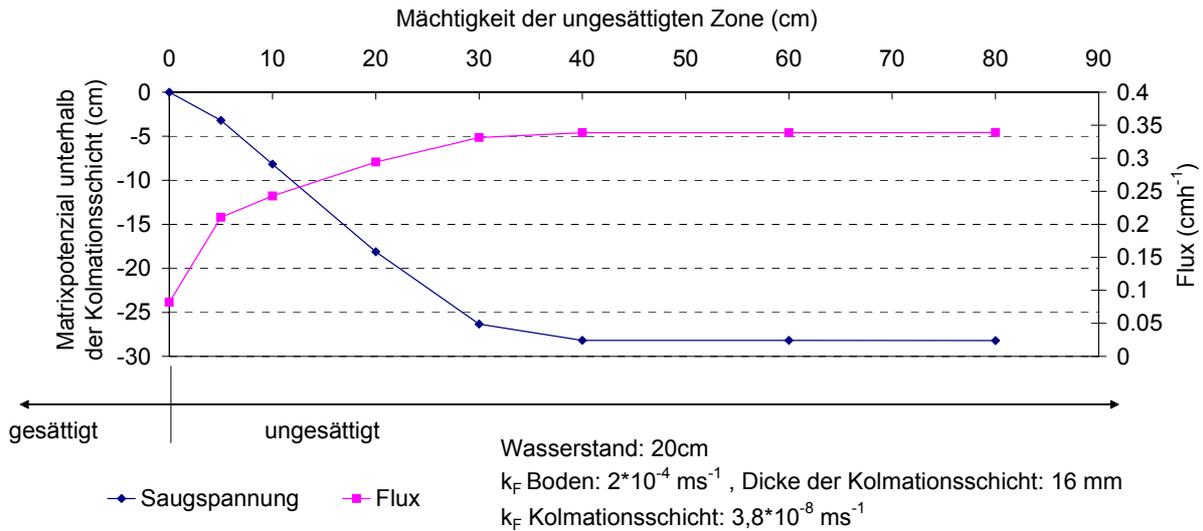


Abbildung 6-2: Exfiltrationsfluxe und Matrixpotenziale in Abhängigkeit der Mächtigkeit der ungesättigten Bodenzone (Abstand Kanalleckage-Grundwasser)

Werden hydraulische Leitfähigkeiten und Exfiltrationsfluxe unter ungesättigten Bedingungen verglichen, kann festgestellt werden, dass mit sinkenden Leitfähigkeiten des Bodens, die Fluxe weniger stark von der Mächtigkeit der ungesättigten Bodenzone abhängen (Abbildung 6-3). Des Weiteren ist festzustellen, dass bei Sanden und Grobsanden Exfiltrationsraten nahezu unabhängig von den Bodentypen sind, dass also ab $k_F \approx 10^{-4} \text{ms}^{-1}$ der Exfiltrationsflux durch eine weiter gesteigerte hydraulische Durchlässigkeit nicht beeinflusst wird.

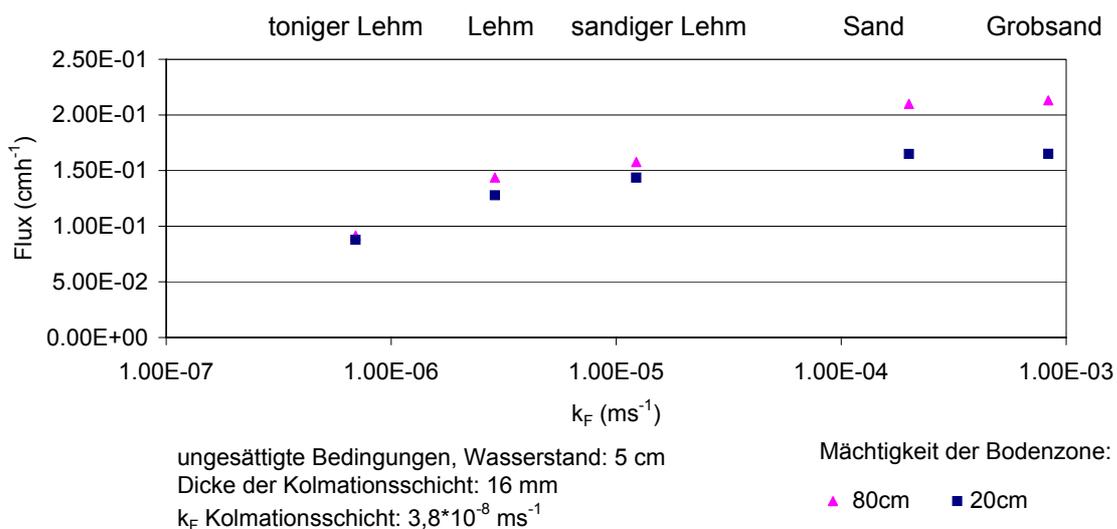


Abbildung 6-3: Exfiltrationsfluxe verschiedener Bodentypen und bei unterschiedlichen Mächtigkeiten der ungesättigten Bodenzone

Der Wasserstand über der Kolmationsschicht als obere Randbedingung hat Einfluss auf die Gleichgewichtsverhältnisse, die sich zwischen kolmatierter und unkolmatierter Bodenzone einstellen. Größere Druckhöhen verursachen einen erhöhten Exfiltrationsflux durch die Kolmationsschicht, wodurch der Wassergehalt unterhalb der Kolmationsschicht ansteigt. Die erhöhten Wassergehalte bedingen darüber hinaus ein Ansteigen der hydraulischen Leitfähigkeit des anstehenden Bodens.

Matrixpotenziale bilden sich in verschiedenen Böden in Abhängigkeit der Randbedingungen unterschiedlich aus. Festzustellen ist dabei, dass die Beziehung zwischen Matrixpotenzial und Wasserstand über dem Boden bei konstanter Mächtigkeit der ungesättigten Bodenzone einen linearen Zusammenhang ergibt (Abbildung 6-4).

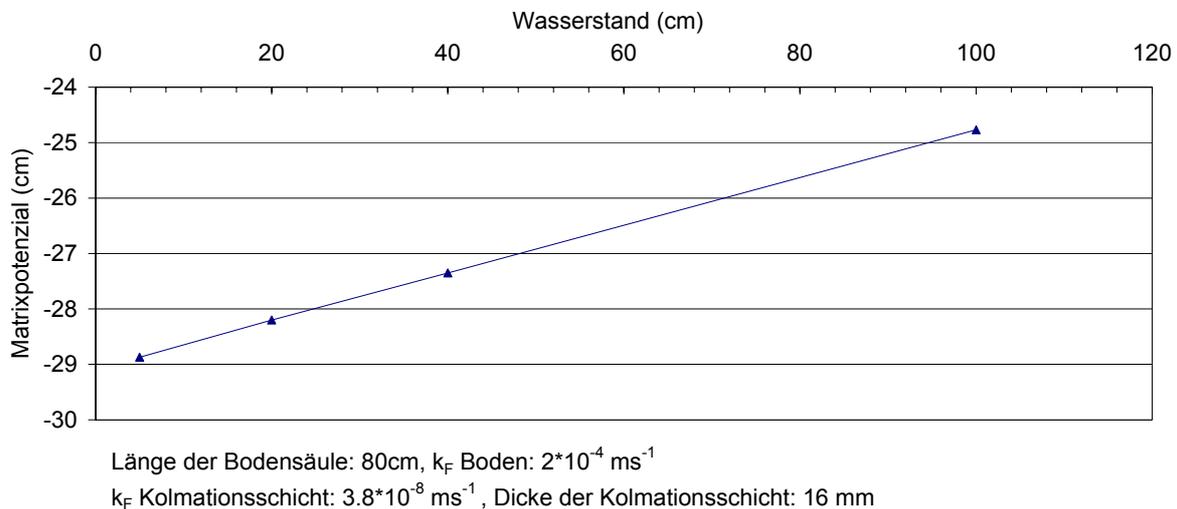


Abbildung 6-4: Zusammenhang zwischen Wasserstand und Matrixpotenzial (obere Randbedingung)

Daraus resultiert ein lineares Verhalten der Exfiltrationsfluxe in Abhängigkeit vom Wasserstand (Abbildung 6-5).

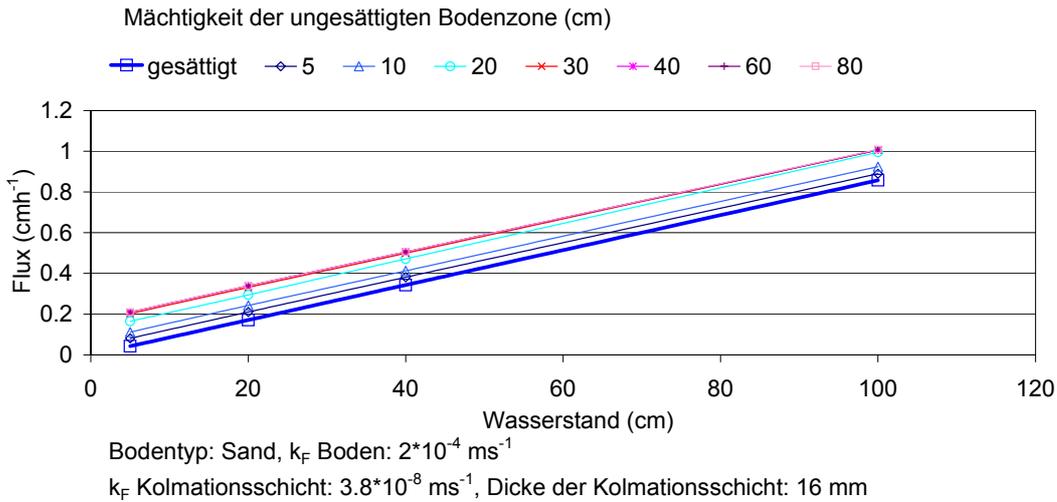


Abbildung 6-5: Exfiltrationsfluxe bei verschiedenen Druckhöhen und Fließlängen

Werden Fluxe bei verschiedenen Bodenmaterialien und variierenden Wasserständen (obere Randbedingung) betrachtet, ist festzustellen, dass ein positiver linearer Trend zwischen Wasserstand und Flux bei sandigen und lehmigen Böden vorliegt (Abbildung 6-6). Die Steigung der Geraden ist durch die hydraulische Leitfähigkeit der Kolmationsschicht geprägt. Lediglich bei dem gewählten tonigen Lehm ist ein abgeschwächter Anstieg der Fluxe in Abhängigkeit vom Wasserstand zu sehen, was auf die geringe Leitfähigkeit des Bodenmaterials zurück geführt werden kann. Für die Betrachtung von Kanalleckagen hat dieses Szenario allerdings keine Bedeutung, da Kanäle im Regelfall in sandigen oder kiesigen, d.h. im Allgemeinen gut durchlässigen Böden, gebettet sind.

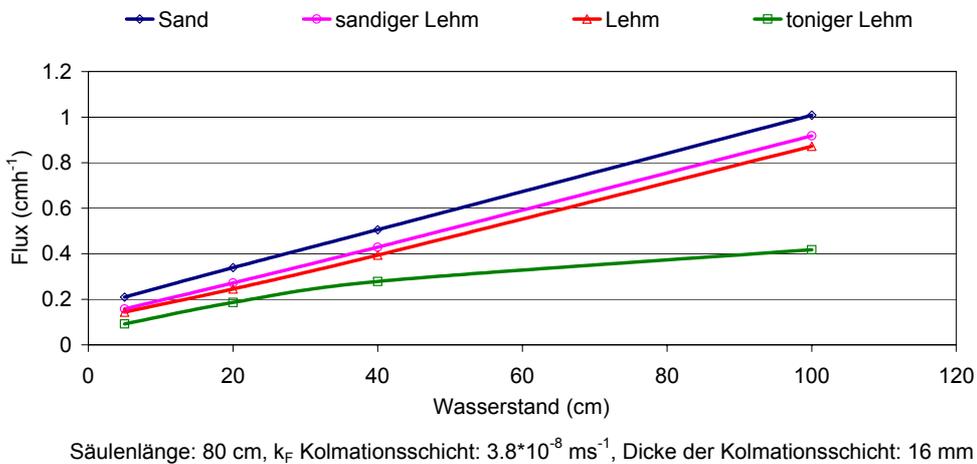


Abbildung 6-6: Exfiltrationsfluxe in Abhängigkeit des Bodenmaterials

Die Exfiltrationsraten verhalten sich nahezu umgekehrt proportional zur Mächtigkeit der Kolmationsschicht (Abbildung 6-7). Dass der Wert des Exponenten der Regressionsfunktion in Abbildung 6-7 etwas kleiner als -1 ist, kann anhand der Berechnung des Gradienten (Gleichung 2-22), bei der die Schichtdicke sowohl im Zähler als auch im Nenner eingeht, nachvollzogen werden.

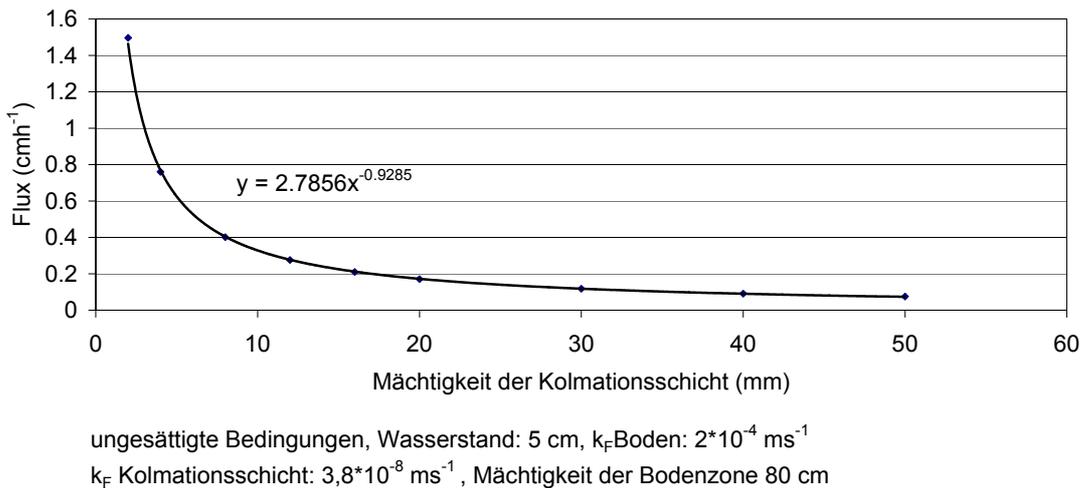


Abbildung 6-7: Exfiltrationsfluxe bei variierenden Mächtigkeiten der Kolmationsschicht

Die Retentionsparameter der Kolmationsschicht haben aufgrund der geringen Schichtdicken, die von verschiedenen Autoren zwischen 1 und 20 mm angegeben werden (Abschnitt 6.2.5.3), keine signifikante Auswirkung auf den Exfiltrationsprozess.

6.1.1.3.2 Gesättigte Verhältnisse

Generell werden, wie schon in Abschnitt 6.1.1.3.1 dargestellt, bei der Annahme von gesättigten Verhältnissen geringere Exfiltrationsraten simuliert als unter ungesättigten Bedingungen. Exfiltrationsraten stehen in einem linearen Zusammenhang zu Wasserständen (obere Randbedingung). Die Mächtigkeit der Kolmationsschicht steht in umgekehrt proportionalem Zusammenhang zu den Exfiltrationsraten (Abbildung 6-8).

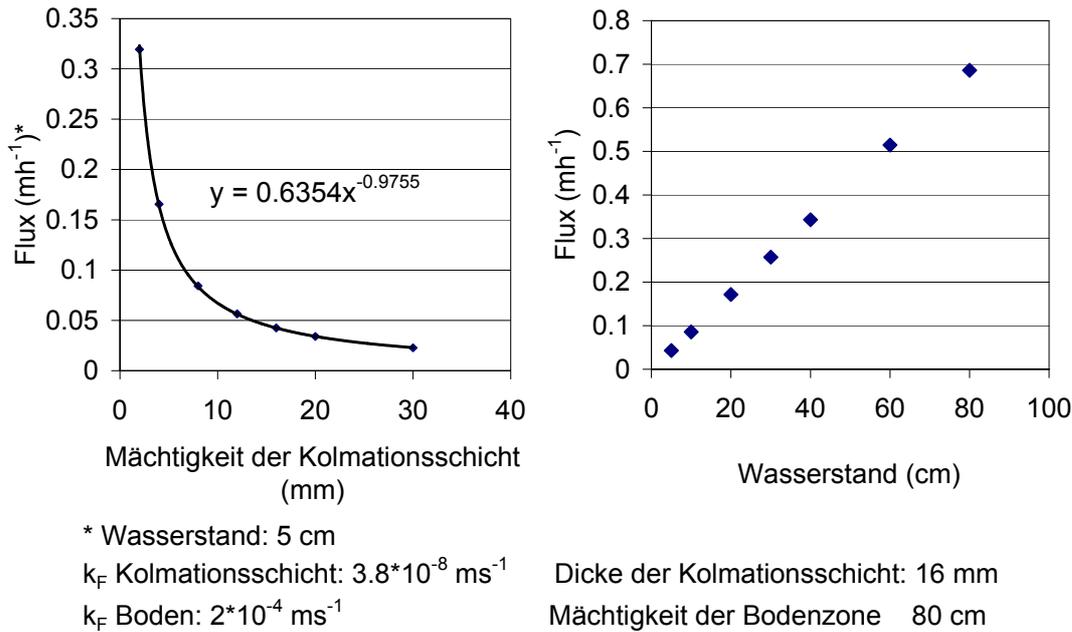


Abbildung 6-8: Einfluss der Dicke der Kolmationsschicht und des Wasserstandes auf Exfiltrationsfluxe unter gesättigten Bedingungen

Allerdings ist festzustellen, dass das Bodenmaterial den Exfiltrationsprozess unter bestimmten Randbedingungen maßgeblich beeinflussen kann. Werden Exfiltrationsfluxe und hydraulische Leitfähigkeiten verschiedener Bodentypen gegenübergestellt, wird deutlich, dass mit zunehmender Kohäsivität der Böden (niedrigere hydraulische Leitfähigkeiten) die Exfiltrationsfluxe geringer werden (Abbildung 6-9). In bindigen Materialien würde folglich nicht nur die Kolmationsschicht als limitierende Schicht fungieren, sondern auch die Bodenzone selbst. Allerdings ist der Effekt für die praktische Anwendung in Kanalnetzen bedeutungslos, da Kanäle in sandigen und kiesigen Materialien gebettet werden. Im Bereich dieser gut durchlässigen Böden sind - wie in Abbildung 6-9 zu sehen - keine Beeinflussungen durch den anstehenden Boden zu erwarten. Die maximal mögliche Exfiltrationsrate ist bei Sanden und Kiesen somit lediglich durch die Ausprägung der Kolmationsschicht limitiert.

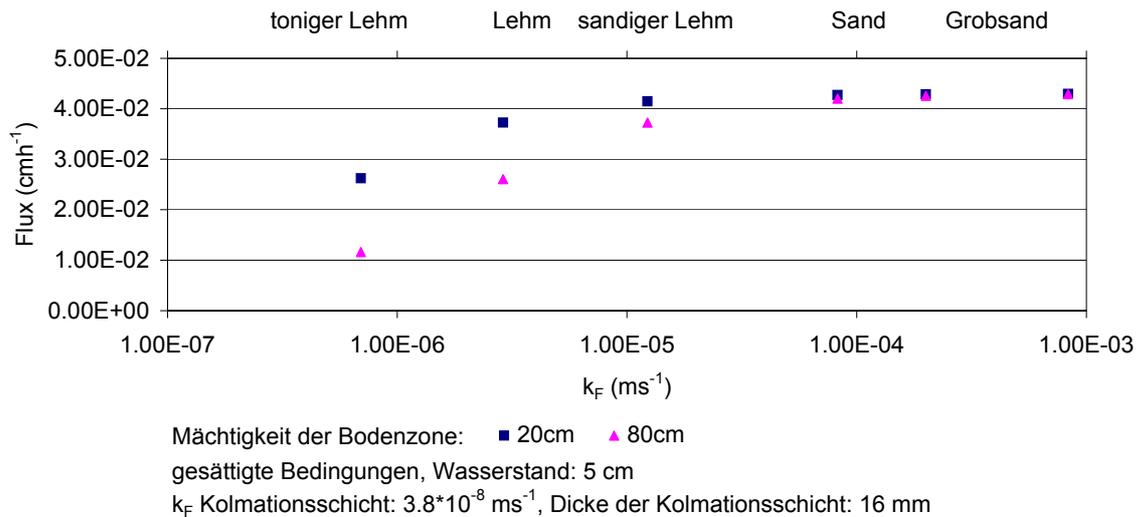


Abbildung 6-9: Exfiltrationsfluxe unter gesättigten Bedingungen bei verschiedenen Bodentypen und Mächtigkeiten der Bodenzone

6.1.2 HYDRUS 3D (Karpf und Krebs, 2010)

HYDRUS 3D wurde eingesetzt, um eventuelle Beeinflussungen durch die Flächengröße und -form von Leckagen zu bewerten.

6.1.2.1 Modellaufbau

Als Modell wurde eine zylindrische Säulenform mit einem Durchmesser von 200 mm konfiguriert. Die Triangulation der Zellen des Modells wurde in Abhängigkeit von der Größe der gewählten Schadensfläche vorgenommen. Eine Zusammenfassung zur Säulenkonfiguration und den Randbedingungen ist in Anlage 3 enthalten. Zur Aufzeichnung der Potenzialverteilung wurden Überwachungsknoten definiert. Abbildung 6-10 veranschaulicht die Struktur der Modellsäulen am Beispiel einer Säule mit kreisförmiger Leckage.

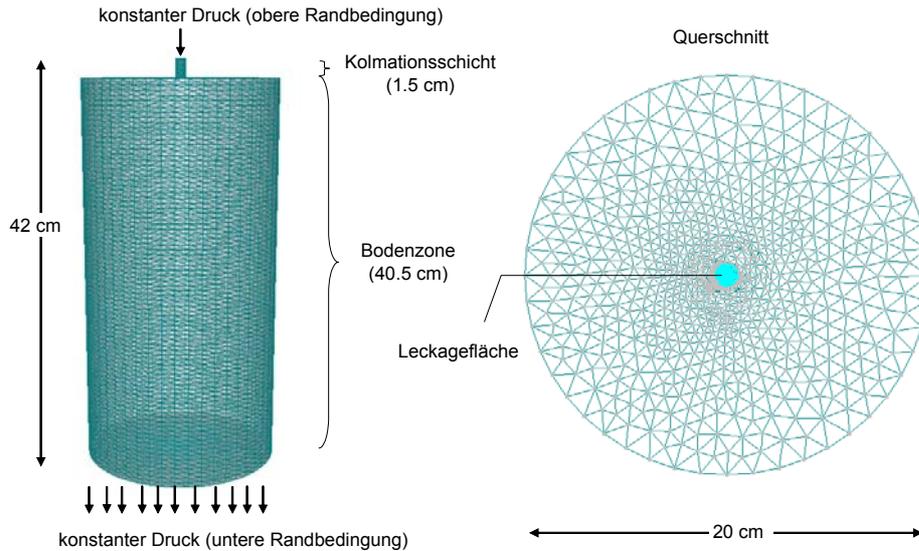


Abbildung 6-10: Struktur einer Modellsäule mit kreisförmiger Leckage

6.1.2.2 Ergebnisse der Simulationen mit HYDRUS 3D

Die Simulationen zeigen deutlich, dass zwischen der Leckagefläche und der Exfiltrationsrate ein linearer Zusammenhang besteht. Sowohl in Simulationsszenarien unter gesättigten als auch unter ungesättigten Bedingungen und bei verschiedenen Schadensformen (Kreis, Rechteck) kann dies anhand Abbildung 6-11 nachvollzogen werden. Des Weiteren ist nachweisbar, dass die Schadensform keine direkte Auswirkung auf die Exfiltrationsrate hat.

Die Einbeziehung der Schadensfläche zur Ermittlung der Exfiltrationsrate kann daher nach dem eindimensionalen Ansatz des DARCY-Modells - wie in Gleichung 2-21 angegeben - erfolgen.

In Abbildung 6-11 ist auch erkennbar, dass unter ungesättigten Verhältnissen und bei gleichen Randbedingungen (Wasserstand bzw. obere Randbedingung, Eigenschaften der Kolmationsschicht) infolge der Wirkung des Matrixpotenzials mit erhöhten Exfiltrationsraten zu rechnen ist.

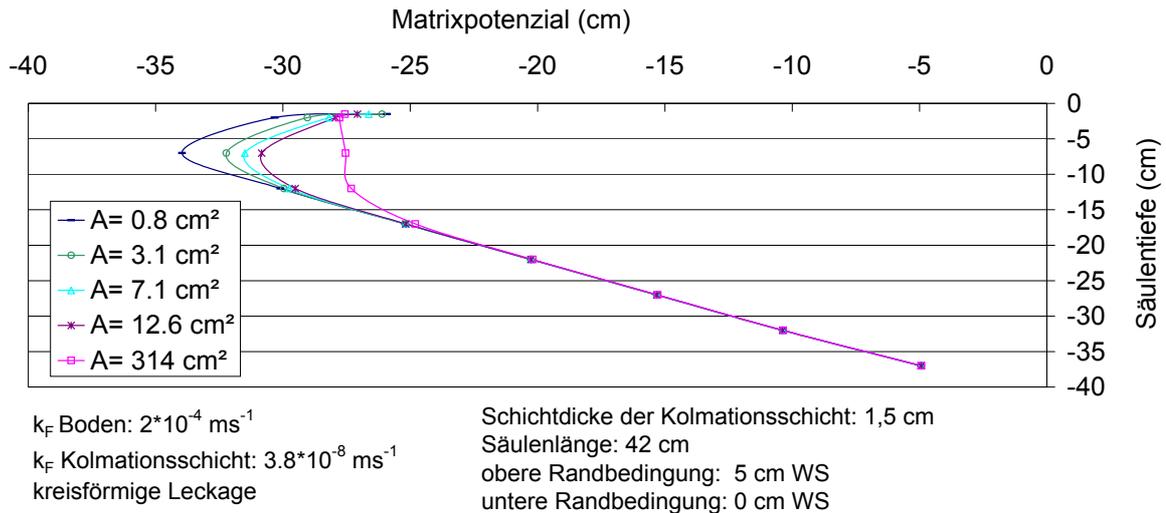


Abbildung 6-12: Matrixpotenziale (ungesättigte Randbedingungen) bei unterschiedlichen Schadensgrößen (Modellierung mit HYDRUS 3D)

6.2 Kleintechnische Versuche (Karpf et al., 2009)

6.2.1 Zielstellung der Versuche

Im Rahmen der kleintechnischen Versuche wurden hydraulische Randbedingungen der Exfiltration untersucht. Die Arbeitsschwerpunkte waren dabei:

- Vergleich der Exfiltration unter gesättigten und ungesättigten Bedingungen
- Charakterisierung des Kolmationsprozesses und Ableitung eines Kolmationsmodells

Bei den Versuchen wurde einerseits die Nachbildung der Bedingungen, die in Kanalnetzen herrschen, angestrebt. Andererseits wurden Säulenversuche konfiguriert, deren Versuchsbedingungen gut kontrollierbar sind. Ein Vergleich der verschiedenen Versuchsanordnungen sollte Aussagen zur Übertragbarkeit von Einzelergebnissen ermöglichen und zugleich für weiterführende Untersuchungen zeigen, inwiefern das Versuchsdesign die Ergebnisse beeinflusst. Als wesentlicher Unterschied zu bisherigen in der Literatur beschriebenen Versuchsanordnungen (Abschnitt 2.2.3) ist die Durchführung von gesättigten Versuchen zu sehen, die für Vergleichszwecke parallel zu Versuchen unter ungesättigten Bedingungen durchgeführt wurden.

6.2.2 Experimenteller Aufbau

Es wurden 8 Bodensäulen parallel betrieben, wovon aus Redundanzgründen je zwei Säulen in gleicher Weise aufgebaut wurden. Um die Temperaturverhältnisse im Bereich von Kanalleckagen realitätsnah abzubilden, sind die Versuche bei Temperaturen von 5 - 10°C durchgeführt worden.

Der Aufbau der Versuchssäulen ist in Abbildung 6-13 dargestellt. Bei den Säulenversuchen (G3, G4, U3, U4, G1M, G2M, G3M, G4M, G5M, G6M) erfolgt die Beaufschlagung über die Querschnittsfläche (81,7cm²) der Säule (Säulenexperimente, Abbildung 6-13). Bei den Versuchen mit künstlichen Kanalleckagen ist die Exfiltration von Abwasser über Kanalrohre der Nennweite DN 50, die pro Säule mit 10 kreisförmigen Leckagen von 1 cm Durchmesser (gesamt: 7,8 cm² pro Versuchssäule) ausgestattet waren, realisiert worden (Leckageexperimente, Abbildung 6-13).

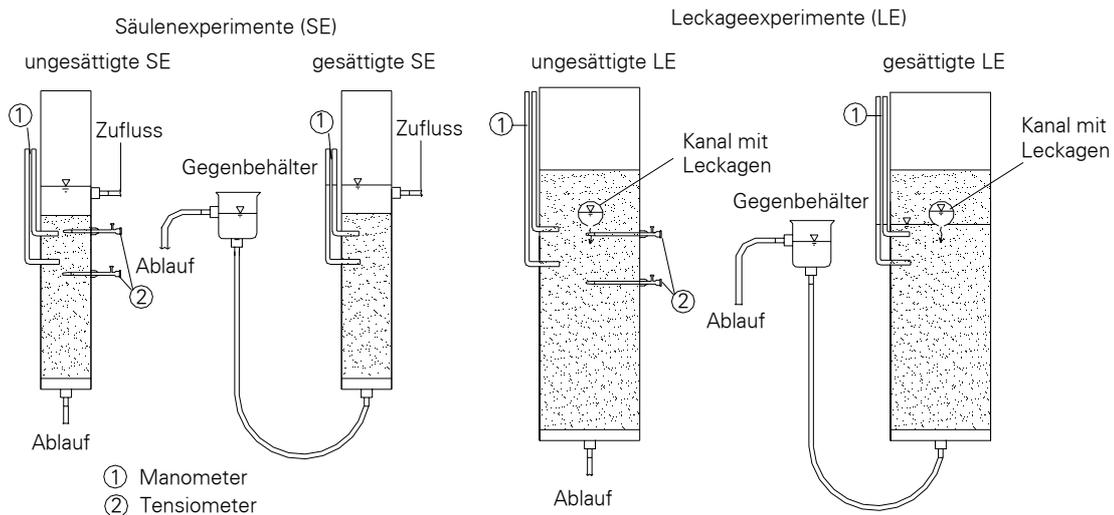


Abbildung 6-13: Säulenaufbau der verschiedenen Exfiltrationsexperimente

Als Filtermaterial wurden Bausande mittlerer Körnung, Kies und Split eingesetzt. Eigenschaften des eingesetzten Filtersands können Abschnitt 6.2.3 entnommen werden.

Das Filtrat wurde zu Anfang jeder Versuchsphase über Wägung (KERN, 440-53N) erfasst. Nachdem die Filtrationsraten stark gesunken waren, erfolgte eine manuelle tägliche Messung des Filtratvolumens. Saugspannungsmessungen wurden mit Tensiometern und Differenzdrucksensoren (UIT GmbH Dresden) realisiert. Die Messwerte sind online auf einem Prozessrechner gespeichert worden. Temperatur- und Leitfähigkeit im Zulaufkanal wurden durch eine

kontinuierliche Messung (WTW Cond 340i) aufgezeichnet. Durch eine automatische Probenahmeeinrichtung wurden Proben abfiltrierbarer Stoffe (AFS) halbstündlich dem Zulaufkanal entnommen und einem gekühlten Sammelbehälter zugeführt. Die Aufzeichnung der Online-Messwerte sowie die Steuerung der Probenahme ist über eine A/D D/A-Schnittstelle (National Instruments FP2015, FP-AI110, FP-AO210) und einen PC realisiert worden. Neben den Online-Messungen wurden täglich die Druckpotenziale und Wasserstände in den Säulen und im Versuchskanal manuell gemessen.

Wesentliche Eigenschaften der Säulen sind in Tabelle 6-3 zusammengefasst.

Tabelle 6-3: Konfiguration der Versuchssäulen zur Exfiltrationsuntersuchung

Bezeichnungen	Bodenwasser	Beaufschlagung	Abmessungen	Beaufschlagungsfläche
U1, U2	ungesättigt	Leckagen im Abwasserkanal	H = 60 cm D = 20 cm	10 kreisförmige Leckagen mit D = 1 cm
G1, G2	gesättigt		Abwasserkanal DN 50 Sand 0-2 mm	
G3, G4,	gesättigt	von Abwasser überstaut	H = 50 cm D = 11 cm Sand 0-2 mm	Kreisquerschnitt der Säule D = 10,2 cm
U3, U4	ungesättigt	von Abwasser überstaut	H = 50 cm D = 11 cm Sand 0-2 mm	Kreisquerschnitt der Säule D = 10,2 cm
G1M, G2M, G3M, G4M, G5M, G6M	gesättigt	von Abwasser überstaut	H = 50 cm D = 11 cm Sand 0 - 1 mm Sand 0 - 4 mm Split 2 - 5 mm Kies 6 - 8 mm	Kreisquerschnitt der Säule D = 10,2 cm

6.2.3 Bodenparameter

Als Filtermaterial wurden Sande verschiedener Korngrößenverteilungen sowie Kies und Split eingesetzt. Lagerungsparameter, hydraulische Leitfähigkeiten, Korngrößenverteilungskurven und Parameter der Retentionsfunktion wurden im Labor des Institutes für Grundwasserwirtschaft der TU Dresden (IGW) und am Dresdner Grundwasserforschungszentrum (DGFZ e.V.) bestimmt (Anlage 4).

Die Ermittlung der hydraulischen Leitfähigkeiten und Korngrößenverteilung diente einerseits der Beurteilung und Charakterisierung der Einbaubedingungen bei den Versuchssäulen. Andererseits wurden die hydraulischen Leitfähigkeiten (unter gesättigten Bedingungen) und Retentionsparameter als Grundlage für die Modellrechnungen mit HYDRUS (Abschnitt 6.1) sowie für Berechnungen zur Kolmation (Abschnitt 6.2.5) und der hydraulischen Leitfähigkeiten und Wassergehalte unter ungesättigten Bedingungen (Abschnitt 6.2.4.2) herangezogen.

6.2.3.1 Lagerungsparameter, Korngrößenverteilung und hydraulische Durchlässigkeit

Dichte und Lagerungsparameter, Korngrößenverteilung und Ungleichförmigkeit des für die Säulenversuche G1 bis G4 und U1 bis U4 genutzten Bausandes sind in

Anlage 4 dargestellt. Die Kornsummenverteilungen wurden durch Siebung an 4 Proben ermittelt. Die hydraulische Leitfähigkeit ist nach Einbau des Materials an den Versuchssäulen U3, U4 und G3, G4 experimentell überprüft worden. Eine Messung der Leitfähigkeit an den Säulen mit durchführenden Kanalrohren (Leckageexperimente) U1, U2, G1 und G2 (Abbildung 6-13) war aufgrund der Versuchskonfiguration nicht möglich, da eine seitliche Anströmung der Leckagen gegeben ist.

Für vergleichende Untersuchungen an unterschiedlichen Materialien (Abschnitt 6.2.4.6) wurden weitere Sande und gröbere Materialien (Split, Kies) in Säulenversuchen (G1M, G2M, G3M, G4M, G5M, G6M) eingesetzt, deren hydraulische Durchlässigkeiten und Korngrößenverteilungen in

Anlage 4 dargestellt sind.

Allgemein ist festzustellen, dass die hydraulischen Leitfähigkeiten der Säulenversuche und die im Labor ermittelten Werte eine relativ gute Übereinstimmung zeigen (Abbildung 6-14).

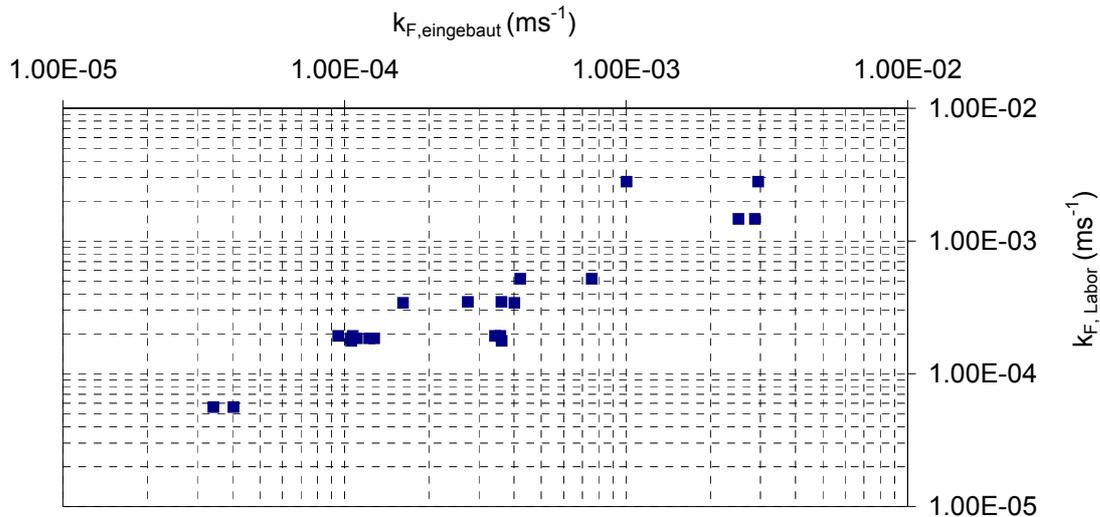


Abbildung 6-14: Vergleich der im Labor ermittelten hydraulischen Leitfähigkeiten und gemessenen Leitfähigkeiten des in die Säulen eingebauten Materials

6.2.3.2 Retentionsparameter

Die Retentionsversuche wurden für den vornehmlich genutzten Bausand am IGW und am DGFZ e.V. durchgeführt. Mithilfe der Software RETC (Version 6.0) konnten anhand der Entwässerungsversuche und auf Grundlage der im Labor ermittelten Durchlässigkeiten die Retentionsparameter des Ansatzes von van Genuchten (1980) ermittelt werden (Anlage 4). Da die berechnete Porosität des Versuches 2 (Anlage 4) mit der laborativ ermittelten Porosität (Anlage 4) sehr gut übereinstimmt, wurden die Parameter des Versuches 2 für weitere Berechnungen herangezogen.

6.2.4 Resultate der Versuche

6.2.4.1 Dynamik des Exfiltrationsprozesses

Die Versuche zeigten deutlich den - wie exemplarisch in Abbildung 6-15 dargestellt - in der Literatur (Abschnitt 2.2.3) beschriebenen exponentiellen Rückgang der Exfiltrationsraten innerhalb weniger Stunden. Im Vergleich zu den Startwerten war eine Reduktion um ca. 1-2 Größenordnungen festzustellen. Dieser schnelle Rückgang wird vor allem auf Prozesse der physikalischen Kolmation zurückgeführt.

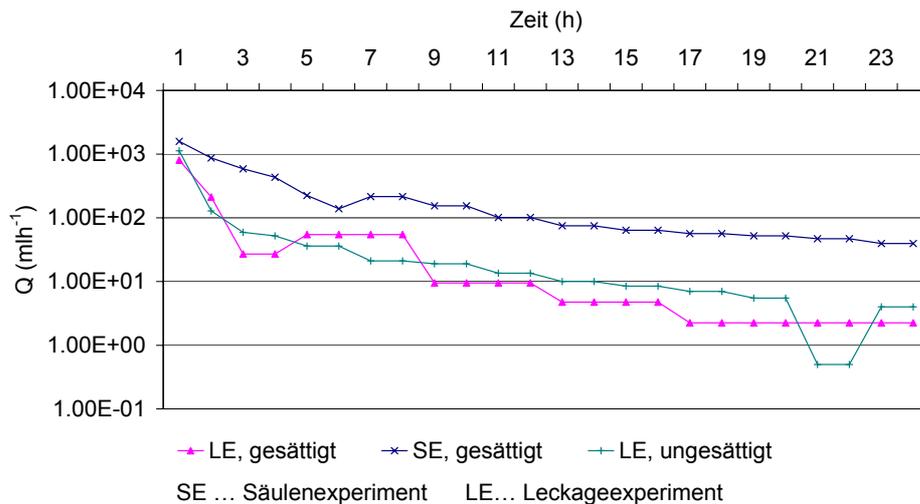


Abbildung 6-15: Rückgang der Exfiltrationsraten innerhalb von 24 h an drei Versuchssäulen

Langfristige Entwicklungen der Exfiltrationsraten sind in Abbildung 6-16 dargestellt. Innerhalb 30 - 40 Tagen ist die Exfiltration stark abgesunken, wobei festzustellen ist, dass die Exfiltrationsraten Schwankungen unterliegen, die auf hydraulische Störungen während des Kolmationsprozesses zurückgeführt werden (Abschnitt 2.2.4.3.).

Anhand Abbildung 6-16 wird weiterhin deutlich, dass in den ersten 3 Tagen der Rückgang der Exfiltrationsraten einen wesentlich höheren Gradienten aufweist als im weiteren Verlauf (nach dem 3. Tag). In der initialen Phase (bis zum 3. Tag) erfolgt in den Versuchen eine weitgehende Kolmation der Bodenporen. Dadurch verringert sich die hydraulische Leitfähigkeit entsprechend Gleichung 2-23 überproportional und verursacht einen starken Rückgang der Exfiltrationsraten. Des Weiteren ist durch die anfängliche starke Zunahme der Schichtdicke des kolmatierten Bodenbereichs ein Rückgang der Exfiltrationsfluxe gegeben.

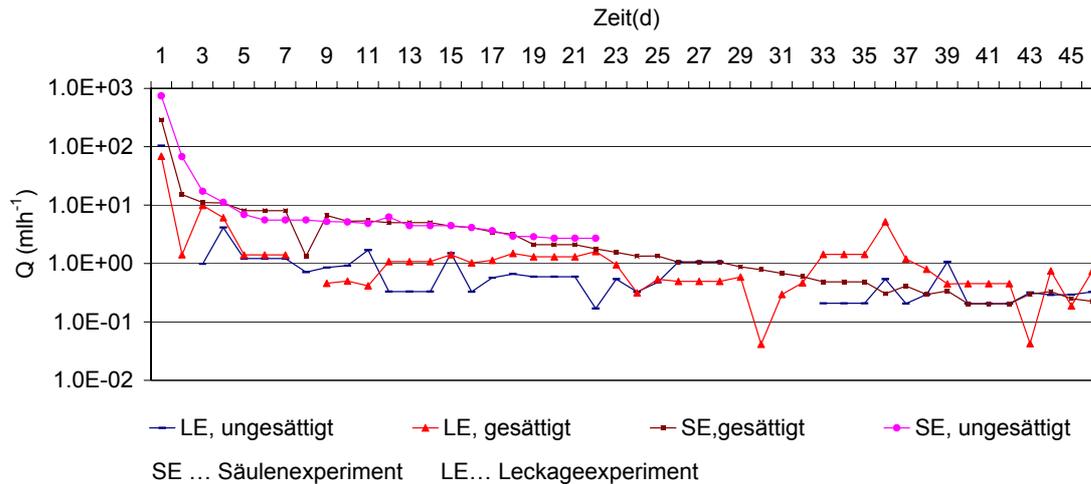


Abbildung 6-16: Exfiltrationsraten bei Leckage- und Säulenexperimenten unter gesättigten und ungesättigten Bedingungen (3-Tage-Mittelwerte)

Dem initialen Prozess folgte eine Phase, die stärker durch Sedimentation und Verdichtung der Kolmationsschicht sowie biologische und chemische Prozesse geprägt ist (Abschnitt 6.2.5).

Anhand des Verlaufes der Exfiltrationsraten in den ersten Stunden und Tagen wird vermutet, dass physikalische Prozesse den Rückgang der Exfiltrationsraten in dieser Phase dominieren. Die biologische Kolmation als Folge von Biomassewachstum erscheint in der initialen Phase von untergeordneter Bedeutung, da der starke Rückgang der Exfiltrationsraten trotz sehr niedriger Temperaturen (5-10°C) festzustellen war. Außerdem konnte kein wesentlicher Unterschied im Verlauf der Rückgangsraten festgestellt werden, der auf unterschiedliche Milieubedingungen unter gesättigten und ungesättigten Verhältnissen oder die Limitierung von Sauerstoff zurückführbar wäre.

6.2.4.2 Potenziale, Wassergehalte und hydraulische Leitfähigkeiten der ungesättigten Säulen

Bei den Säulen- und Leckageexperimenten wurden unterschiedlich ausgeprägte Potenziale, Wassergehalte und hydraulische Leitfähigkeiten ermittelt (Abbildung 6-17). Potenzialunterschiede sind einerseits durch varriierende Säulenhöhen bedingt. Andererseits sind die Unterschiede durch die unterschiedliche Ausprägung der Kolmationsschicht zu erklären (Abschnitt 6.2.5.3).

Auf Basis der Potenzialmessungen und mithilfe der Retentionsbeziehung von van Genuchten (1980), parametrisiert entsprechend Abschnitt 6.2.3.2, wurde eine

Berechnung der Wassergehalte und der hydraulischen Leitfähigkeiten unter ungesättigten Bedingungen realisiert. Festzustellen ist, dass eine Reduktion der Potentiale auf bis -45 cm bei den Leckageexperimenten hydraulische Leitfähigkeiten von 10^{-9} bis 10^{-10}ms^{-1} zur Folge hat. Bei den Säulenexperimenten ist ein Rückgang der ungesättigten hydraulischen Leitfähigkeiten bei Potentialen von bis zu -20 cm auf 10^{-4} bis 10^{-5}ms^{-1} zu konstatieren (Anlage 5).

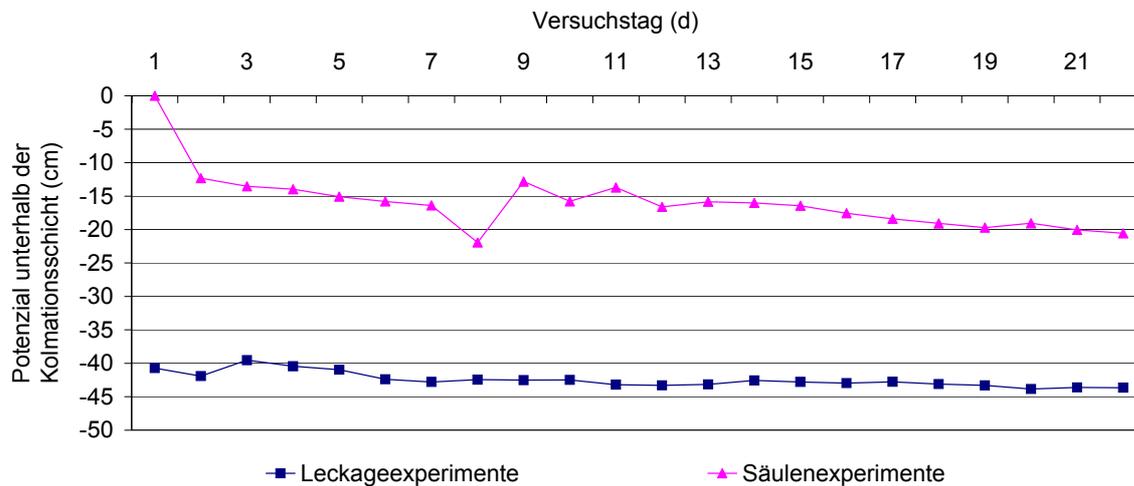


Abbildung 6-17: Gemessene Potentiale unterhalb der Kolmationsschicht bei einem Säulen- und einem Leckageexperiment

6.2.4.3 Vergleich gesättigter und ungesättigter Versuchsbedingungen

Der direkte Vergleich der verschiedenen Versuchskonfigurationen wurde anhand des Vergleichs der Leckagefaktoren ($k_{L,EX}$ -Werte) realisiert (Gleichung 2-21). Die $k_{L,EX}$ -Werte erscheinen als Vergleichsparameter besonders geeignet, weil über den Leckagefaktor eine Einbeziehung der verschiedenen Versuchsrandbedingungen ermöglicht wird.

Werden die Versuchsreihen bei den Leckageversuchen verglichen, dann ist tendenziell zu sehen, dass die Leckagefaktoren der ungesättigten Versuche niedriger liegen als die Faktoren unter gesättigten Bedingungen (Abbildung 6-18). Dieser Trend ist bei den Säulenversuchen weniger ausgeprägt (Abbildung 6-19), was eine Folge der wesentlich geringeren Potenzialhöhen infolge niedrigerer Matrixpotentiale ist.

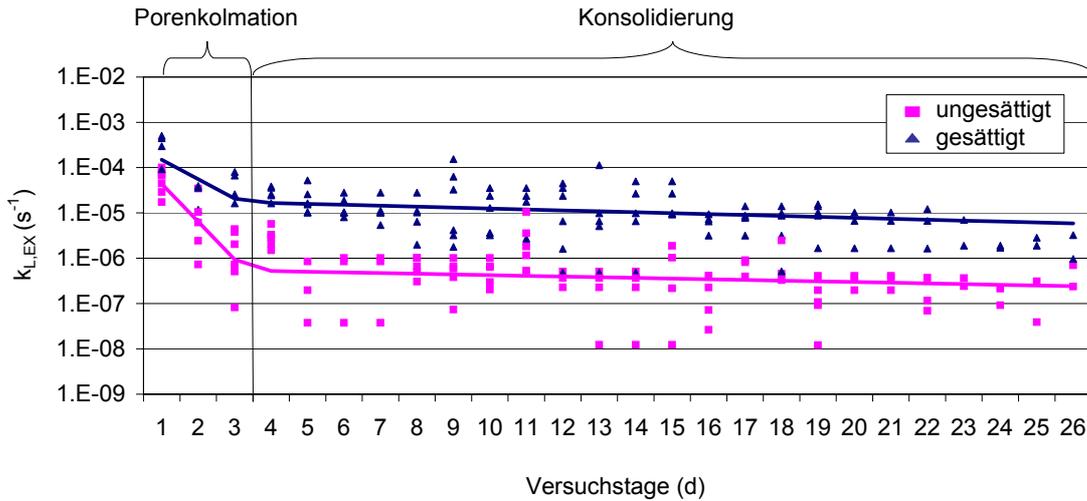


Abbildung 6-18: Entwicklung der Leckagefaktoren bei den Leckageexperimenten unter gesättigten und ungesättigten Randbedingungen

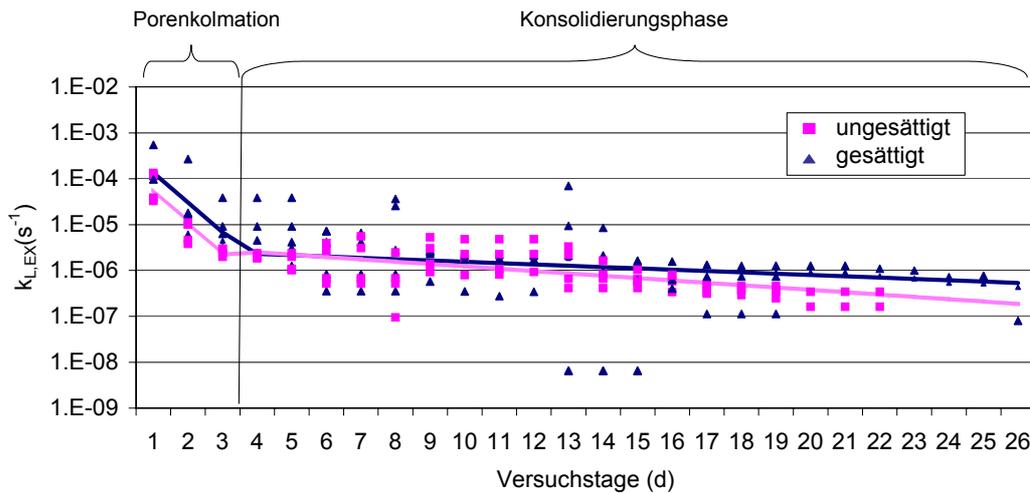


Abbildung 6-19: Entwicklung der Leckagefaktoren bei den Säulenexperimenten unter gesättigten und ungesättigten Randbedingungen

Die beobachtete Abweichung der Leckagefaktoren zwischen ungesättigten und gesättigten Bedingungen kann wie folgt erklärt werden. Entsprechend der Modelltheorie (Abschnitt 2.2.4.1) ergibt sich unter ungesättigten Versuchsbedingungen ein höherer Potenzialdruck als Folge der Wirkung des Matrixpotenzials. Initiale Infiltrationsraten liegen daher wesentlich höher als unter gesättigten Bedingungen. Entsprechend wird die Kolmationsschicht schneller aufgebaut. Des Weiteren bewirken die unter ungesättigten Bedingungen wesentlich höheren Gradienten ein tieferes Eindringen von

Partikeln, wodurch der kolmatisierte Porenraum gegenüber gesättigten Bedingungen tiefer reicht. Denkbar ist auch, dass durch die höheren Potentiale unter ungesättigten Bedingungen eine dichtere Lagerung der Partikel in der Kolmationsschicht gegeben ist, was gleichfalls geringere Leckagefaktoren zur Folge hat. Die Beobachtungen decken sich mit Untersuchungen von Rice (1978), der initiale Gradienten als sehr entscheidend für die Intensität der Kolmation identifizierte. Rice (1978) führte Untersuchungen mit einem ähnlichen Material (Sand, $k_F = 2.8 \cdot 10^{-4} \text{ ms}^{-1}$) durch, und kam zu dem Ergebnis, dass der Leckagefaktor der Kolmationsschicht bei höheren initialen Gradienten und gleicher AFS-Beschickung kleiner ausfällt als bei geringeren initialen Gradienten, da die Partikel tiefer in den Boden eingetragen werden. Beyer und Banscher (1975), die anhand von Untersuchungen zur Kolmation von Gewässerbetten Leckagefaktoren und Infiltrationsgeschwindigkeiten verglichen, kamen zu dem Ergebnis, dass durch erhöhte Potentiale eine Verlagerung von Feststoffen in tiefere Schichten stattfindet. Aus den Resultaten der verschiedenen Autoren wird gefolgert, dass bei nicht limitierter Zufuhr von Feststoffpartikeln die Kolmationsschicht bei höheren Gradienten eine größere Mächtigkeit der Kolmationsschicht bei ähnlichen Durchlässigkeiten erzeugt.

Diese Hypothese kann anhand der durchgeführten Versuche qualitativ Bestätigung finden. Werden die Potenzialhöhen mit den $k_{L,EX}$ -Werten verglichen, so ist festzustellen, dass mit zunehmendem Potenzialdruck der $k_{L,EX}$ -Wert sinkt (Abbildung 6-20). Abbildung 6-20 verdeutlicht auch, dass dies sowohl für gesättigte als auch für ungesättigte Randbedingungen gilt. Des Weiteren ist festzustellen, dass die verschiedenen Versuchskonfigurationen (Säulenexperimente, Leckageexperimente) einen ähnlichen Trend zeigen und somit offensichtlich ähnlichen Prozessmechanismen unterliegen.

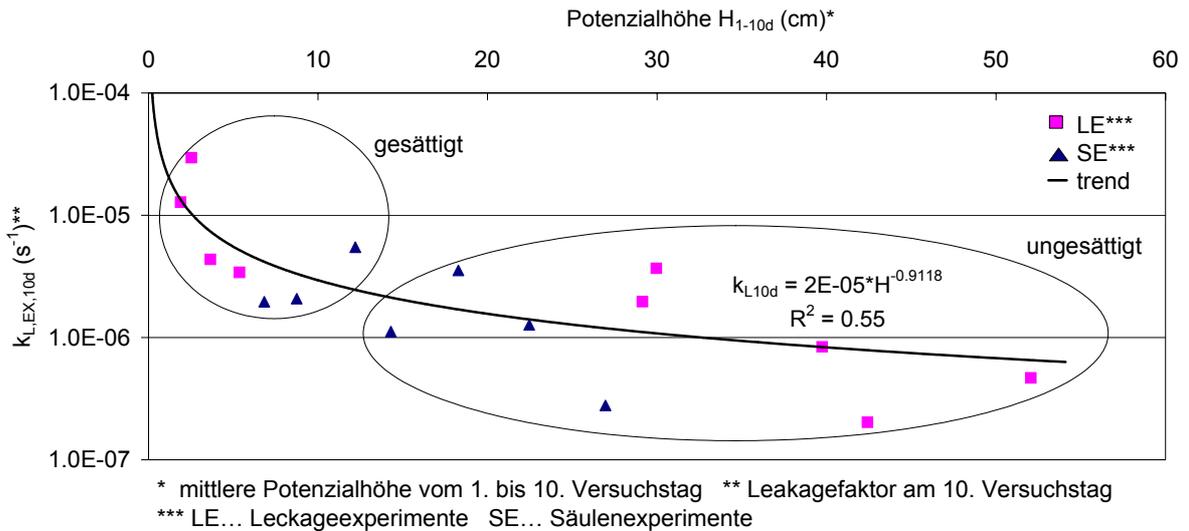


Abbildung 6-20: Initiale Potenziale und Leckagefaktoren nach 10 Tagen Versuchsdauer der Leckage- und Säulenexperimente

6.2.4.4 Feststoffeintrag in die Kolmationsschicht

Der Eintrag an abfiltrierbaren Stoffen (AFS, $\leq 45 \mu m$) in die Kolmationsschicht wurde durch Frachtberechnungen basierend auf Konzentrationsmessungen im Zulauf der Säulen und Durchsatzraten der Säulen ermittelt und zur besseren Vergleichbarkeit auf die Filtrationsfläche bezogen. In Abbildung 6-21 ist zu sehen, dass bereits nach 2 Stunden eine erhebliche AFS-Fracht eingetragen wurde. Deutlich erkennbar ist auch, dass unter ungesättigten Bedingungen der initiale Eintrag wesentlich höher liegt als unter gesättigten Bedingungen.

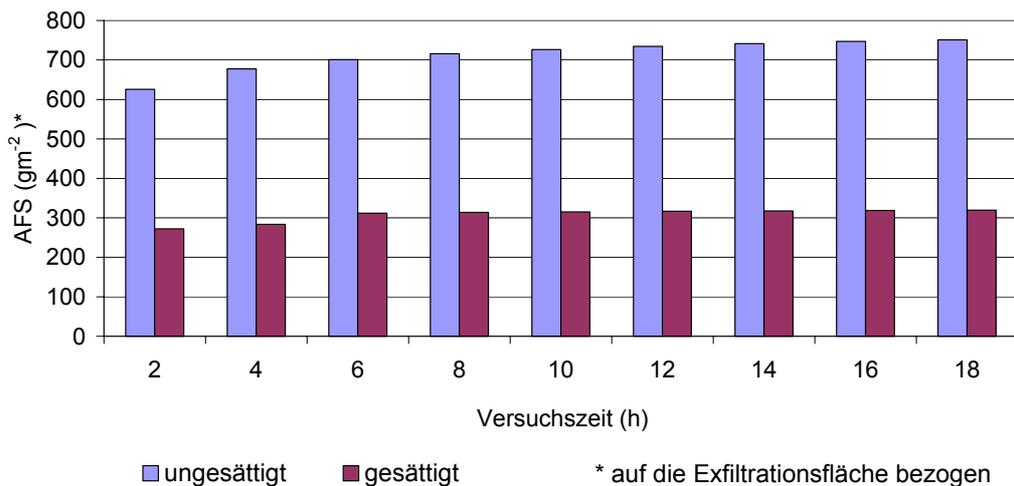


Abbildung 6-21: Maximaler Eintrag an AFS (ohne Erosion) innerhalb der ersten 18 h nach Beginn der Abwasserexfiltration bei Leckageversuchen unter gesättigten und ungesättigten Bedingungen

Aus dem starken Rückgang der Exfiltrationsraten in den ersten Tagen wurde geschlossen, dass die Kolmation im Wesentlichen auf physikalischen Prozessen beruht (Abschnitt 6.2.4.1). Deshalb wurden die AFS-Konzentrationen den berechneten Leakagefaktoren gegenübergestellt (Abbildung 6-22).

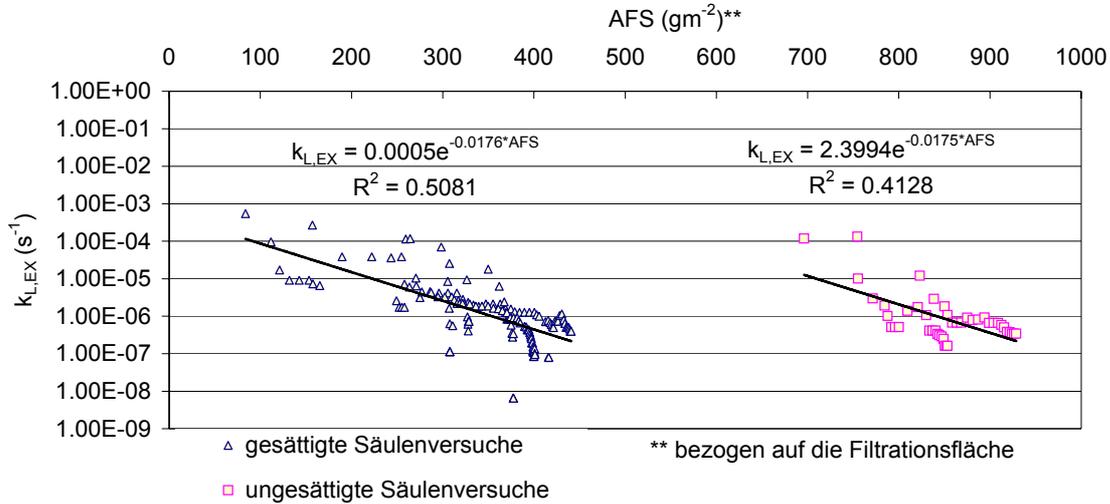


Abbildung 6-22: AFS-Fracht und Leakagefaktoren bei Säulenexperimenten unter gesättigten und ungesättigten Bedingungen

Bei Säulenversuchen unter ungesättigten Bedingungen liegen die zu Tageswerten akkumulierten AFS-Frachten am 1. Tag bei ca. 700 - 800 gm^{-2} . In den Versuchen unter gesättigten Bedingungen werden ca. 100 gm^{-2} eingetragen.

In Abbildung 6-22 ist ein paralleler Verlauf der Regressionsgeraden zu sehen, aus dem geschlossen wird, dass der Kolmationsprozess unabhängig von der Sättigung des Bodens ähnlich abläuft.

Bei den Versuchen, in denen Abwasser die Rohrleckagen überströmt, erfolgt strömungsbedingt eine gewisse Störung der Kolmationsprozesse. Dies wird anhand Abbildung 6-23 deutlich. Die AFS-Fracht des filtrierenden Abwassers verursacht wesentlich geringere Veränderungen der $k_{L,EX}$ - Werte, was sich in einer gegenüber den gesättigten Versuchen geringeren Neigung der Regressionsgeraden äußert. Des Weiteren ist in Abbildung 6-23 zu erkennen, dass die initialen flächenbezogenen Frachten (jeweils die links befindliche Datenpunkte in Abbildung 6-23 der Datenreihen) erhöht sind, was auf Turbulenzen und eine Störung der Kolmationsprozesse zurückgeführt wird. Es lässt sich allerdings wieder eindeutig feststellen, dass bei ungesättigten Versuchen der initiale Frachteintrag mit ca. 800-900 gm^{-2} den Wert der gesättigten Versuche mit ca. 300-400 gm^{-2} weit überschreitet. Bemerkenswert

erscheint an Abbildung 6-23, dass sich - abweichend von den Versuchsergebnissen bei den Säulenexperimenten - die Werte der gesättigten und ungesättigten Versuche ergänzen und ein einheitlicher, wenn auch mit einer breiten Streuung verbundener Trend erkennbar ist. Dieser Umstand kann auf den Kolmationsprozess zurückgeführt werden. Da sich unter den Bedingungen des Kanalabflusses die Kolmationsschicht als 1-Schicht-System herausbildet (Abschnitt 6.2.5.1), ergänzen sich die verschiedenen Versuchskonfigurationen zu einem einheitlichen Erscheinungsbild. Der parallele Verlauf bei den Säulenversuchen deutet hingegen auf unterschiedliche seriell ablaufende Prozesse der Kolmation hin (Abbildung 6-22).

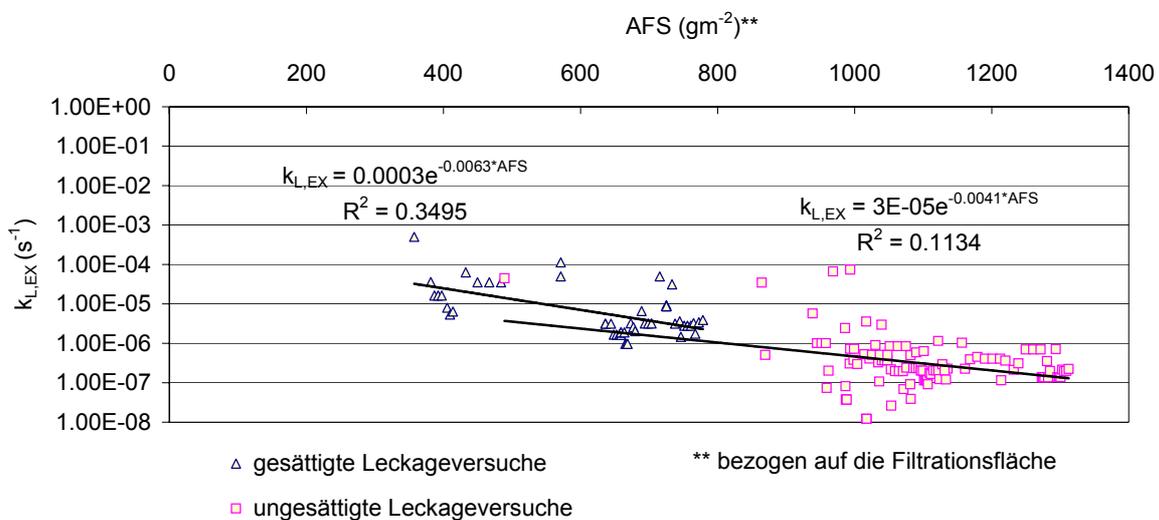


Abbildung 6-23: AFS-Fracht und Leckagefaktoren bei gesättigten und ungesättigten Leckageexperimenten

Die Bedeutung des Matrixpotenzials für den initialen Eintrag an AFS wird in Abbildung 6-24 verdeutlicht. Mit steigendem Betrag des Potenzials wird eine erhöhte Fracht an AFS in den Boden eingetragen.

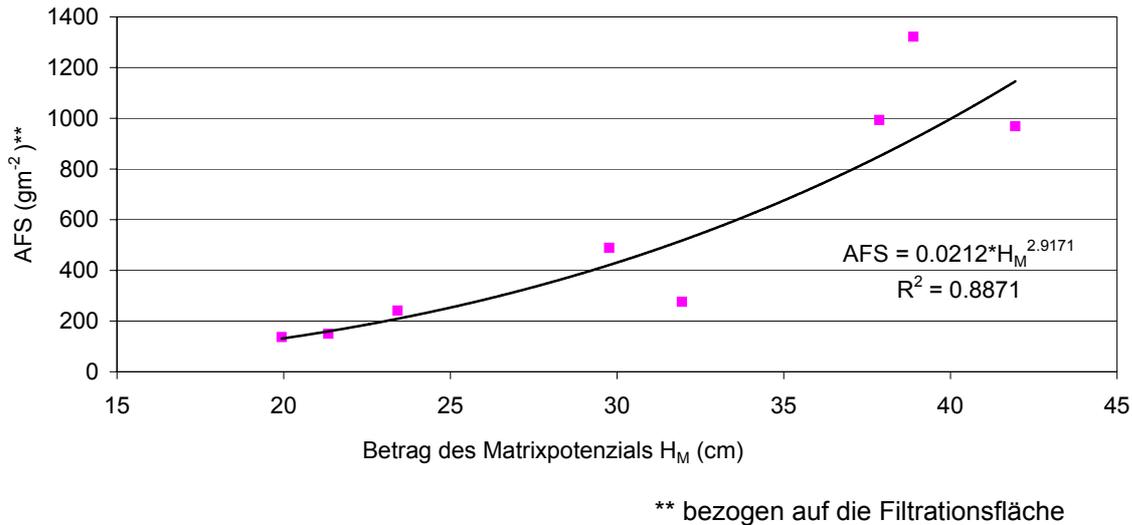


Abbildung 6-24: Matrixpotenzial und AFS-Eintrag bei Leckageversuchen unter ungesättigten Bedingungen

6.2.4.5 Auswirkungen der Dynamik des hydraulischen Potenzials

In einer Versuchsreihe wurden die hydraulischen Potenziale variiert. Es wurde eine Erhöhung des Gravitationspotenzials durch Variation der Wasserstände erzeugt. Des Weiteren ist durch einen Wechsel von gesättigten und ungesättigten Bedingungen im Boden das Matrixpotenzial variiert worden.

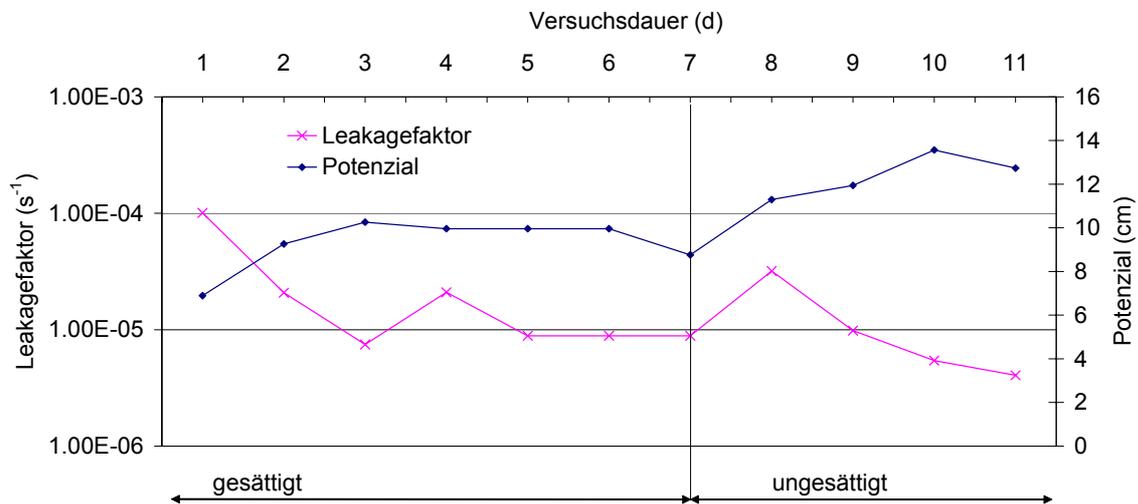


Abbildung 6-25: Änderung des hydraulischen Potenzials durch Änderung der Sättigung und Entwicklung des Leckagefaktors bei einem Säulenexperiment

Nach Etablierung einer Kolmationsschicht unter gesättigten Randbedingungen und der Erhöhung des Potenzials infolge der Einstellung ungesättigter

Bedingungen (Erhöhung der Saugspannung) kam es zu einer Verringerung des Leakagefaktors. Die Kolmationsschicht wurde somit dichter (Abbildung 6-25). Die Änderung des Gravitationspotenzials zeigte hingegen keine deutliche Änderung des Leakagefaktors infolge der Potenzialänderung (Abbildung 6-26).

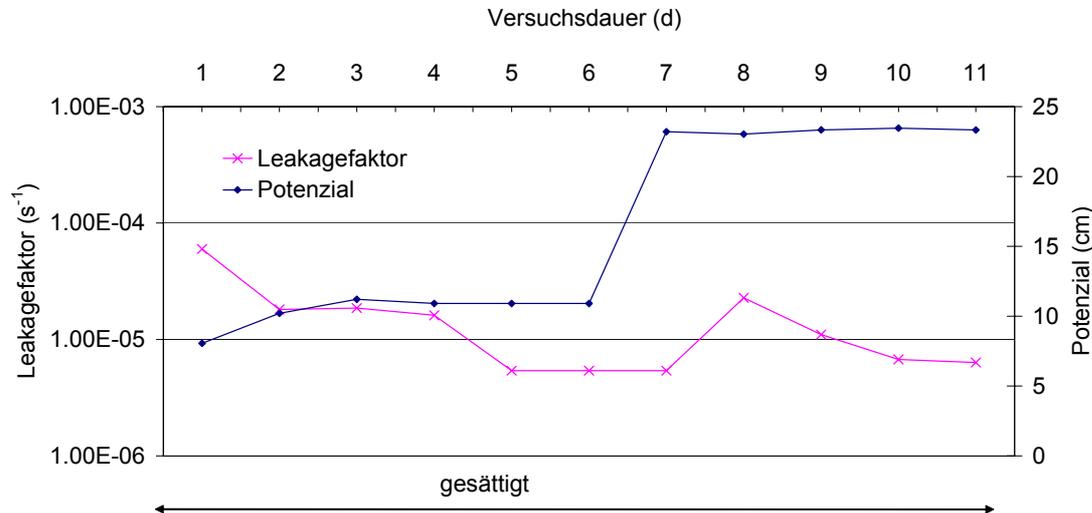


Abbildung 6-26: Änderung des hydraulischen Potenzials durch Änderung des Wasserstands und Entwicklung des Leakagefaktors bei einem Säulenexperiment

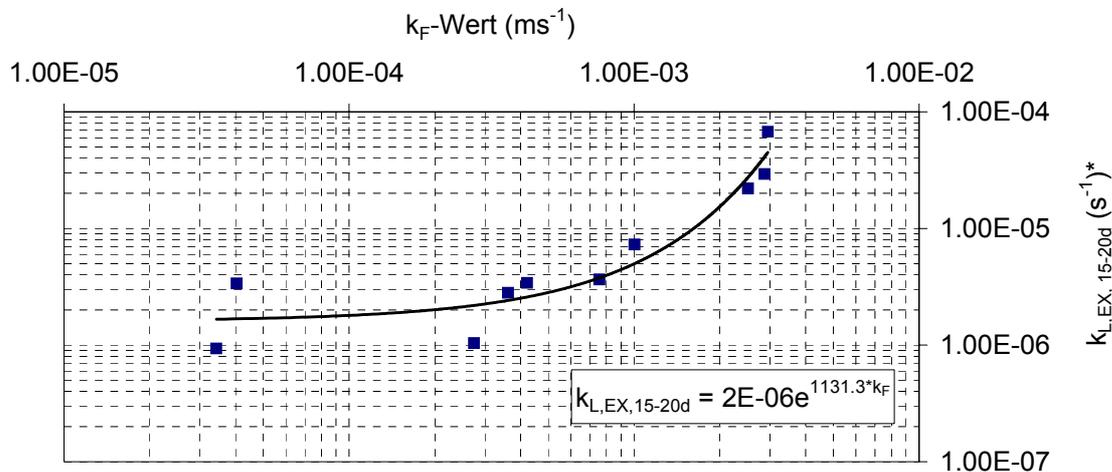
Aus den Versuchen wurde geschlossen, dass nach erfolgter Etablierung einer Kolmationsschicht eine Änderung der Sättigungsverhältnisse im Boden eine größere Auswirkung auf die weitere Entwicklung der Kolmationsschicht hat als die Änderung der Wasserstände oberhalb der Kolmationsschicht. Es wird vermutet, dass die höheren Saugspannungen im Boden einen tieferen Transport der Partikel bedingen und dadurch die Kolmationsschicht in ihrer Mächtigkeit anwächst. Vorstellbar ist auch, dass die Entstehung von Luftinkclusionen im Bereich der Kolmationsschicht eine geringere hydraulische Leitfähigkeit und damit erhöhte Leakagefaktoren bedingen.

6.2.4.6 Untersuchung unterschiedlicher Bodenmaterialien (Karpf und Krebs, 2011b)

Die vorangegangenen Untersuchungsergebnisse basieren auf Untersuchungen mit einem Bausand der Körnung 0 - 2 mm. Um den Einfluss des Bodenmaterials auf den Exfiltrationsprozess zu untersuchen, wurden weitere Sande (Körnung: 0 - 1 mm, 0 - 4 mm) und gröbere Materialien (2 - 5 mm, 6 - 8 mm) genutzt. Die Versuche wurden als gesättigte Säulenversuche (Tabelle 6-3: G1M, G2M, G3M, G4M, G5M, G6M) konfiguriert.

Die Versuchsergebnisse zeigen einen klaren Trend zwischen hydraulischer Leitfähigkeit des Materials und den sich einstellenden Leakagefaktoren (Abbildung 6-27). Größere Materialien mit hohen hydraulischen Leitfähigkeiten führen gegenüber feineren Materialien erwartungsgemäß zu einer höheren Durchlässigkeit der Kolmationsschicht, woraus wiederum höhere Leakagefaktoren resultieren.

Zu beachten ist, dass die Untersuchungen mit Abwasser der Partikelgröße $\leq 0,5$ mm durchgeführt wurden. Vorstellbar ist, dass bei Vorhandensein größerer Partikel ($> 0,5$ mm) auch grobporige Böden stärker kolmatieren und die Leakagefaktoren geringer ausfallen.



* mittlerer Leakagefaktor nach 15-20 Tagen,
Potenzialdruck: 10-20 cm, Maximalgröße der Partikel im Abwasser: 0,5 mm

Abbildung 6-27: Mittlere Leakagefaktoren nach 15-20 Tagen
Abwasserexfiltration ($k_{L,EX, 15-20d}$) in Abhängigkeit der hydraulischen Durchlässigkeiten des unkolmatierten Bodens (k_F)

6.2.5 Kolmation (Karpf et al., 2009; Karpf und Krebs, 2011b)

6.2.5.1 Charakterisierung der Prozesse anhand der Versuchsergebnisse

Der dynamische Verlauf des Kolmationsprozesses kann anhand der Messwerte der Versuche gut nachvollzogen werden. Sowohl bei den Leakageversuchen als auch bei den Säulenversuchen ist zu sehen, dass in den ersten Stunden der Exfiltration ein starker Rückgang der Exfiltrationsraten zu verzeichnen ist (Abschnitt 6.2.4.1). Nach dieser nur sehr kurz andauernden Phase sinken die Exfiltrationsraten nur noch leicht ab und nach einer weiteren Periode von Tagen bis Wochen stellt sich annähernd ein Gleichgewichtszustand ein. Der

anfängliche exponentielle Rückgang deutet den dominierenden Einfluss der physikalisch bedingten Kolmation an, wie sie von weiteren Autoren gleichfalls beobachtet wurde (Rice, 1978; Rauch und Stegner, 1994). Des Weiteren kann geschlossen werden, dass der initiale Rückgang auf eine Kolmation des Porenraums der oberen Bodenschicht hindeutet. Wird das Gesetz von Hagen-Poiseuille (Gleichung 2-23) herangezogen, kann der überproportionale Rückgang mit einer Porenraumverengung und der Kolmationstiefe begründet werden. Der abgeflachte Rückgang im Nachgang der initialen Kolmation spricht für eine Erhöhung der Schichtdicke infolge der Sedimentation von Abwasserpartikeln. Des Weiteren bedingt der Beitrag von biologischen Prozessen in der Konsolidierungsphase (Abbildung 6-18 und Abbildung 6-19) eine Abminderung der k_F -Werte der Kolmationsschicht. Da der Partikeleintrag in die Kolmationsschicht in der 2. Phase des Kolmationsprozesses (Konsolidierung) sehr gering ausfällt und die Prozesse der Porenkolmation durch biologische, chemische und physikalische Prozesse weniger dynamisch ablaufen, ist der Konsolidierungsprozess im Gegensatz zum anfänglichen exponentiellen Rückgang infolge der Porenkolmation durch niedrigere Rückgangsgradienten gekennzeichnet.

Zusammenfassend kann somit der gesamte Prozess in zwei Phasen unterteilt werden.

1. physikalisch dominierte Kolmation der Bodenporen der oberen Bodenschicht
2. Sedimentation von Abwasserpartikeln und Deckschichtbildung sowie biologische, chemische und physikalische Prozesse in der Kolmationsschicht

6.2.5.2 Berechnungsansatz zur Ermittlung der hydraulischen Leitfähigkeit und Mächtigkeit der Kolmationsschicht

Im Weiteren wird ein 2-stufiger Berechnungsansatz vorgestellt, der eine mathematische Beschreibung des Kolmationsprozesses auf Basis der durchgeführten Experimente ermöglichen soll.

Die erste Phase der Kolmation ist durch das Eindringen von Partikeln in den Boden und eine Verringerung der Porenquerschnitte geprägt. Schichtdicke und k_F -Werte werden mithilfe des Ansatzes von Hagen-Poiseuille (Gleichung 2-23) abgeleitet. Der Leckagefaktor, der anhand von Messwerten (Potenzialhöhen,

Querschnittsflächen, Durchsatzraten) berechnet werden kann (Gleichung 2-21), ergibt nach Zusammenführung mit Gleichung 2-23 Gleichung 6-1.

$$k_{L,EX,1} \cdot \Delta Z_{C,1} = \frac{\rho_W \cdot g \cdot r_{kol}^2}{8 \cdot \eta} \quad \text{Gleichung 6-1}$$

$k_{L,EX,1}$... exfiltrationsspezifischer Leckagefaktor in Phase 1 (s^{-1})
$\Delta Z_{C,1}$... Dicke der Kolmationsschicht in Phase 1 (m)
ρ_W	... Dichte des Abwassers (kgm^{-3})
g	... Erdbeschleunigung (ms^{-2})
r_{kol}	... Porenradius der kolmatierten Poren (m)
η	... Viskosität des Abwassers ($kgm^{-1}s^{-1}$)

Die Dicke der Kolmationsschicht $\Delta Z_{C,1}$ wird anhand der eingetragenen Feststofffracht über die Ablagerungen im kolmatierten Porenraum berechnet.

$$\Delta Z_{C,1} = \frac{m_F}{\rho_F \cdot (r_{unkol}^2 - r_{kol}^2) \cdot \pi \cdot n} \quad \text{Gleichung 6-2}$$

mit $n = \frac{\varphi \cdot A_L}{r_{unkol}^2 \cdot \pi}$

$$r_{unkol} = \sqrt{\frac{k_{F,Graben} \cdot 8 \cdot \eta}{\rho_W \cdot g}}$$

$\Delta Z_{C,1}$... Dicke der Kolmationsschicht (Phase 1) (m)
ρ_F	... Dichte der abgelagerten Partikel (kgm^{-3})
m_F	... Feststoffmasse der eingelagerten Partikel (kgm^{-3})
r_{kol}	... Porenradius der kolmatierten Poren (m)
r_{unkol}	... Porenradius der Poren im nicht kolmatierten Zustand (m)
n	... Porenanzahl
φ	... Porosität
A_L	... Leckagefläche (m^2)
$k_{F,Graben}$... hydraulische Leitfähigkeit des nicht kolmatierten Bodens (ms^{-1})
g	... Erdbeschleunigung (ms^{-2})
η	... Viskosität des Abwassers ($kgm^{-1}s^{-1}$)

Wird Gleichung 6-2 in Gleichung 6-1 eingesetzt und in die Normalform einer quadratischen Gleichung überführt, kann der Radius der kolmatierten Poren r_{kol} wie folgt berechnet werden (Gleichung 6-3):

$$r_{kol,1/2} = \sqrt{-\frac{p}{2} \pm \sqrt{\frac{p^2}{4} - q}} \quad \text{Gleichung 6-3}$$

mit $p = -r_{unkol}^2$

$$q = \frac{k_{L,EX} \cdot m_F \cdot 8 \cdot \eta}{\rho_W \cdot \rho_F \cdot \pi \cdot n \cdot g}$$

ρ_F	... Dichte der abgelagerten Partikel (kgm^{-3})
ρ_W	... Dichte des Abwassers (kgm^{-3})
m_F	... Feststoffmasse der eingelagerten Partikel (kg)
r_{unkol}	... Porenradius der Poren im nicht kolmatierten Zustand (m)
n	... Porenanzahl
$k_{L,EX}$... exfiltrationsspezifischer Leakagefaktor (s^{-1})
g	... Erdbeschleunigung (ms^{-2})
η	... Viskosität des Abwassers ($kgm^{-1}s^{-1}$)

Die hydraulische Leitfähigkeit $k_{C,1}$ und die Dicke der Kolmationsschicht $\Delta Z_{C,1}$ werden mit Gleichung 6-4 und Gleichung 6-2 ermittelt.

$$k_{C,1} = \frac{k_{L,EX}}{\Delta Z_{C,1}} \quad \text{Gleichung 6-4}$$

$\Delta Z_{C,1}$... Dicke der Kolmationsschicht (Phase 1) (m)
$k_{L,EX}$... exfiltrationsspezifischer Leakagefaktor (s^{-1})
$k_{C,1}$... hydraulische Leitfähigkeit der Kolmationsschicht (Phase 1) (ms^{-1})

Anhand der quadratischen Lösung wird deutlich, dass nur zwei mögliche Parameterkombinationen von Schichtdicke und hydraulischer Leitfähigkeit möglich sind. Die Berechnungen zeigen, dass entweder eine sehr große Schichtdicke mit relativ hohen Leitfähigkeiten oder eine sehr geringe Schichtdicke mit sehr geringen Leitfähigkeiten ermittelt wurden. Plausibel erscheint die zweite Parameterkombination.

Durch den Berechnungsansatz wird ein Zusammenhang zwischen hydraulischer Leitfähigkeit, Mächtigkeit der Kolmationsschicht und eingetragener Partikelfracht hergestellt, wobei folgende Vereinfachungen in dem vorgestellten Ansatz enthalten sind:

1. Verschiedene Porenradien werden durch einen mittleren Radius aller Poren repräsentiert.
2. Die Porenradien werden durch den Feststoffeintrag gleichmäßig reduziert.
3. Es wird angenommen, dass der komplette initiale Frachteintrag an AFS zur Kolmation beiträgt.
4. Ermittelte Schichtdicken und hydraulische Leitfähigkeiten stellen Mittelwerte dar.

Die zweite Phase der Kolmation ist durch Sedimentation der Feststoffe sowie biologische, chemische und physikalische Prozesse in der Kolmationsschicht gekennzeichnet. In Anlehnung an Schälchli (1993) werden die hydraulische Leitfähigkeit und die Schichtdicke der Kolmationsschicht über die Feststoffmasse, Feststoffdichte und anhand des Leckagefaktors ermittelt (Gleichung 6-5, Gleichung 6-6).

$$\text{nicht überströmt: } \Delta Z_{C,2} = \frac{m_{F,2}}{(1 - \varphi_{K,2}) \rho_{Pa}} + \Delta Z_{C,1} \quad \text{Gleichung 6-5}$$

$$\text{überströmt: } \Delta Z_{C,2} = \Delta Z_{C,1}$$

$$k_C = \Delta Z_{C,2} \cdot k_{L,EX,2} \quad \text{Gleichung 6-6}$$

$\Delta Z_{C,2}$... Dicke der Kolmationsschicht nach Phase 2 (m)
$\Delta Z_{C,1}$... Dicke der Kolmationsschicht nach Phase 1 (m)
$m_{F,2}$... Feststoffmasse, die während Phase 2 eingetragen wird (kg)
$\varphi_{K,2}$... Porosität des Filterkuchens der sich in Phase 2 bildet
ρ_{Pa}	... Dichte eines abgelagerten Feststoffpartikels (kgm^{-3})
$k_{L,EX,2}$... exfiltrationsspezifischer Leckagefaktor nach Phase 2 (s^{-1})
k_C	... hydraulische Leitfähigkeit der Kolmationsschicht (ms^{-1})

Bei überströmten Leckagen (Leckageexperimente) wird davon ausgegangen, dass eine Sedimentation und der Aufbau eine Kolmationsschicht über dem Porenraum in nur geringem Maße möglich ist. Vereinfachend wird daher angenommen, dass die Schichtdicke nach Phase 2 $\Delta Z_{C,2}$ bei überströmten Leckagen der Schichtdicke des kolmatierten Porenraums $\Delta Z_{C,1}$ entspricht. Diese Annahme wird von Abbildung 6-23 gestützt, die zeigt, dass sich bei den Leckageversuchen die Messwerte unter ungesättigten und gesättigten Versuchsbedingungen ergänzen und somit von einem einstufigen Prozess ausgegangen werden kann, der im Wesentlichen die Prozesse der Porenkolmation beinhaltet.

6.2.5.3 Mächtigkeit und hydraulische Leitfähigkeit der Kolmationsschicht in den Versuchen

Anhand des dargestellten Berechnungsansatzes (Abschnitt 6.2.5.2) und anhand der Versuchsdaten wurden Schichtdicken und gesättigte hydraulische Leitfähigkeiten der experimentellen Untersuchungen für den 15. Versuchstag ermittelt. Als Feststoffdichte für die im Porenraum eingelagerten Partikel ρ_F wurden 200 kgm^{-3} angesetzt. Der Wert orientiert sich an der Feststoffdichte von stabilisiertem Klärschlamm kommunaler Kläranlagen (Imhoff, 1999).

Die ermittelten Werte der Schichtdicke korrespondieren mit den in der Literatur angegebenen Werten (Abbildung 6-28). Diese liegen zwischen 1 mm (Rice, 1978) und 20 mm (Vollertsen und Hvitved-Jacobson, 2003; Beal *et al.*, 2004; Klinger *et al.*, 2005). Ferner ist in Abbildung 6-28 gut zu erkennen, dass die ungesättigten Säulen- und Leckageversuche gegenüber gesättigten Verhältnissen erhöhte Schichtdicken aufweisen. Die Schlussfolgerungen bezüglich der erhöhten Eindringtiefe von Partikeln infolge erhöhter Potenziale bei ungesättigten Versuchen (Abschnitt 6.2.4.3) können durch die Modellrechnungen gut nachvollzogen werden.

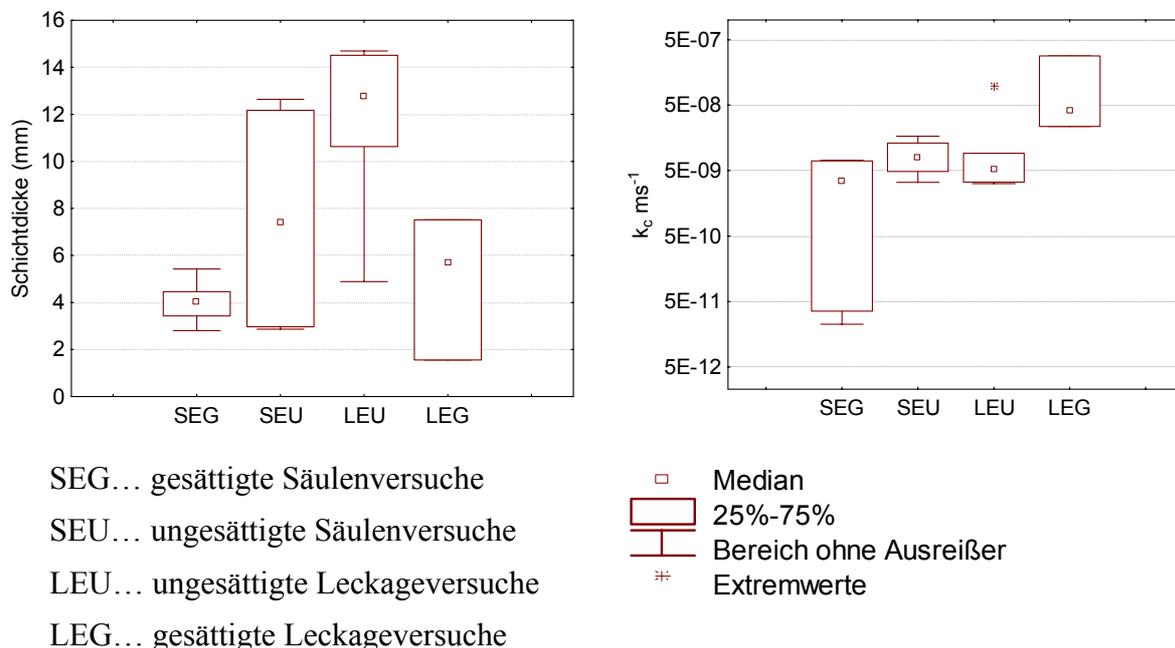


Abbildung 6-28: Ermittelte Schichtdicken und hydraulische Leitfähigkeiten k_c der Kolmationsschicht am 15. Versuchstag

Ermittelte Medianwerte der hydraulischen Leitfähigkeiten liegen zwischen 10^{-9} und 10^{-8} ms^{-1} . In der Literatur werden die k_c -Werte bei Säulenversuchen bzw. nicht durch Strömung gestörter Kolmation zwischen $4 \cdot 10^{-8}$ und $2 \cdot 10^{-7} \text{ ms}^{-1}$

angegeben (Beal *et al.*, 2004). Bei Überströmung der Filtrationsfläche liegen Literaturangaben für k_c -Werte zwischen $6 \cdot 10^{-6}$ und $1 \cdot 10^{-7} \text{ ms}^{-1}$ (Beyer und Banscher, 1975; Vollertsen und Hvitved-Jacobson, 2003). Die sich zu den Versuchen ergebenden Unterschiede werden einerseits auf die Ermittlung der hydraulischen Leitfähigkeiten zurückgeführt, die sich in der Literatur auf Schätzungen der Schichtdicke stützt. Andererseits basieren die Literaturwerte teilweise auf Berechnungen, die das Matrixpotenzial nicht einbeziehen. Die als Grundlage für eine Ermittlung der Leitfähigkeiten dienenden Leckagefaktoren werden dadurch oft nur unter Berücksichtigung des Gravitationspotenzials berechnet und ergeben höhere Werte als die anhand der Versuche ermittelten Leckagefaktoren (Abschnitt 6.2.4).

6.2.5.4 Ableitung eines Modells zur Beschreibung der Dynamik des Kolmationsprozesses

Wie beschrieben, ist die initiale Phase des Kolmationsprozesses stark von hydraulischen Potenzialen abhängig (Abschnitt 6.2.4.3). Das Potenzial bedingt den Eintrag von Feststoffen und den Rückgang der hydraulischen Leitfähigkeit sowie das Anwachsen der Schichtdicke des kolmatierten Bodens. Der Eintrag von Feststoffen in der initialen Phase hängt von der Konzentration an AFS im Abwasser und von der Exfiltrationsrate ab. Allerdings ist der Feststoffeintrag limitiert, da mit dem Fortschreiten des Kolmationsprozesses das Eindringen von Partikeln in die Bodenporen nur noch begrenzt möglich bzw. unmöglich ist. Anhand der Versuche kann festgestellt werden, dass der Rückgang der Leckagefaktoren während der initialen Phase stark von den Potenzialhöhen abhängt (Abbildung 6-20). Die Dauer der initialen Phase bei unterschiedlichen Potenzialen ist ähnlich (Abbildung 6-18, Abbildung 6-19), was auf unterschiedliche Eindringtiefen der Partikel in den Boden und einen relativ geringen Einfluss der Feststoffkonzentrationen im Abwasser zurückgeführt wird. Es ist allerdings davon auszugehen, dass bei AFS-Konzentrationen, die von den im Versuch gemessenen wesentlich abweichen, der Zeitraum der initialen Phase entsprechend kürzer oder länger ausfallen kann.

Für die initiale Phase wurden in Anlehnung an Gleichung 2-27 und eigene Untersuchungen (Abschnitt 6.2.4.6) zwei konzeptionelle Modelle erstellt (Gleichung 6-7, Gleichung 6-8).

Modell 1: $k_{L,EX,1} = (a \cdot k_{F,Graben} + b) \cdot e^{x \cdot \text{Min}(t,1) \cdot \Delta H} \cdot [\text{Min}(\text{Max}(t,1),3)]^y$ Gleichung 6-7

Modell 2: Gleichung 6-8

$$k_{L,EX,1} = (a \cdot k_{F,Graben} + b) \cdot e^{x_{AFS} \cdot \text{Min}(t,1) \cdot \Delta H \cdot c_{AFS}} \cdot [\text{Min}(\text{Max}(t,1),3)]^y$$

- $k_{L,EX,1}$... *exfiltrationsspezifischer Leakagefaktor in Phase 1 (s⁻¹)*
- a, b, x, x_{AFS}, y ... *Parameter*
- $k_{F,Graben}$... *hydraulische Leitfähigkeit des unkolmatierten Bodens (ms⁻¹)*
- ΔH ... *Potenzialdifferenz (m)*
- t ... *Zeit (d)*
- c_{AFS} ... *Konzentration an abfiltrierbaren Stoffen im Abwasser (mg l⁻¹)*

Die Ansätze setzen sich aus drei Faktoren zusammen. Durch den linearen Term $(a \cdot k_{F,Graben} + b)$ wird dem in Abschnitt 6.2.4.6 beschriebenen Einfluss der initialen hydraulischen Leitfähigkeit Rechnung getragen. Die Exponentialfunktion mit der Basis e beschreibt den Eintrag von Feststoffen in die Bodenmatrix innerhalb des ersten Tages nach Beginn der Exfiltration und ein weiterer exponentieller Term dient zur mathematischen Beschreibung des sich fortsetzenden Rückgangs der Leakagefaktoren bis zum 3. Tag nach Exfiltrationsbeginn.

Die Parameter a, b, x, x_{AFS} und y wurden durch eine Anpassung auf Basis einer nicht linearen Regression (Abschnitt 4.1.2) und anhand von Messwerten der Versuche (Abschnitt 6.2) mit der Software R (R Development Core Team, 2008) identifiziert (Tabelle 6-4).

Tabelle 6-4: Parameter zur Beschreibung der Kolmation der initialen Phase (Phase 1) nach Gleichung 6-7 und Gleichung 6-8

Parameter*	Modell 1 (Phase1)	Modell 2 (Phase1)
A	3.01E-01	3.01E-01
B	3.57E-04	3.57E-04
X	-9.19E	
X _{AFS}		-7.89E-02
Y	-1.73	-1.73

* nach Gleichung 6-7 und Gleichung 6-8 für Potenzialhöhe in m, AFS-Konzentration in mg l⁻¹, initialer k_F-Wert in ms⁻¹ und Zeit in d

Die Güte der Modelle wird anhand der Gegenüberstellung von berechneten und aus den Messungen gewonnenen Leakagefaktoren ersichtlich (Abbildung 6-29).

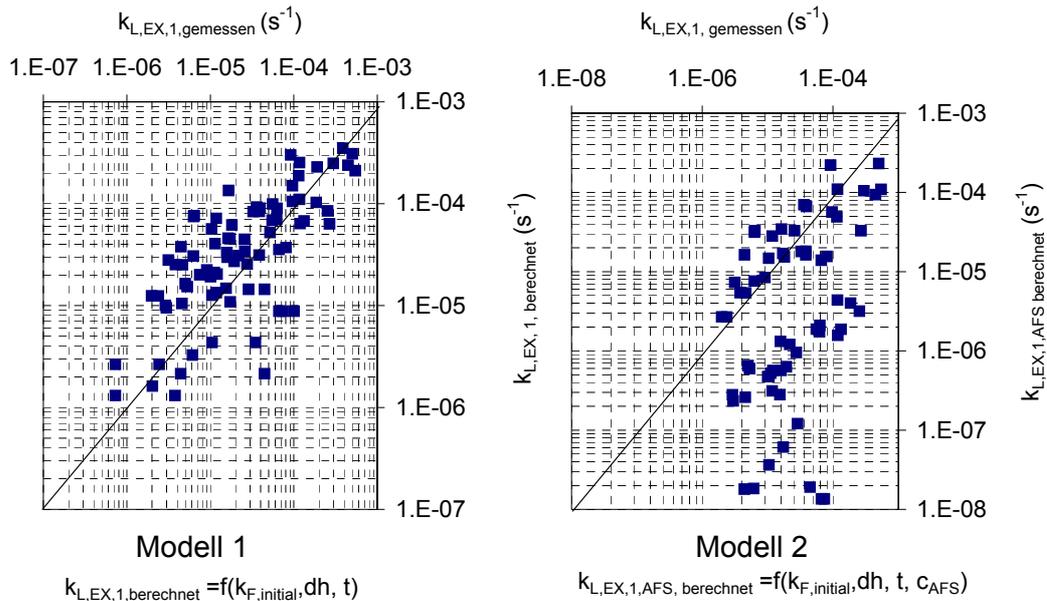


Abbildung 6-29: Leckagefaktoren, die anhand der Versuche und anhand empirischer Modelle nach Gleichung 6-7 und Gleichung 6-8 berechnet wurden

Es ist zu sehen, dass durch die Integration der AFS-Konzentration keine Verbesserung der Modellgenauigkeit erreicht werden konnte. Für weitere Untersuchungen wird daher Modell 1 (Gleichung 6-7) genutzt.

Die zweite Phase der Kolmation – der Konsolidierungsprozess - ist bei ungestörtem Verlauf weniger stark vom Potenzial abhängig. Eine Ausnahme bildet hier allerdings die Erhöhung der Saugspannung (Abschnitt 6.2.4.5). Wird von einem relativ konstanten Matrixpotenzial ausgegangen, ist entsprechend Abbildung 6-18 und Abbildung 6-19 mit einem potenziellen Rückgang der Leckagefaktoren zu rechnen. Da der Rückgang auf biologische, physikalische und chemische Prozesse zurückgeführt wird und eine Abbildung der Einzelprozesse aufgrund mangelnder Detailkenntnisse über die Prozessmechanismen nicht möglich ist, wurde die Ableitung eines zeitabhängigen Ansatzes als sinnvoll erachtet (Gleichung 6-9).

$$k_{L,EX,2} = k_{L,EX,1} \cdot [\max(t - 2, 1)]^c \quad \text{Gleichung 6-9}$$

$k_{L,EX,2}$... exfiltrationsspezifischer Leckagefaktor in Phase 2 (s^{-1})
 $k_{L,EX,1}$... exfiltrationsspezifischer Leckagefaktor nach Phase 1 (s^{-1})
 c ... Parameter
 t ... Zeit (d)

Für die experimentell ermittelten Daten ergaben sich die in Abbildung 6-30 dargestellten Parameter. Des Weiteren ist der Verlauf der Kolmation (Rückgang des Leckagefaktors) durch unterschiedliche Startwerte der Leckagefaktoren $k_{L,EX,1}$ (nach Phase 1) dargestellt.

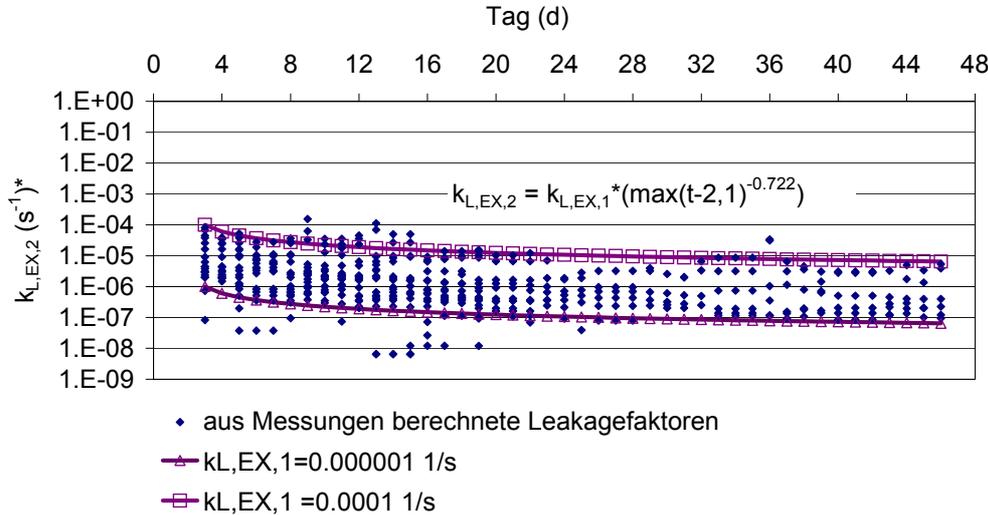


Abbildung 6-30: Zeitabhängiges Kolmationsmodell der Konsolidierungsphase (Phase 2 des Kolmationsprozesses)

Als Gesamtmodell für die Kolmation basierend auf Gleichung 6-7, Gleichung 6-9 und den aus den Versuchen abgeleiteten Parametern ergibt sich Gleichung 6-10.

$$k_{L,EX} = (0,301 \cdot k_{F,Graben} + 0,00036) \cdot e^{-9,19 \cdot \text{Min}(t,1) \cdot \Delta H} \cdot [\text{Min}(\text{Max}(t,1),3)]^{-1,73} \cdot [\text{max}(t-2,1)]^{-0,722}$$

Gleichung 6-10

- $k_{L,EX}$... exfiltrationsspezifischer Leckagefaktor (s^{-1})
- $k_{F,Graben}$... hydraulische Leitfähigkeit des unkolmatierten Bodens (ms^{-1})
- ΔH ... Potenzialdifferenz während der initialen Phase (m)
- t ... Zeit (d)

Zur Verifikation wurden die auf den Messwerten der Versuche beruhenden Leckagefaktoren mit berechneten Faktoren verglichen (Abbildung 6-31). Es zeigt sich, dass eine Berechnung der Leckagefaktoren für sehr unterschiedliche Randbedingungen möglich ist, wobei die Streuung von berechneten und auf Messungen beruhenden Werten die Unsicherheiten verdeutlicht.

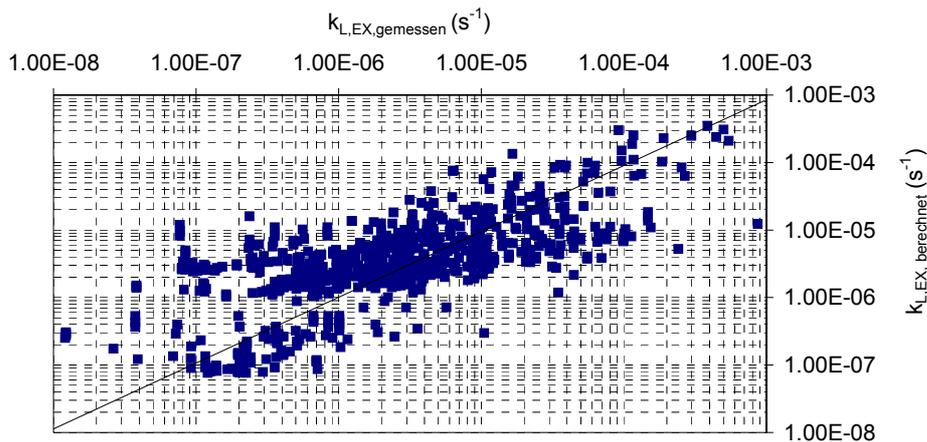


Abbildung 6-31: Gegenüberstellung von Leakagefaktoren, die anhand von Versuchen und anhand des empirischen Kolmationsmodells ermittelt wurden (Gleichung 6-10)

6.2.6 Zusammenfassung der Ergebnisse der experimentellen Exfiltrationsuntersuchungen

Durch die experimentellen Untersuchungen zur Exfiltration konnte der Nachweis erbracht werden, dass die Sättigung des Porenraums unterhalb der Kanalleckagen sowohl auf die Exfiltrationsraten als auch auf die Ausbildung der Kolmationsschicht einen entscheidenden Einfluss hat. Ungesättigte Randbedingungen bewirken aufgrund des Matrixpotenzials im Boden erhöhte initiale Exfiltrationsraten und infolge dessen erhöhte initiale Einträge an Schmutzstoffen (AFS, CSB). Die gegenüber gesättigten Verhältnissen erhöhten Potenziale bewirken ein tieferes Eindringen von Partikeln, woraus eine tiefer reichende Kolmation resultiert.

Die Untersuchung unterschiedlicher Bodenmaterialien ergab einen klaren Zusammenhang zwischen hydraulischen Leitfähigkeiten des Bettungsmaterials und den sich einstellenden Leakagefaktoren. Größere Bettungs- und Bodenmaterialien (grobe Kiese) führen zu höheren Leakagefaktoren und entsprechend erhöhten Exfiltrationsraten als feinere Bettungsmaterialien (z.B. Sande).

Der Kolmationsprozess kann in die initiale Phase der Porenkolmation und eine anschließende Konsolidierungsphase unterteilt werden. Anhand von experimentell ermittelten Leakagefaktoren und anhand der eingetragenen Partikelfracht (AFS) kann auf der Basis des Gesetzes von Hagen-Poiseuille eine Berechnung der Schichtdicken und der hydraulischen Leitfähigkeiten

vorgenommen werden. Da die Randbedingungen der experimentellen Untersuchungen an reale Verhältnisse angelehnt sind, wird davon ausgegangen, dass die ermittelten Werte für die Nachbildung des Exfiltrationsprozesses in einem realen Einzugsgebiet herangezogen werden können. Allerdings zeigt die Schwankungsbreite der ermittelten Kolmationsparameter, dass Unsicherheiten der Parameter in Modellrechnungen einbezogen werden müssen.

Für eine dynamische Abbildung der Kolmationsprozesse können konzeptionelle Ansätze genutzt werden. Der Prozess der Porenkolmation (Phase 1) ist durch einen potenzial- und zeitabhängigen Ansatz nachgebildet worden. Des Weiteren wurde die hydraulische Leitfähigkeit des unkolmatierten Bodenmaterials in den Berechnungsansatz integriert. Durch die Einbeziehung von Partikelkonzentrationen in den Ansatz konnte keine Verbesserung der mathematischen Beschreibung der Kolmationsdynamik erreicht werden. Die Konsolidierungsphase (Phase 2), die den weniger dynamischen Prozess der biologischen, chemischen und physikalischen Kolmation im Nachgang der initialen Porenkolmation darstellt, wurde mithilfe eines zeitabhängigen Ansatzes beschrieben.

6.3 Anpassung und Parametrierung des Exfiltrationsmodells (Karpf et al., 2010; Karpf und Krebs, 2011b)

6.3.1 Grundlagen

Auf Basis von Gleichung 2-21 und anhand der in Abschnitt 5.1.6 dargelegten Überlegungen und Berechnungen zur Schadensfläche, kann Gleichung 6-11 abgeleitet werden.

Die dynamische Betrachtung des Exfiltrationsprozesses (Gleichung 6-11 Gleichung 6-12) erfordert eine zeit- und potenzialabhängige Variation des Exfiltrationsfaktors (Gleichung 6-13). Der dynamische Anteil des Exfiltrationsfaktors wird durch Gleichung 6-14 beschrieben. Als konstante Größen gehen weiterhin strukturelle Bedingungen (Schadensfläche, hydraulische Leitfähigkeit des Bodens, Abmessungen des Rohrgrabens) in die Berechnung ein (Gleichung 6-15).

$$Q_{EX} = k_{L,EX} \cdot \alpha \cdot K_{IN} \cdot \Delta H \cdot L = K_{EX} \cdot \Delta H \cdot L \quad \text{Gleichung 6-11}$$

$$Q_{EX} = K_{EX,dynamisch} \cdot K_{EX,Struktur} \cdot \Delta H \cdot L \quad \text{Gleichung 6-12}$$

$$K_{EX} = K_{EX,dynamisch} \cdot K_{EX,Struktur} \quad \text{Gleichung 6-13}$$

$$K_{EX,dynamisch} = e^{-9,19 \cdot \text{Min}(t,1) \cdot \Delta H} \cdot [\text{Min}(\text{Max}(t,1),3)]^{-1,73} \cdot [\text{max}(t-2,1)]^{-0,722} \quad \text{Gleichung 6-14}$$

$$K_{EX,Struktur} = (0,301 \cdot k_{F,Graben} + 0,00036) \cdot \alpha \cdot K_{IN} \quad \text{Gleichung 6-15}$$

Q_{EX}	... Exfiltrationsrate (m^3s^{-1})
L	... Kanallänge (m)
ΔH	... Potenzialdifferenz (m)
$k_{L,EX}$... exfiltrationsspezifischer Leckagefaktor (s^{-1})
K_{IN}	... Infiltrationsfaktor ($m^2m^{-1}s^{-1}$)
K_{EX}	... Exfiltrationsfaktor ($m^2m^{-1}s^{-1}$)
$K_{EX, Struktur}$... konstanter Anteil des Exfiltrationsfaktors ($m^2m^{-1}s^{-1}$)
$K_{EX, dynamisch}$... dynamischer Anteil des Exfiltrationsfaktors
α	... Flächenfaktor (s)
$k_{F,Graben}$... hydraulische Leitfähigkeit des unkolmatierten Bodens (ms^{-1})
t	... Zeit (d)

6.3.2 Monte-Carlo-Simulationen

Auf Basis von Gleichung 6-13, Gleichung 6-14 und Gleichung 6-15 wurden Monte-Carlo-Simulationen durchgeführt, um die Sensitivität von Eingangsgrößen der Modelle zu betrachten (Abschnitt 6.3.2.1) und exfiltrationsspezifische Parameter abzuleiten (Abschnitt 6.3.2.2).

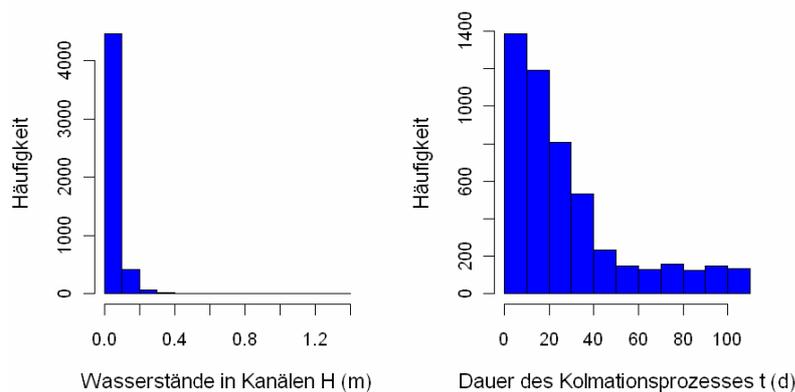


Abbildung 6-32: Verteilungen der dynamischen Faktoren des Kolmationsprozesses im Einzugsgebiet Dresden

Als Eingangsdaten der Simulationen dienten Daten des Einzugsgebietes Dresden, deren Verteilungen in Abbildung 5-11 und Abbildung 6-32 dargestellt sind.

Verteilungen in Abbildung 5-11 basieren auf den in Abschnitt 5.1.6.4 dargestellten Datengrundlagen und Annahmen. Den in Abbildung 6-32 dargestellten Verteilungen liegen folgende Annahmen und Untersuchungen zugrunde:

- Die Dauer des Kolmationsprozesses wurde anhand von Schubspannungsberechnungen in einem Teileinzugsgebiet des Entwässerungsgebietes Dresden abgeschätzt. Aufgrund geringer Kenntnisse zum Aufbrechen der Kolmationsschicht infolge erhöhter Schubspannungen ist die ermittelte Verteilungsfunktion als relativ unsicher anzusehen.
- Wasserstände bei Trockenwetter basieren auf Modellergebnissen des hydrodynamischen Kanalnetzmodells der Stadt Dresden.

6.3.2.1 Sensitivität des Ansatzes zur Ermittlung der Exfiltrationsfaktoren

Analog zur Sensitivitätsbetrachtung in Abschnitt 5.1.6.4 und auf Basis der Verteilungen der Eingangsdaten nach Abbildung 5-11 und Abbildung 6-32 wurde die Sensitivität des Ansatzes zur Berechnung der Exfiltrationsfaktoren (Gleichung 6-13) bezüglich der Eingangsgrößen bewertet.

Abbildung 6-33 zeigt, dass bei Nutzung von Gleichung 6-13 zur Berechnung des Exfiltrationsfaktors hinsichtlich der Abmessungen des Rohrgrabens und der Leitfähigkeit des gewachsenen Bodens keine spürbaren Auswirkungen auf die Schwankungsbreite des Exfiltrationsfaktors zu erwarten sind. Vielmehr ist festzustellen, dass der Exfiltrationsfaktor maßgeblich durch die Schwankungsbreite des Infiltrationsfaktors und der Kolmationsdauer geprägt ist. Einen mittleren Einfluss haben die Schadensgröße (Breite des standardisierten quadratischen Schadens) und der Wasserstand in den Kanälen (Potenzialdifferenz).

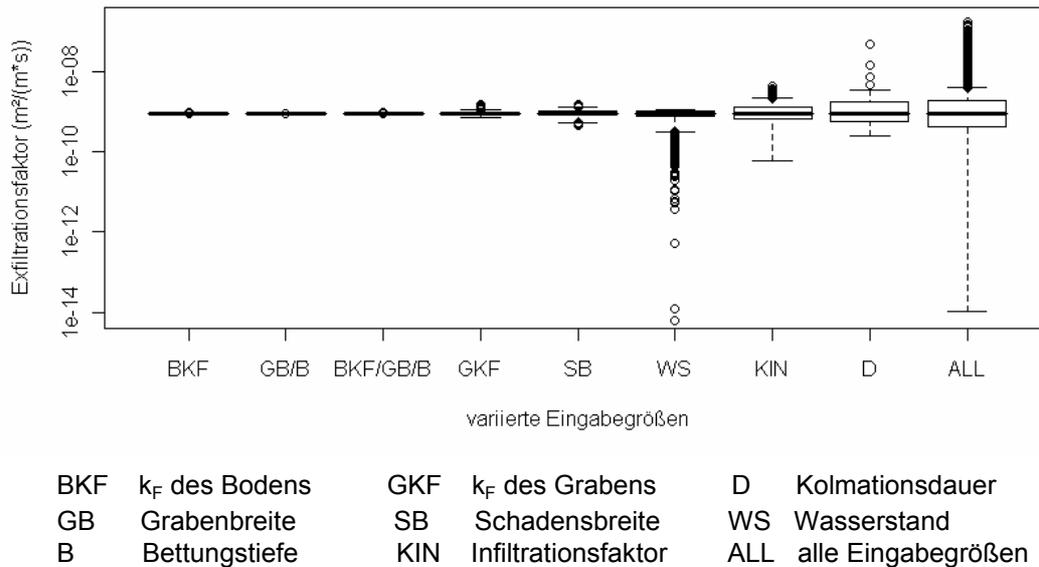


Abbildung 6-33: Sensitivität des Exfiltrationsfaktors in Bezug auf die Eingangsdaten der zugrunde liegenden Berechnung nach Gleichung 6-13 und den Verteilungen in Abbildung 5-11 und Abbildung 6-32

Bemerkenswert erscheint der Fakt, dass die hydraulische Leitfähigkeit des Bettungsmaterials - im Gegensatz zur Ermittlung der Schadensfläche (Abschnitt 5.1.6.4) - nur von geringer Bedeutung für die Ermittlung des Exfiltrationsfaktors ist. Dies ist durch folgenden Zusammenhang zu erklären. Einerseits ergibt sich bei gleichen Infiltrationsfaktoren K_{IN} und einer höheren hydraulischen Leitfähigkeit des Bettungsmaterials eine kleinere Schadensfläche als Folge günstigerer Anströmbedingungen der Kanalleckagen (Abschnitt 5.1.6). Andererseits ist ein gegenläufiger Trend im Hinblick auf den Kolmationsprozess im hergeleiteten Exfiltrationsmodell enthalten. Durch erhöhte Leitfähigkeiten wird eine geringere Kolmation berechnet (Abschnitt 6.2.4.6) und daraus folgen wiederum erhöhte Leakagefaktoren. In Summe heben sich die kleinere Schadensfläche und die geringere Kolmation nahezu auf und es ergibt sich dadurch keine maßgebliche Änderung der Exfiltrationsfaktoren in Abhängigkeit der hydraulischen Leitfähigkeit des Bettungsmaterials.

Ferner kann anhand Abbildung 6-33 eine erste Einschätzung zur Größenordnung der Exfiltrationsparameter vorgenommen werden. Wird der Exfiltrationsfaktor K_{EX} mit Werten des Infiltrationsfaktors K_{IN} in Abbildung 5-20 verglichen, ist festzustellen, dass der Mittelwert des Exfiltrationsfaktors ($3,6 \cdot 10^{-9} \text{ m}^2 \text{ m}^{-1} \text{ s}^{-1}$) 3-4 Größenordnungen unter dem Mittelwert des Infiltrationsfaktors ($8 \cdot 10^{-6} \text{ m}^2 \text{ m}^{-1} \text{ s}^{-1}$) liegt.

6.3.2.2 Ableitung der strukturellen Exfiltrationskomponente im Einzugsgebiet Dresden

Die Exfiltrationsfaktoren K_{EX} nach Gleichung 6-13 werden in Abschnitt 7 im Rahmen der hydrodynamischen Berechnungen anhand struktureller und dynamischer Randbedingungen ermittelt. Der dynamische Anteil des Exfiltrationsfaktors wird dabei direkt während der Simulationen auf Basis der hydrodynamischen Bedingungen berechnet. Die im Folgenden dargestellte Ermittlung der strukturell bedingten Parameter $K_{EX,Struktur}$ basiert auf Gleichung 6-15. Die Parameter gehen als feste Parameter in die Simulationen ein (Abschnitt 7).

Um den Unsicherheiten unbekannter Eingangsgrößen Rechnung zu tragen, wurden mithilfe von Monte-Carlo-Simulationen Mittelwerte des strukturellen Anteils des Exfiltrationsfaktors für alle Kanäle abgeleitet. Entsprechend sind zur Berechnung der strukturellen Exfiltrationsfaktoren nach Gleichung 6-15 die Leitfähigkeit des Bodens, die Schadensgröße des Standardschadens (Abschnitt 5.1.6) und fehlende Informationen zum Infiltrationsfaktor bzw. zur Schadensklasse (Abschnitt 5.2.5.2) in Anlehnung an die Verteilungsfunktionen in Abbildung 5-11 und Abbildung 6-32 variiert worden. Die Variation der Eingangsparameter nach Abbildung 5-11 und nach Abbildung 6-32 wurde nur vorgenommen, wenn keine Daten bei dem jeweils betrachteten Kanal verfügbar waren. Vorhandene Daten sind als konstante Größen in die MC-Simulationen eingegangen. Die Verteilung der Mittelwerte für den strukturell bedingten Anteil des Exfiltrationsfaktors ist in Abbildung 6-34 dargestellt.

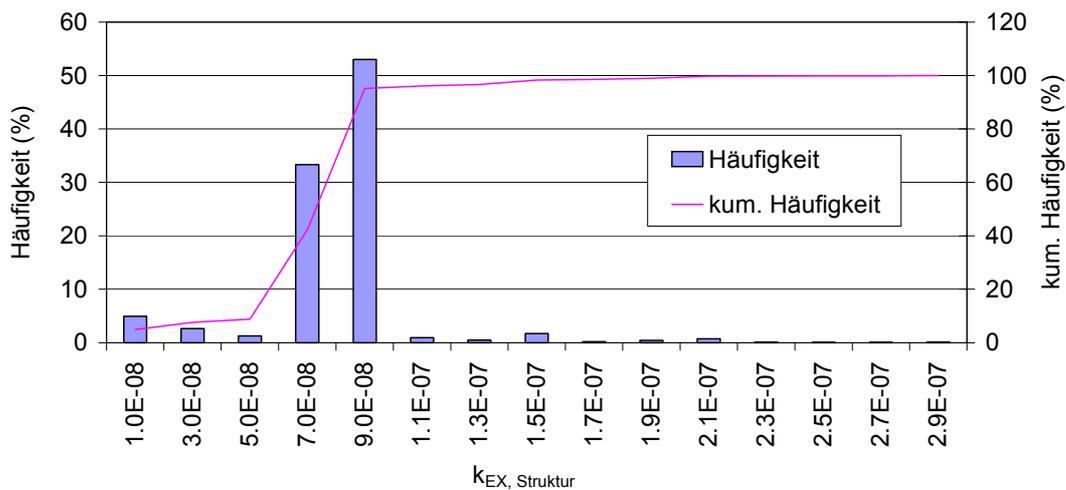


Abbildung 6-34: Verteilung der Mittelwerte des strukturellen Anteils des Exfiltrationsfaktors $K_{EX,Struktur}$ der Kanäle im Einzugsgebiet Dresden

Die mittleren Werte der strukturellen Exfiltrationsfaktoren ($K_{EX,Struktur}$) liegen zwischen 0 und $3 \cdot 10^{-7} \text{ m}^2 \text{ m}^{-1} \text{ s}^{-1}$ (Mittelwert: $8 \cdot 10^{-8} \text{ m}^2 \text{ m}^{-1} \text{ s}^{-1}$). Das Histogramm der mittleren Werte zeigt, dass bei ca. 85% der Kanäle der strukturelle Anteil des Exfiltrationsfaktors in einem relativ engen Bereich zwischen $6 \cdot 10^{-8}$ und $10 \cdot 10^{-8} \text{ m}^2 \text{ m}^{-1} \text{ s}^{-1}$ liegt, was auf die Nutzung von vorhandenen Daten und den daraus resultierenden Infiltrationsfaktoren nach Abbildung 5-21 zurückzuführen ist.

6.3.3 Startwert des Exfiltrationsmodells

Als Startwerte des Kolmationsmodells werden im Weiteren die Exfiltrationsfaktoren zum Zeitpunkt 0 bezeichnet. Da zu diesem Zeitpunkt keinerlei Kolmation stattgefunden hat, kann davon ausgegangen werden, dass die Exfiltrationsfaktoren den Infiltrationsfaktoren entsprechen müssen. Die Startwerte der Exfiltrationsfaktoren des entwickelten Modellansatzes müssen somit dem Zahlenwert des strukturellen Exfiltrationsfaktors (Gleichung 6-15) entsprechen. Ein Vergleich der ermittelten Werte für das Kanalnetz in Dresden (Abschnitt 6.3.2.2) mit den anhand hydrologischer Daten abgeleiteten Infiltrationsfaktoren (Abschnitt 5.2.5.2) zeigt jedoch eine erhebliche Diskrepanz der Werte.

Die Infiltrationsfaktoren K_{IN} liegen im Mittel bei $8 \cdot 10^{-6} \text{ m}^2 \text{ m}^{-1} \text{ s}^{-1}$. Erwartungswerte der mittleren strukturellen Exfiltrationsfaktoren $K_{EX,Struktur}$ liegen hingegen bei $8 \cdot 10^{-8} \text{ m}^2 \text{ m}^{-1} \text{ s}^{-1}$. Die Abweichung der Werte ist durch das Anfangsstadium der Exfiltration zu begründen. Unmittelbar zu Beginn des Exfiltrationsprozesses besteht noch keine Limitation durch eine Kolmationsschicht und die Exfiltration von Abwasser erfolgt analog zu den Mechanismen der Infiltration (Abschnitt 5.1). Allerdings kommt es aufgrund des Partikeleintrags innerhalb einer sehr kurzen Zeitspanne (Minuten) zur Kolmation und somit zur Einstellung von Strömungsverhältnissen, die die Anwendung des Exfiltrationsansatzes nach Gleichung 6-11 zulassen. Die Beschreibung des initialen Exfiltrationsprozesses während der Startphase kann somit durch den abgeleiteten Ansatz (Gleichung 6-11) nicht hinreichend erfasst werden, da sich die Prozessmechanismen in dieser Phase wandeln. Als Lösungsansatz für diese offensichtliche Diskrepanz zwischen Modell und Realität wird auf Basis der ermittelten Infiltrationsfaktoren eine Funktion abgeleitet, die eine Anpassung der ermittelten Exfiltrationsfaktoren während der Startphase des Exfiltrationsprozesses erlaubt (Gleichung 6-16).

Gleichung 6-16

$$K_{EX, kor} = \left(\frac{K_{IN}}{K_{EX, Struktur}} \right)^{\max\left[\frac{t_{Start} - t}{t_{Start}}, 0\right]} \cdot K_{EX}$$

- $K_{EX, kor}$... korrigierter Exfiltrationsfaktor ($m^2m^{-1}s^{-1}$)
- t_{Start} ... Dauer der Startphase (d)
- t ... Zeitpunkt der Exfiltration (d)
- K_{EX} ... Exfiltrationsfaktor nach Gleichung 6-13 ($m^2m^{-1}s^{-1}$)
- K_{IN} ... Infiltrationsfaktor anhand der Schadensklasse nach Abbildung 5-21 ($m^2m^{-1}s^{-1}$)
- $K_{EX, Struktur}$... konstanter strukturell bedingter Anteil des Exfiltrationsfaktors nach Gleichung 6-15 ($m^2m^{-1}s^{-1}$)

Parametrisiert werden muss die Dauer der Startphase t_{Start} . In Anlehnung an die Ergebnisse der Exfiltrationsversuche (Abbildung 6-15) wird diese mit einem Maximalwert von 3h angesetzt. Der Verlauf der Exfiltrationsfaktoren während der Startphase ist exemplarisch in Abbildung 6-35 dargestellt.

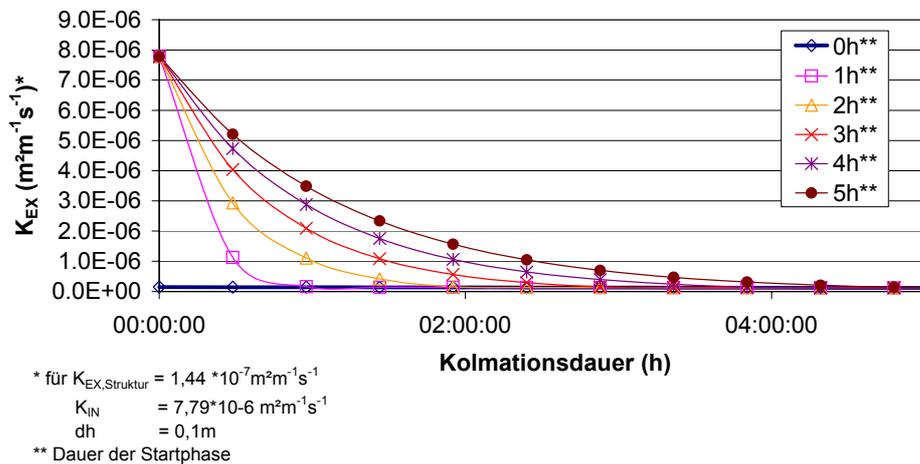


Abbildung 6-35: Beispielhaft dargestellte Anpassungsfunktion für die Startphase der Kolmation in Abhängigkeit der Dauer der Startphase

6.3.4 Zusammenfassung und Folgerungen zur Parametrisierung des Exfiltrationsmodells

Auf Basis der Untersuchungen zur Exfiltration wurde das auf dem DARCY-Ansatz basierende Exfiltrationsmodell modifiziert. Als entscheidende Modellgröße wurde ein Exfiltrationsfaktor eingeführt, der sowohl eine strukturelle konstante Komponente als auch einen dynamischen Anteil beinhaltet. Die Ableitung des Exfiltrationsfaktors erfolgte auf Basis empirischer Ansätze zur Beschreibung der Kolmation und der exfiltrationsspezifischen Schadensfläche.

Sensitivitätsbetrachtungen zeigen, dass der Infiltrationsfaktor, der als Grundlage für die Ermittlung der Schadensfläche dient, und die Dauer des Kolmationsprozesses einen entscheidenden Einfluss auf die Schwankungsbreite des Exfiltrationsfaktors haben. Für den Berechnungsansatz weiterhin von allerdings wesentlich geringerer Bedeutung sind die initiale Potenzialdifferenz, die hydraulische Leitfähigkeit der Kanalbettung und die Größe des standardisierten Kanalschadens (Standardschaden). Vernachlässigbar sind Abmessungen des Rohrgrabens.

Die dynamische Berechnung der Exfiltrationsfaktoren erfolgt in Abhängigkeit von der Kolmationsdauer und dem initialen Potenzial. Die Startphase der Exfiltration wird als Übergangsprozess zwischen freier Exfiltration und durch die Kolmationsschicht limitierter Exfiltration durch eine zeitabhängige Funktion beschrieben.

Als essentielle Schlussfolgerung kann aus den Untersuchungen abgeleitet werden, dass die zur Beschreibung der Kolmation wesentlichen Parameter des entwickelten Berechnungsansatzes aus vorhandenen Datenbeständen und hydrodynamischen Simulationen abgeleitet werden können.

7 Modellierung der In- und Exfiltration im Stadtgebiet Dresden

7.1 Zielstellungen der hydrodynamischen Simulation

Die hydrodynamische Modellierung wurde im Hinblick auf folgende Zielstellungen durchgeführt.

1. Einfluss der hydrodynamischen Simulation auf Berechnungen zur In- und Exfiltration

Es werden Effekte durch Niederschlagsereignisse in ihrer Wirkung auf die In- und Exfiltration untersucht. Aus den Erkenntnissen soll abgeleitet werden, welche Auswirkungen die Dynamik der Abflussprozesse auf In- und Exfiltrationsprozesse hat und inwiefern eine hydrodynamische Modellierung erforderlich ist, um die Prozesse mit hinreichender Genauigkeit abzubilden.

2. Einfluss der In- und Exfiltration auf die hydrodynamische Simulation

Im Rahmen der Untersuchungen werden Einflüsse der In- und Exfiltration auf die Ergebnisse der hydrodynamischen Simulation betrachtet. Es wird der Frage nachgegangen, inwiefern In- und Exfiltrationsberechnungen für zentrale Fragestellungen der Kanalnetzmodellierung relevant sind.

3. Lokalisierung von In- und Exfiltrationsschwerpunkten

Anhand von Bilanzierungen werden Aussagen zu potenziellen Schwerpunkten der In- und Exfiltration in Kanalnetzen getroffen.

7.2 Modellgrundlagen

7.2.1 Berechnungssoftware

Grundlage der gekoppelten hydrodynamischen Modellierung bilden das Kanalnetzberechnungsprogramm HYSTEM-EXTRAN (Abschnitt 4.2.1) und das Modul INEX (Abschnitt 4.2.1.1).

7.2.1.1 Austauschmodelle

Die Austauschansätze zur Berechnung der In- und Exfiltration basieren auf Gleichung 5-2 und Gleichung 6-11. Des Weiteren sind temporäre Hochwasserzuflüsse, die nach Gleichung 5-10 berechnet wurden, in die Simulationen eingegangen.

7.2.1.2 Kolmationsdynamik

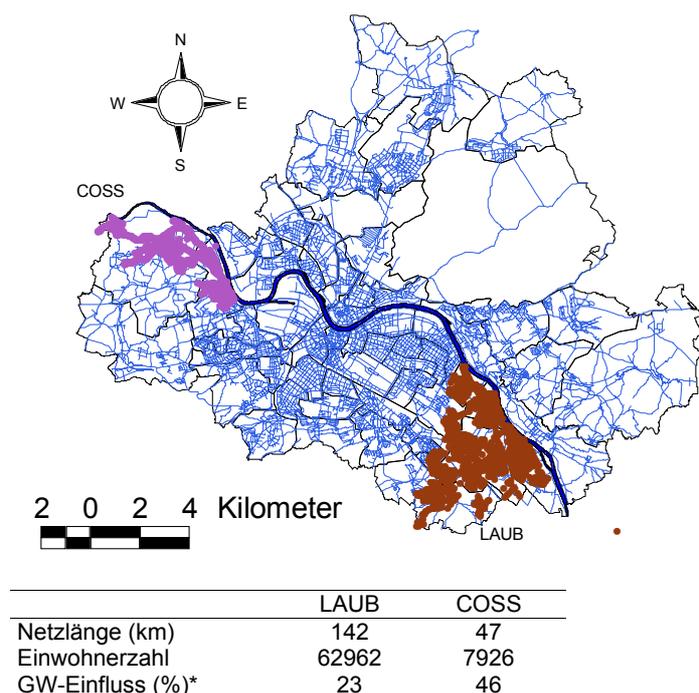
Die Dynamisierung des Exfiltrationsfaktors erfolgte anhand von Gleichung 6-13, Gleichung 6-14, Gleichung 6-15 und Gleichung 6-16. Als Kolmationskriterien wurde in Anlehnung an die Aussagen in Abschnitt 2.2.4.3.4 ein Schubspannungswert von 2 Nm^{-2} angesetzt, der zum vollständigen Aufbruch der Kolmationsschicht führt. Für weitere Betrachtungen zur Kolmationsdynamik (Abschnitt 7.3.2.2) wurden Schubspannungen von 4 und 6 Nm^{-2} als Aufbruchkriterien vorgegeben. Ferner wurde als Folge von Grundwasserinfiltration ein vollständiger Aufbruch der Kolmationsschicht vorausgesetzt.

Die als Kriterium für den Aufbruch der Kolmationsschicht dienenden Schubspannungen wurden auf Basis von Gleichung 2-32 und Gleichung 2-34 ermittelt.

Die Berechnung der Exfiltrationsfaktoren in Abhängigkeit der hydrodynamischen Randbedingungen erfolgte mit der Software INEX anhand der mit EXTRAN ermittelten Wasserstände und Geschwindigkeiten in den Kanälen der Betrachtungsgebiete. Der strukturelle Anteil des Exfiltrationsfaktors (Gleichung 6-15) ist als Mittelwert der Monte-Carlo-Simulationen nach Abschnitt 6.3.2.2 in die Modellrechnungen eingegangen.

7.2.2 Modellgebiete, Simulationszeitraum und Datenbasis

Die Simulationen wurden für zwei Teilgebiete des Dresdner Kanalnetzes durchgeführt. Das Teilgebiet LAUB liegt im Südosten der Landeshauptstadt Dresden und umfasst die Stadtteile Laubegast, Teile von Prohlis, Niedersedlitz, Leuben, Klein- und Großschachwitz. Teilgebiet COSS befindet sich im Westen der Stadt und besteht aus den Stadtteilen Cossebaude, Oberwartha, Mobschatz und Briesnitz (Abbildung 7-1).



* Netzlänge, deren Sohle temporär oder permanent unterhalb des GW-Spiegels liegt

Abbildung 7-1: Struktur und Kenndaten der Untersuchungsgebiete

Die Untersuchungsgebiete wurden aufgrund des unterschiedlichen Grundwassereinflusses ausgewählt. Im Gebiet LAUB liegen nur ca. 23% der Kanäle temporär oder permanent im Grundwasser. Im Gebiet COSS standen im Jahr 2006 ca. 45% der Kanäle zumindest temporär unter Grundwassereinfluss.

Simuliert wurde vom 01.01.- 22.12.2006. Neben Niederschlagsdaten sind interpolierte Grundwasserdaten (Abschnitt 4.3.1.2) und Wasserstandsdaten der Elbe als Tageswerte in die Berechnungen eingegangen.

7.2.3 Szenarien

Um die hydrodynamischen Effekte in Bezug auf ihre Wirkung auf In- und Exfiltrationsberechnungen und die Auswirkung der In- und Exfiltrationsvolumenströme in ihrer Wirkung auf die Ergebnisse der hydrodynamischen Berechnungen zu betrachten, wurden die in Tabelle 7-1 aufgeführten Szenarien berechnet.

Tabelle 7-1: Szenarien der Simulationen

Bezeichnung	Konfiguration						Zielstellung
	I/E	N	Krit.T (Nm ⁻²)	HD	PAR	OFW	
REF_ÜB	-	X	-	X	-	X	Referenzsimulation für Überstau/ Einstau –Betrachtung
REF_IE	X	-	2	X	-	-	Referenzsimulation für Niederschlagsbetrachtung
NI	X	X	2	X	-	-	I/E in Abhängigkeit des Niederschlags
TAU_4	X	X	4	X	-	X	Betrachtungen zur Kolmationsdynamik
TAU_6			6				
KONPA R	X	X	2	X	X	X	Einfluss von strukturellen Eigenschaften
GESAM T	X	X	2	X	-	X	Bilanzierungen, Betrachtungen zur Kolmation und zum Ein- und Überstau
STAT	X	-	-	-	-	-	statische Berechnung

X ...angewandt

- ...nicht angewandt

I/ E ... In- und Exfiltration

N ... Niederschlag

krit.□ ...kritische Schubspannung

HD ...hydrodynamische Berechnung

PAR ...keine Differenzierung der In- und Exfiltrationsparameter

OFW ...Einbeziehung von Gewässerzuflüssen

Als Referenzsimulationen wurden jeweils zwei Rechengänge in den Einzugsgebieten COSS und LAUB durchgeführt. Einerseits ist zur Betrachtung des Einstau- und Überstau-Verhaltens eine Simulation ohne In- und Exfiltration, aber unter Einbeziehung sonstiger Randbedingungen durchgeführt worden (Szenario REF_ÜB). Andererseits sind zur Beurteilung der Auswirkungen hydrodynamischer Randbedingungen und insbesondere der Auswirkungen von Niederschlagsereignissen Simulationen ohne Berücksichtigung von Niederschlagsereignissen konfiguriert worden (Szenario REF_IE).

Neben der Beurteilung der Niederschläge (Szenario NI) ist des Weiteren die Störung des Kolmationsprozesses in Abhängigkeit verschiedener Grenzwerte für Schubspannungen, die zum Aufbruch der Kolmationsschicht führen, betrachtet worden (Szenarien TAU_4, TAU_6).

Zur Bilanzierung und zu vergleichenden Analysen wurden die Szenarien „GESAMT“ und „STAT“ vorgesehen. Im Szenario „KONPAR“ wurde mit mittleren In- und Exfiltrationsparametern für alle Kanäle gerechnet, um

Zusammenhänge zwischen In- und Exfiltration und strukturellen Randbedingungen aufzeigen zu können.

7.3 Ergebnisse

7.3.1 Vorbemerkung

Aus den hydrodynamischen Simulationen sollen weitestgehend allgemeingültige Aussagen zur wechselseitigen Beeinflussung hydrodynamischer Prozesse und der I/E-Prozesse abgeleitet werden. Einschränkend muss bemerkt werden, dass aufgrund des Aufwandes zur Modellbearbeitung und Simulation die Untersuchungen auf 2 Gebiete und eine relativ geringe Zahl von Simulationsläufen beschränkt ist. Getroffene Aussagen können daher nur in beschränktem Umfang als allgemeingültig angesehen werden. Grundsätzlich ist zu beachten, dass durch die Struktur der Modellgebiete und hydrologische Randbedingungen nur ein Ausschnitt möglicher Variationen beurteilt werden kann. Dennoch wurde versucht durch Langzeitsimulationen (ca. 1 Jahr) allgemein gültige Phänomene der Austauschprozesse zwischen Grundwasser und Kanalnetz darzustellen.

7.3.2 Einfluss von hydrodynamischen Randbedingungen auf In- und Exfiltrationsberechnungen

7.3.2.1 Einfluss von Niederschlägen

Wird die In- und Exfiltrationsdynamik des Jahres 2006 unter Trockenwetterbedingungen und unter Einbeziehung des Niederschlagsgeschehens verglichen (Abbildung 7-2, Abbildung 7-3), ist in Bezug auf die Exfiltrationsraten ein deutlicher Anstieg der Volumenströme und Spitzenwerte infolge von Niederschlagsereignissen erkennbar.

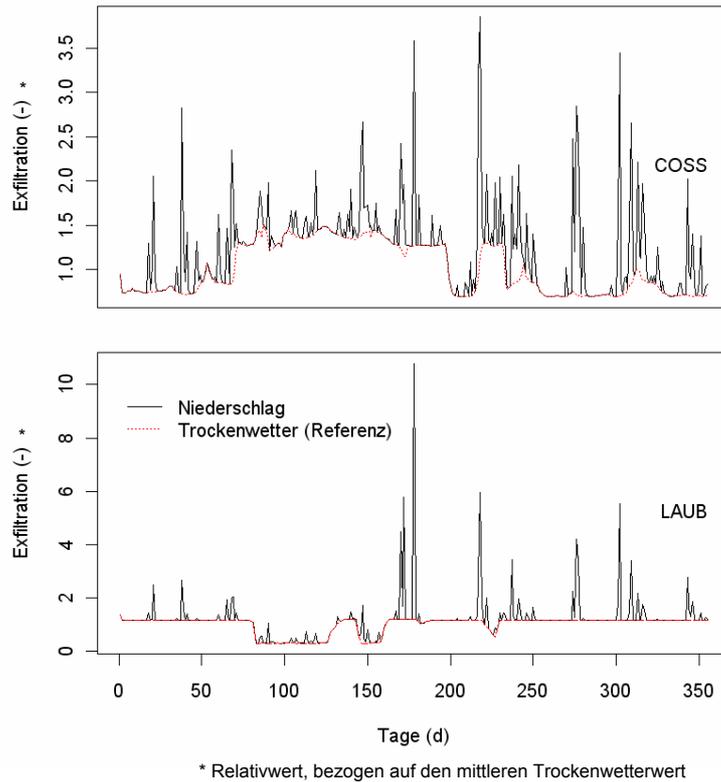
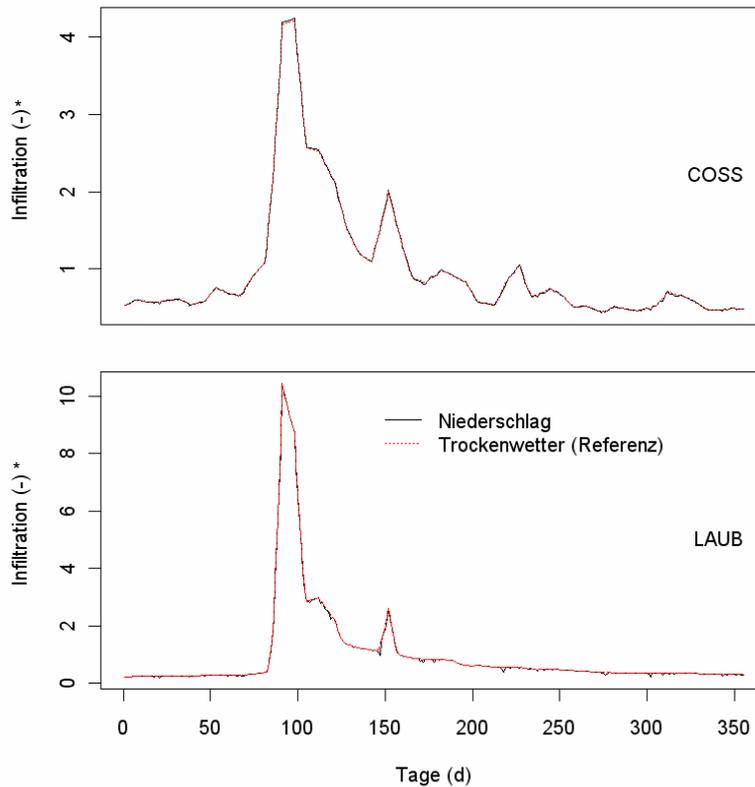


Abbildung 7-2: Einfluss von Niederschlagsabflüssen auf den Exfiltrationsvolumenstrom

Der mittlere tägliche Infiltrationsvolumenstrom ist allerdings nicht sichtbar durch Niederschläge beeinflusst. Der Anstieg der Exfiltrationsraten um ca. 19% ist einerseits auf die Wasserstands- und die dadurch bedingten Potenzialänderungen in den Kanälen zurückführbar. Andererseits steigen infolge der erhöhten Abflüsse die Schubspannungen in den Kanälen an und ein Aufbruch der Kolmationsschicht wird wahrscheinlicher.



* Relativwert, bezogen auf den mittleren Trockenwetterwert

Abbildung 7-3: Einfluss von Niederschlagsabflüssen auf den Infiltrationsvolumenstrom

Im Gegensatz zur Betrachtung der Gesamtin- und -exfiltration in den Einzugsgebieten zeigt eine auf die Kanäle bezogene Beurteilung der Volumina, dass lokal auch die Infiltration infolge von Niederschlagsereignissen abnimmt. Allerdings ist das - wie dies anhand von Abbildung 7-4 deutlich wird – nur bei wenigen Kanälen spürbar bilanzwirksam. Bei dem überwiegenden Anteil der infiltrationswirksamen Kanäle liegt die Abnahme der mittleren täglichen Infiltration an Niederschlagstagen unter 2% des Infiltrationsvolumenstroms an Trockenwettertagen.

Eine kanalspezifische Betrachtung der Exfiltrationsvolumina über das Jahr 2006 zeigt hohe Schwankungen, die auf eine hohe Sensitivität des Exfiltrationsmodells hinsichtlich der Wasserstände (Potenziale) zurückführbar sind. In der Gesamtbilanz (Abbildung 7-2) sind die extremen relativen Anstiege des Exfiltrationsvolumenstroms etwas geringer ausgeprägt, da sehr hohe relative Zuwachsraten besonders in Kanälen, die weniger bilanzwirksam sind, eine Rolle spielen.

Es ist somit festzustellen, dass hydrodynamische Randbedingungen infolge von Niederschlagsereignissen für die Infiltrationsmodellierung eine geringe bis vernachlässigbare Bedeutung besitzen. Für die Exfiltrationsmodellierung hingegen stellen Niederschläge und die damit verbundenen Wasserstandsschwankungen in den Kanälen wichtige Einflussgrößen dar.

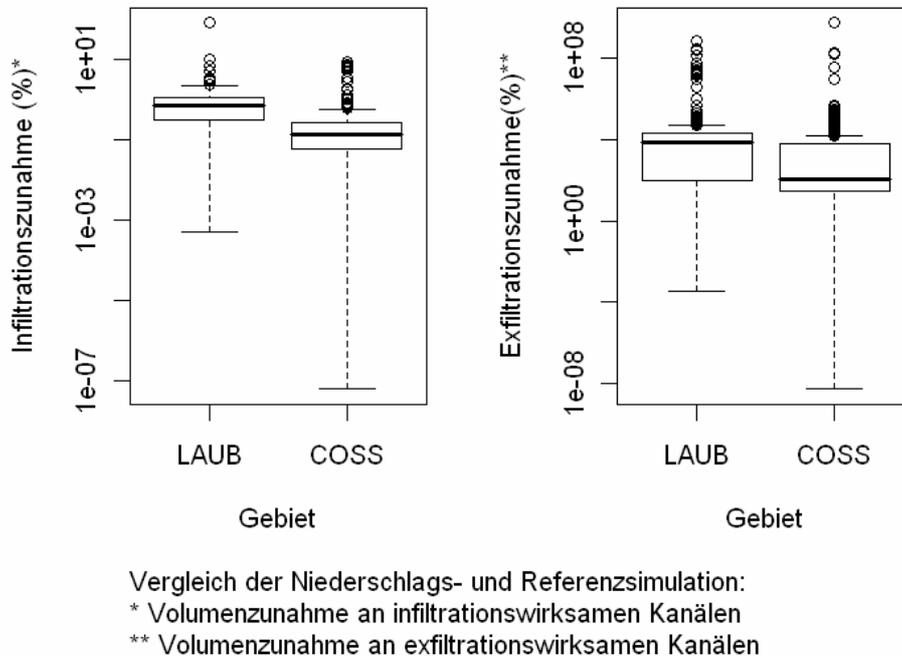


Abbildung 7-4: Zu- und Abnahme der In- und Exfiltrationsvolumina an einzelnen Kanälen infolge von Niederschlagsabflüssen im Betrachtungszeitraum von einem Jahr

7.3.2.2 Kolmationsdynamik

Die Dynamik der Kolmation wird durch die Schwankungen der Exfiltrationsfaktoren repräsentiert. Der Kolmationsprozess (Gleichung 6-13, Gleichung 6-14, Gleichung 6-15) verursacht ein Absinken der Exfiltrationsfaktoren. Der Aufbruchprozess wird im Modell vereinfacht als komplette Zerstörung der Kolmationsschicht abgebildet, die durch einen Grundwasseranstieg und erhöhte Schubspannungen ausgelöst wird. Aufgrund der Randbedingungen (Grundwassereinfluss, Abflussdynamik) ergibt sich für jeden Kanal eine individuelle Dynamik des Exfiltrationsfaktors K_{EX} . Um generelle Aussagen abzuleiten, wurde daher eine Gruppierung der Kanäle hinsichtlich der Dynamik des Exfiltrationsfaktors vorgenommen. Mithilfe einer Clusteranalyse (k-means-Verfahren, Abschnitt 4.1.1) sind 5 Gruppen von Kanälen gebildet worden. Die Dynamik des Exfiltrationsfaktors der

unterschiedlichen Kanalgruppen ist in Abbildung 7-5 und Abbildung 7-6 zu sehen. Zugehörige Kennwerte sind in Tabelle 7-2 enthalten.

Gruppe 2 beider Gebiete umfasst Kanäle, deren Exfiltrationsfaktor häufigen Schwankungen unterliegt. Faktoren der Kanäle von Gruppe 4 im Gebiet LAUB und Gruppe 3 im Gebiet COSS steigen und fallen nur selten aufgrund von Suffosions- und Kolmationsprozessen. Bei Kanälen der Gruppe 1 beider Gebiete tritt Kolmation nur relativ selten auf, da die für eine Kolmation bzw. den Aufbruch der Kolmationsschicht kritische Schubspannung nur selten unterschritten wird. Kanäle der Gruppen 3 und 5 im Gebiet LAUB und die Gruppen 4 und 5 im Gebiet COSS zeigen keine Dynamik der Exfiltrationsfaktoren, da einerseits keine Kolmation aufgrund hoher Schubspannungen simuliert wurde (Gruppe 3 in LAUB, Gruppe 4 in COSS). Andererseits sind die Kanäle nicht exfiltrationswirksam, da diese entweder einen sehr guten Kanalzustand besitzen oder der Wasserspiegel in den Kanälen permanent unterhalb des Grundwasserspiegels lag (Gruppe 5 in beiden Gebieten).

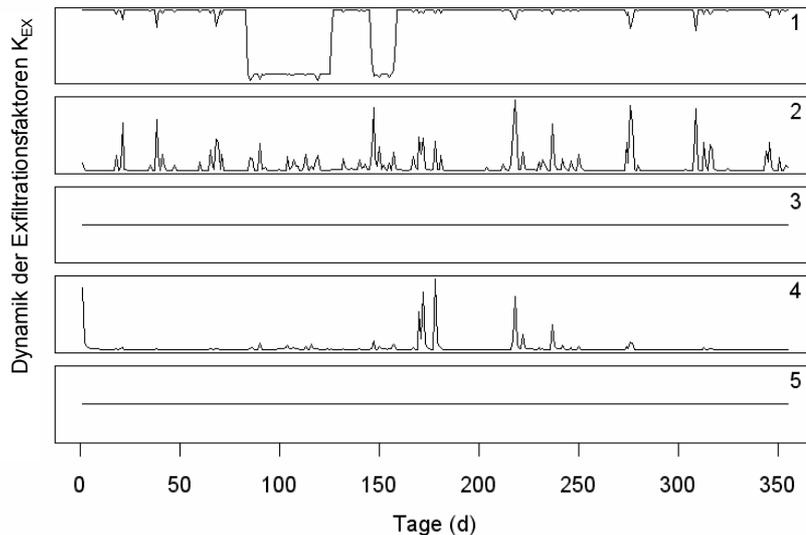


Abbildung 7-5: Exfiltrationsfaktoren im Gebiet LAUB, gegliedert (Clusterbildung) in 5 Kanalgruppen ähnlicher Dynamik

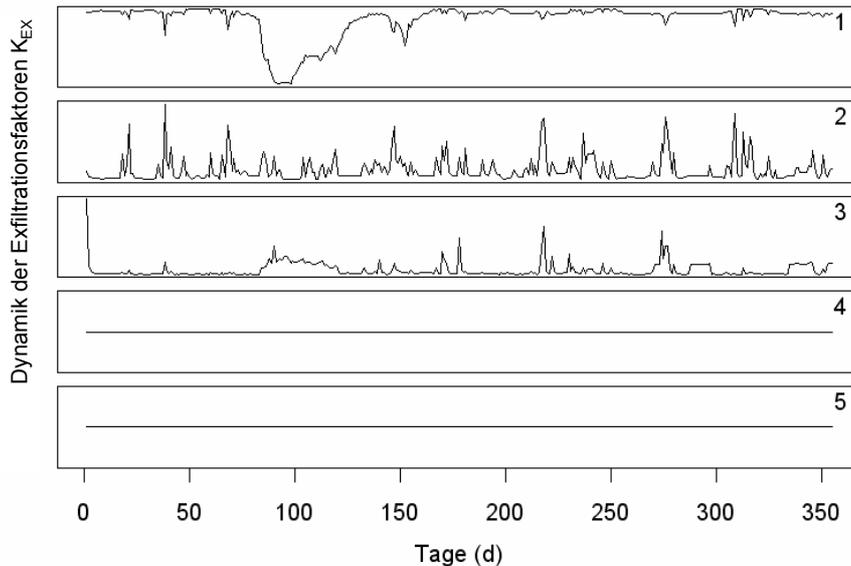


Abbildung 7-6: Dynamik der Exfiltrationsfaktoren im Gebiet COSS, gegliedert (Clusterbildung) in 5 Kanalgruppen ähnlicher Dynamik

Die Dynamik der Exfiltrationsfaktoren vermittelt einen Eindruck von Abhängigkeiten. Die Kolmation und der Aufbruch der Kolmationsschicht sind stark durch das vorgegebene Schubspannungskriterium geprägt. Schubspannungen werden infolge der genutzten Berechnungsansätze durch die Abflussdynamik und das Niederschlagsgeschehen bestimmt. Kurzzeitige Spitzenwerte sind als eine Folge des Niederschlagsgeschehens anzusehen. Als weiterer Einflussfaktor können Hochwasserereignisse identifiziert werden. Insbesondere Kanäle, deren Leckagen im Rahmen der Simulationen wenig bzw. nicht kolmatieren, werden während Hochwasserereignissen aufgrund niedrigerer Fließgeschwindigkeiten und den daraus resultierenden niedrigeren Schubspannungen durch Abwasserpartikel stärker zugesetzt und es kommt zu einem Absinken der Exfiltrationsfaktoren (Abbildung 7-5, Abbildung 7-6, Gruppe 1). Ein ähnlicher Effekt kann auch durch Rückstau infolge von Niederschlagsereignissen (kurzzeitiges Absinken der Exfiltrationsfaktoren, Gruppe 1 Abbildung 7-5, Abbildung 7-6) diagnostiziert werden.

Generell ist festzustellen, dass in beiden Untersuchungsgebieten ähnliche Gruppen bezüglich der Dynamik der Exfiltrationsfaktoren gebildet werden können. Wird Tabelle 7-2 betrachtet, dann können anhand der Mittelwerte von Kenngrößen der Gebiete COSS und LAUB weitere Aussagen zu den gebildeten Gruppen gemacht werden. Kanäle, die in den Simulationen wenig bzw. nicht kolmatieren (hohe Exfiltrationsfaktoren), machen ca. 6% (LAUB) bzw. 19%

(COSS) der Kanalnetzlänge (Gesamtlänge) aus. Mittlere Exfiltrationsfaktoren dieser Kanäle liegen in der Größenordnung der Infiltrationsfaktoren. Kanäle, die häufiger und längerfristig kolmatieren, machen in LAUB ca. 77% der Netzlänge und in COSS ca. 52% aus. Im Zusammenwirken mit den Potenzialen (Tabelle 7-2) ergeben sich relativ große Schwankungsbreiten der spezifischen Exfiltrationsraten zwischen 0 und $104 \text{ dm}^3\text{m}^{-1}\text{d}^{-1}$. Die mittleren Exfiltrationsfaktoren liegen bei der Mehrzahl der Kanäle zwischen $3 \cdot 10^{-7}$ und $3 \cdot 10^{-8} \text{ m}^2\text{s}^{-1}\text{m}^{-1}$ und niedriger. Exfiltrationsfaktoren sind damit bei einem Großteil der Kanäle 1-3 Größenordnungen kleiner als die Infiltrationsfaktoren (Abschnitt 5.2.5.2).

Dass bei Kanälen der Boden im Bereich der Kanalschäden nur selten bzw. nicht kolmatiert, ist eine Folge der Vorgabe der Schubspannung als Kriterium für den vollständigen Aufbruch der Kolmation. Vor dem Hintergrund der Erfahrungen des Versuchsbetriebes (Abschnitt 6.2) erscheint allerdings eine Verhinderung jeglicher Kolmation infolge erhöhter Schubspannungen als unrealistisch. Vielmehr kann davon ausgegangen werden, dass bei erhöhten Geschwindigkeiten zwar eine oberflächliche Verblockung der Kanalschäden in gewissem Umfang verhindert wird, dies aber einer Kolmation tieferer Schichten nicht zwangsläufig entgegensteht (Abschnitt 6.2.4.4).

Tabelle 7-2: Kennwerte für die Gebiete COSS und LAUB, differenziert nach der Dynamik des Exfiltrationsfaktors K_{EX}

Kenngrößen *	Gruppe**	K_{EX} ($\text{m}^{-1}\text{s}^{-1}$ m^2)	v (ms^{-1})	Anteil Kanalnetz -länge (%)**	q_{EX} ($\text{dm}^3\text{m}^{-1}\text{d}^{-1}$)	Potenzial (m)
LAUB	1	8.9E-06	0.7	4	-104.5	0.12
	2	3.6E-07	0.4	18	-3.9	0.08
	3	8.4E-06	0.8	2	-26.1	0.04
	4	1.9E-08	0.2	59	-0.4	0.03
	5	0.0E+00	0.1	17	0.0	0.04
COSS	1	8.1E-06	0.6	11	-4.9	0.01
	2	7.7E-07	0.4	11	-2.8	0.03
	3	3.1E-08	0.2	41	-0.3	0.07
	4	8.0E-06	0.7	8	-9.4	0.01
	5	0.0E+00	0.4	29	0.0	0.01

* Mittelwerte

** bezogen auf Gesamtlänge des Netzes (davon nicht exfiltrationswirksame Kanäle in COSS: ca. 29%, in LAUB: ca. 17% (Kanäle der Gruppe 5))

*** siehe auch Abbildung 7-5 und Abbildung 7-6

Inwiefern sich der Grenzwert für die Schubspannungen, welcher zum Aufbruch der Kolmationsschicht führt, auf Exfiltrationsraten und Verteilungen der Exfiltrationsfaktoren auswirkt, wurde durch eine Variation des Schubspannungskriteriums untersucht (Szenarien GESAMT, TAU4, TAU6, Tabelle 7-1/Tabelle 7-1).

In Abbildung 7-7 ist deutlich erkennbar, dass die Erhöhung des Grenzwertes für kritische Schubspannungen, die einen Aufbruch der Kolmationsschicht bewirken, eine Reduktion der mittleren Exfiltrationsfaktoren und damit eine Verringerung der Exfiltrationsraten um bis zu 1 - 2 Größenordnungen (Vergleich der Szenarien mit $\sigma_c = 2 \text{ Nm}^{-2}$ und $\sigma_c = 6 \text{ Nm}^{-2}$) zur Folge hat.

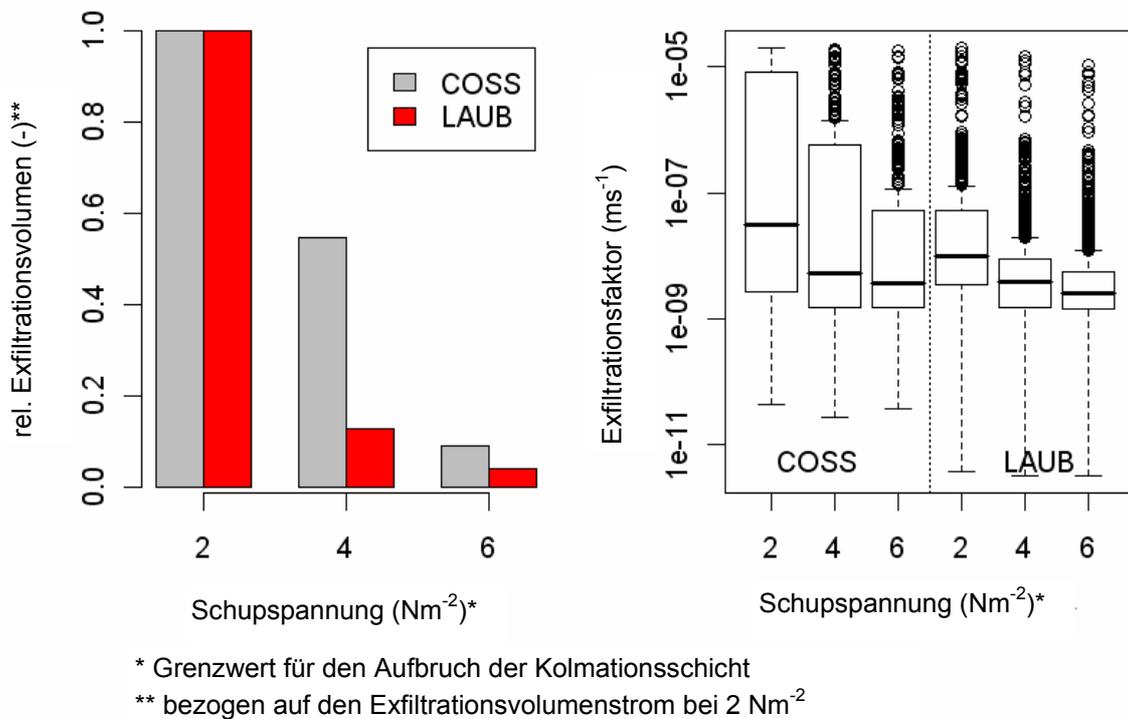


Abbildung 7-7: Relative Exfiltrationsvolumina und Verteilung der Jahresmittelwerte der Exfiltrationsfaktoren

Eine Änderung der Kolmationsdynamik ist allerdings nur in beschränktem Umfang zu konstatieren. Abbildung 7-8 zeigt, dass relative Schwankungen im Gebiet COSS durch die Vorgabe des Schubspannungskriteriums nahezu unverändert bleiben. Im Gebiet LAUB sind lediglich im Frühjahr stärkere Veränderungen in der relativen Dynamik der Exfiltrationsfaktoren infolge der Vorgabe verschiedener Schubspannungskriterien festzustellen.

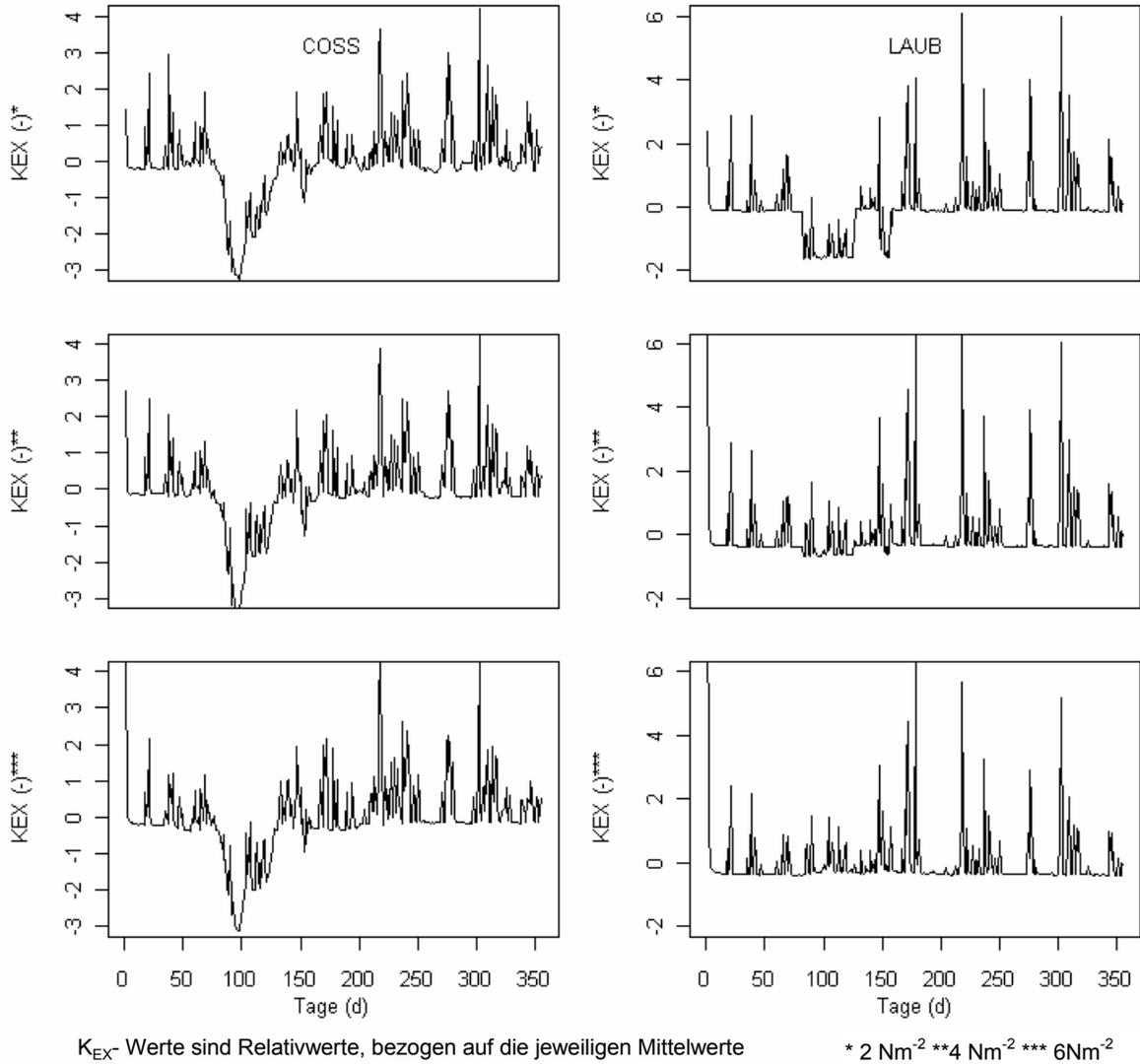
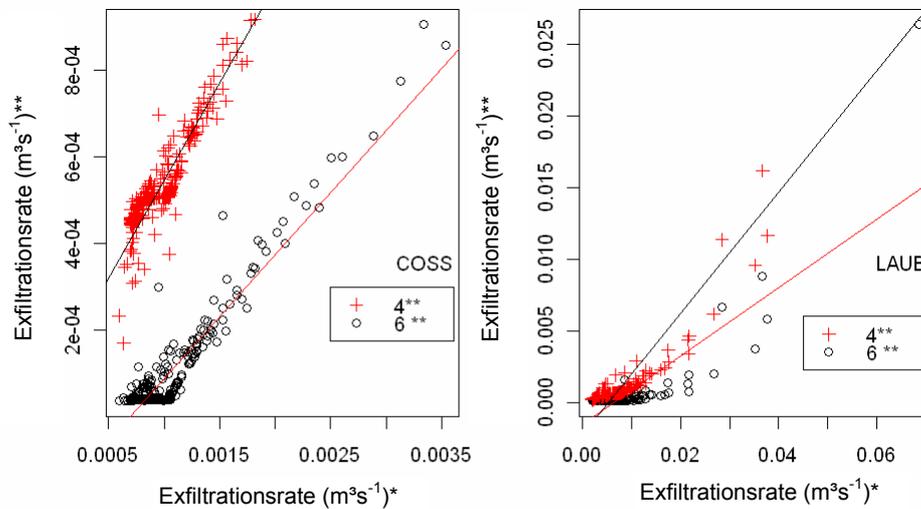


Abbildung 7-8: Skalierte mittlere Exfiltrationsfaktoren der Szenarienrechnungen basierend auf unterschiedlichen Schubspannungsgrenzwerten von 2, 4 und 6 Nm^{-2} als Kriterien für den Aufbruch der Kolmationsschicht

Dass im Gebiet COSS eine nur geringe Änderung der relativen Dynamik simuliert wurde, ist auch anhand einer Gegenüberstellung mittlerer jährlicher kanalspezifischer Exfiltrationsraten zu sehen (Abbildung 7-9). Es besteht zwischen Exfiltrationsraten bei Vorgabe eines Schubspannungskriteriums von 2 Nm^{-2} und Exfiltrationsraten, die bei Vorgabe von 4 bzw. 6 Nm^{-2} berechnet wurden, ein linearer Trend ($R= 0,94$ bzw. $R = 0,96$). Im Gebiet LAUB ist gleichfalls ein linearer Trend feststellbar, der allerdings auf einen etwas schwächeren Zusammenhang hindeutet ($R= 0,82$ bzw. $R=0,88$).

Aus den Ergebnissen wird gefolgert, dass die relative Dynamik der Exfiltrationsvolumenströme auf Basis der genutzten Modellansätze im Wesentlichen durch die Wasserstandsdynamik beeinflusst ist.



* Aufbruch der Kolmationsschicht bei einer Schubspannung $>2 \text{ Nm}^{-2}$

** Aufbruch der Kolmationsschicht bei einer Schubspannung >4 bzw. 6 Nm^{-2}

Abbildung 7-9: Kanalspezifische Exfiltrationsraten (Jahresmittelwerte) unter Berücksichtigung unterschiedlicher Schubspannungsgrenzwerte als Kriterien für den Aufbruch der Kolmationsschicht

7.3.3 Einfluss der In- und Exfiltration auf hydrodynamische Berechnungen

Für die hydrodynamischen Berechnungen stellt die Infiltration von Grundwasser eine Größe dar, deren Einfluss näher betrachtet werden soll. In Dresden liegt der Anteil der Grundwasserinfiltration am Trockenwetterabfluss bei ca. 23% (Karpf *et al.*, 2007). Im Gegensatz dazu kann die Abwasserexfiltration aufgrund sehr niedriger Raten (Abschnitt 2.2.1, Abschnitt 7.3.5) in ihrer Wirkung auf die hydrodynamischen Berechnungen vernachlässigt werden.

7.3.3.1 Wasserstand und Geschwindigkeitsänderungen infolge der Grundwasserinfiltration

Anhand von Abbildung 7-10 ist zu sehen, dass unter Berücksichtigung der Infiltration im Gebiet COSS teilweise eine deutliche Erhöhung der simulierten Wasserstände zu verzeichnen ist. Im Gebiet LAUB hingegen wurden nur geringfügige Beeinflussungen der Wasserstände simuliert. Die unterschiedlichen Auswirkungen sind einerseits durch höhere Infiltrationsraten im Gebiet COSS bedingt. Andererseits ist aufgrund der Entwässerung des Gebietes über ein Pumpwerk eine offensichtliche stärkere Anfälligkeit für Überlastungen gegeben

(siehe auch Abschnitt 7.3.3.2), die sich infolge von Rück- und Überstau in einer Erhöhung der Wasserstände in bestimmten Bereichen äußert.

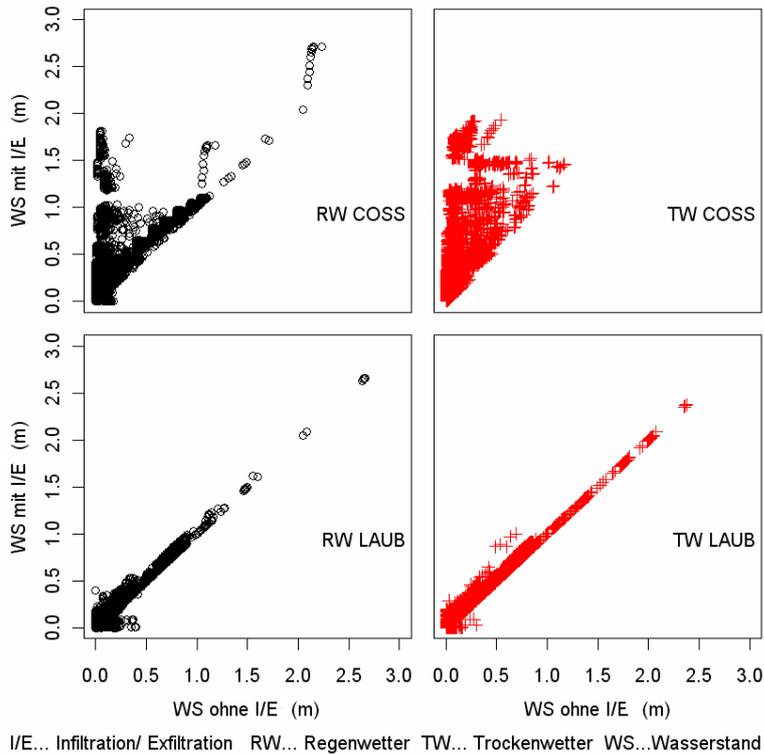


Abbildung 7-10: Simulierte Wasserstände (Tagesmittelwerte) unter Berücksichtigung und Ausschluss der Infiltrationsvolumenströme in den Kanälen der Gebiete COSS und LAUB bei Regen- und Trockenwetter

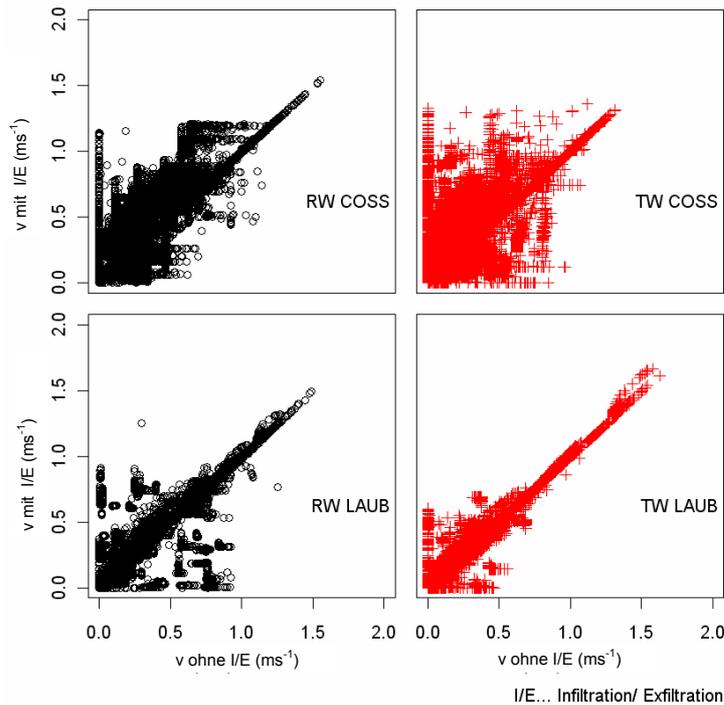
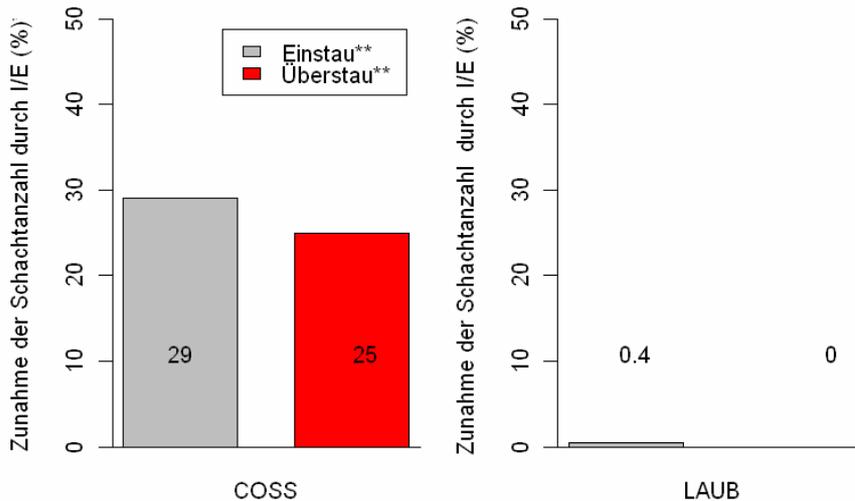


Abbildung 7-11: Simulierte Abflussgeschwindigkeiten (Tagesmittelwerte) unter Berücksichtigung und Ausschluss der In- und Exfiltrationsvolumenströme in den Kanälen der Gebiete COSS und LAUB bei Regen- und Trockenwetter

Abflussgeschwindigkeiten werden durch die Infiltration in den Gebieten LAUB und COSS sowohl in positiver als auch in negativer Richtung beeinflusst. Neben der mit erhöhten Abflüssen einhergehenden Zunahme der Fließgeschwindigkeiten verursachen Rückstauereffekte offensichtlich ein Absinken der Abflussgeschwindigkeiten. Entsprechend kann davon ausgegangen werden, dass die Infiltration sowohl zur Spülung als auch zur verstärkten Ablagerung von Kanalsedimenten führen kann.

7.3.3.2 Ein- und Überstau

Das Ein- und Überstauverhalten der Kanäle in den Betrachtungsgebieten wurde anhand der Szenarien REF_ÜB und GESAMT (Tabelle 7-1) bewertet.



* bezogen auf ein Szenario ohne Infiltration/Exfiltration (I/E)

** Schächte, die mind. einmal im Simulationszeitraum ein- bzw. überstauen

Abbildung 7-12: Einfluss der Infiltration und Exfiltration (I/E) auf den Ein- und Überstau in den Gebieten COSS und LAUB

In Abbildung 7-12 ist zu sehen, dass die Anzahl der Schächte mit Über- und Einstau im Gebiet COSS um 20- 30 % ansteigt, was durch eine wesentlich geringere Kapazität des Kanalnetzes infolge der Grundwasserinfiltration bedingt ist. Im Gebiet LAUB sind kaum Veränderungen zum Referenzzustand zu konstatieren. Die Gründe für die starken Auswirkungen im Gebiet COSS liegen wiederum im Wesentlichen an der Entwässerung über ein Pumpwerk, dessen Kapazität limitierend wirkt.

7.3.4 Folgerungen für die Quantifizierung der In- und Exfiltration

7.3.4.1 Schlussfolgerungen für die hydrodynamische Simulation der Exfiltration

Exfiltrationsraten hängen stark von der Dynamik des Abwasserabflusses ab. Einerseits wirken sich Wasserstandsschwankungen in den Abwasserkanälen auf die Exfiltrationsdynamik aus. Andererseits ist durch erhöhte Schubspannungen mit einer Störung bzw. dem Aufbruch der Kolmationsschicht zu rechnen, was wiederum Schwankungen des Exfiltrationsvolumenstroms zur Folge hat. Zur Charakterisierung des Aufbruchprozesses der Kolmationsschicht sind allerdings nur unzureichende Informationen verfügbar, die eine sichere Modellierung der Prozesse erlauben. Wird wie in den vorgestellten Simulationen (Abschnitt 7.3.2.2) vereinfachend eine Schubspannung und der temporäre Einfluss der Grundwasserinfiltration als Kriterium für eine völlige Zerstörung der

Kolmationsschicht angenommen, können Szenarienbetrachtungen vorgenommen werden, wobei festzustellen ist, dass die Vorgabe einer konstanten Schubspannung als Kriterium für den Aufbruch der Kolmationsschicht teilweise unrealistische Ergebnisse zur Folge hat. Eine verbesserte Abbildung der Exfiltrationsprozesse erfordert daher weitere Untersuchungen zum Aufbruch der Kolmationsschicht. Denkbar wäre beispielsweise ein konzeptioneller Suffosionsansatz auf Basis experimenteller Untersuchungen.

Aufgrund der starken Abhängigkeit der Exfiltrationsvolumenströme von Wasserständen und deren Schwankungen erscheint unabhängig von der durch hydraulische Randbedingungen beeinflussten Kolmationsdynamik eine hydrodynamische Berechnung essentiell für die Betrachtung der Exfiltrationsraten.

Trotz relativ konservativer Annahmen zur Kolmationsdynamik liegen die Exfiltrationsraten im Vergleich zum Gesamtabfluss sehr niedrig. Eine Beeinflussung der hydrodynamischen Simulationsergebnisse ist daher nicht zu erwarten.

7.3.4.2 Schlussfolgerungen für die hydrodynamische Simulation der Infiltration

Wie in den vorangestellten Abschnitten deutlich wurde, ist eine Berechnung der Exfiltrationsraten ohne Berücksichtigung der dynamischen Änderungen des Wasserstands in den Kanälen wenig sinnvoll. Im Hinblick auf eine Betrachtung der Infiltration zeichnet sich ab, dass eine vereinfachte Berechnung mit tolerierbaren Unsicherheiten realisierbar ist.

Das verdeutlicht auch ein Vergleich stationärer und hydrodynamischer Berechnungen, dargestellt in Abbildung 7-13.

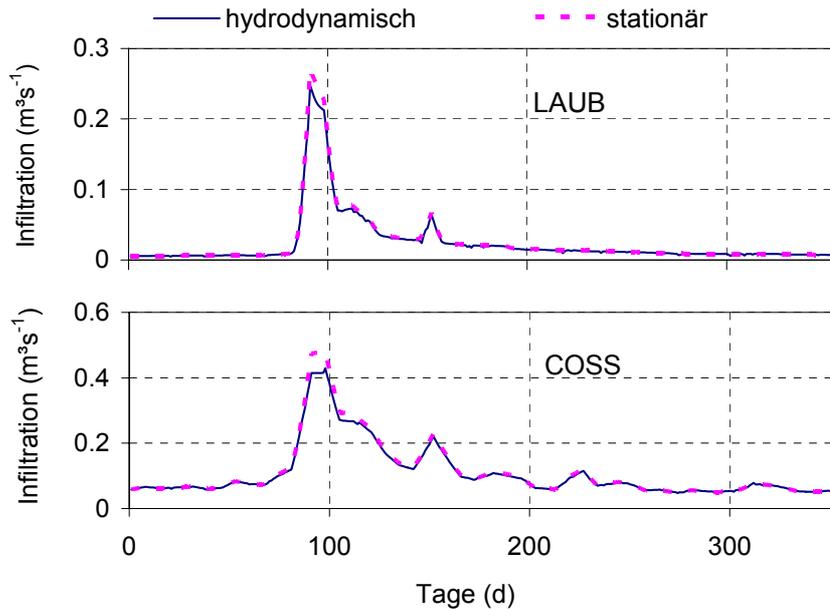


Abbildung 7-13: Infiltrationsraten in den Einzugsgebieten LAUB und COSS unter Berücksichtigung hydrodynamisch berechneter Kanalwasserstände und mit konstanten Wasserständen (stationäre Berechnung)

Stationäre Berechnungen, die unter Einbeziehung eines konstanten Wasserstands in den Kanälen durchgeführt wurden, weichen im Mittel um ca. 3,6% (LAUB) und 1,3% (COSS) von den hydrodynamisch simulierten Werten ab. Insbesondere bei Hochwasserereignissen ist mit Abweichungen zu rechnen (Karpf *et al.* 2011). Des Weiteren sind Abweichungen bei einer zeitlich hochaufgelösten Betrachtung des Einflusses von Niederschlägen möglich. Vergleiche zwischen Tageswerten der hydrodynamischen und stationären Betrachtungen zeigen trotz der guten mittleren Anpassung (Abbildung 7-13) maximale Abweichungen bis zu 13% (COSS) bzw. 34% (LAUB).

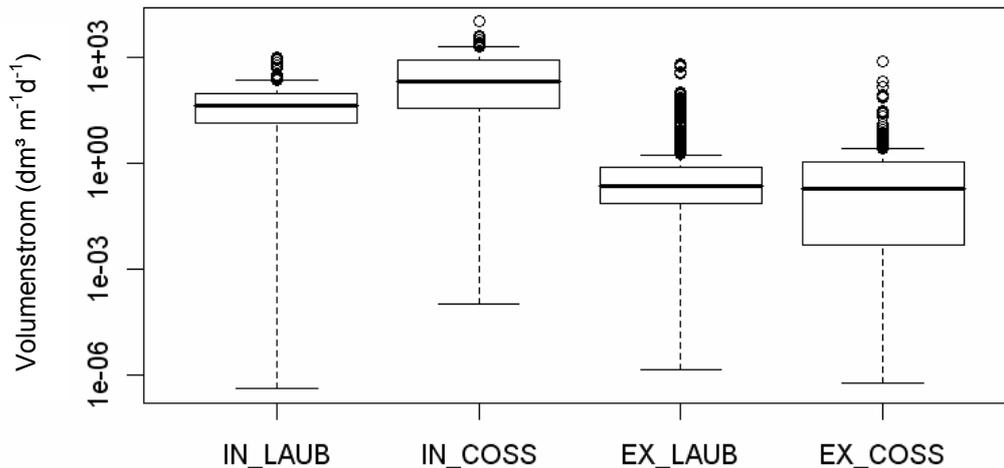
Aufgrund der Größenordnung von Infiltrationsraten ist eine Beeinflussung hydrodynamischer Simulationsergebnisse insbesondere bei ungünstigen strukturellen Randbedingungen nicht auszuschließen.

7.3.5 Größenordnung und Lokalisierung

7.3.5.1 Bilanzen in den Einzugsgebieten

Spannbreiten mittlerer In- und Exfiltrationsraten einzelner Kanäle werden anhand von Abbildung 7-14 deutlich. Median- und Maximalwerte der mittleren kanalspezifischen Infiltrationsraten sind im Gebiet LAUB niedriger als in

COSS. Dies ist durch den stärkeren Einfluss von Grundwasser im Gebiet COSS zu erklären, der aufgrund höherer maximaler Potenziale und länger andauernder Infiltration zustande kommt. Median- und Maximalwerte der mittleren kanalspezifischen Exfiltrationsraten liegen hingegen in gleicher Größenordnung. Dieses Ergebnis ist durch die Wasserstände in den Kanälen zu erklären, die als Haupttriebkraft der Exfiltration offensichtlich ähnlichen Schwankungen unterliegen.



$Q_{IN}, Q_{EX} \text{ (dm}^3\text{m}^{-1}\text{d}^{-1}\text{)}$	IN_LAUB	IN_COSS	EX_LAUB	EX_COSS
5% Quantil	0.3	3.7	3.0E-04	1.1E-04
Median	42.9	191.3	2.3E-01	1.8E-01
95% Quantil	261.5	2020.4	12.9	5.7
Mittelwert	80.9	528.3	8.6	2.8

IN...Infiltration EX....Exfiltration *mittlerer Volumenstrom pro Kanal

Abbildung 7-14: Kanalspezifische In- und Exfiltrationsraten in den Gebieten COSS und LAUB

7.3.5.2 Lokalisierung von Schwerpunkten

In Abbildung 7-15 sind Kanäle bezüglich der simulierten In- und Exfiltrationsraten in jeweils drei Gruppen dargestellt. Wie zu sehen ist, können anhand der Simulationsergebnisse Kanäle mit erhöhten In- und Exfiltrationsraten gut abgegrenzt werden.

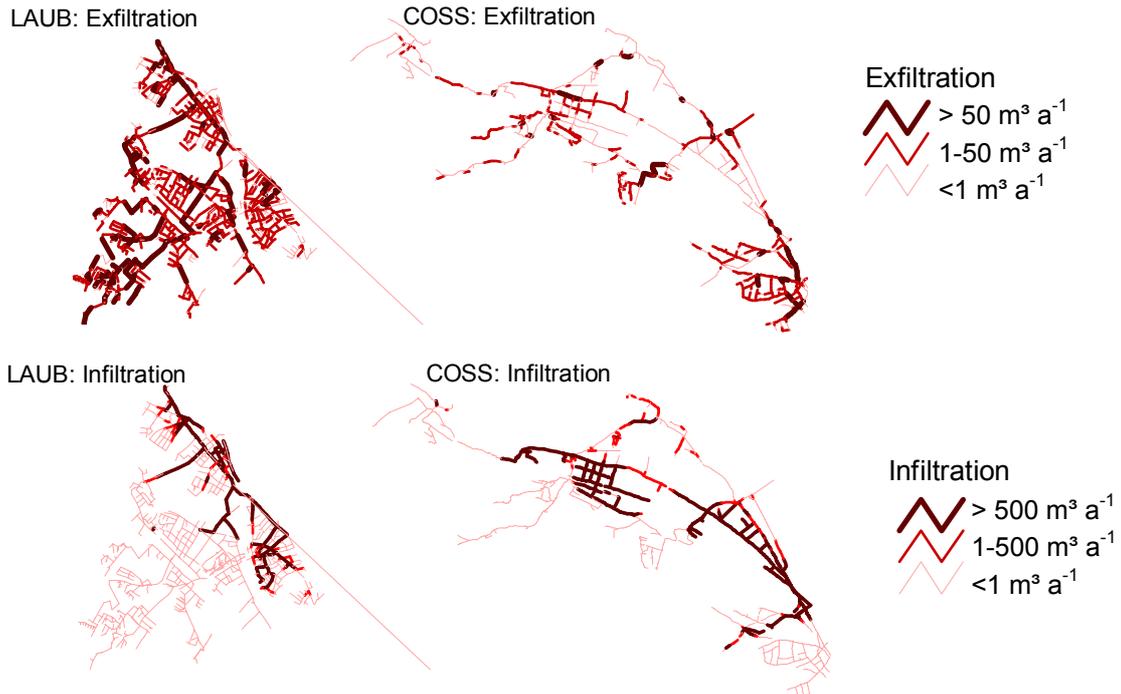


Abbildung 7-15: Schwerpunkte der In- und Exfiltration (Kanalabschnitte) in den Betrachtungsgebieten LAUB und COSS

Werden Ex- und Infiltrationsraten gegen die Längen der in- bzw. exfiltrationswirksamen Kanäle aufgetragen, ergeben sich Verteilungen entsprechend Abbildung 7-16 und Abbildung 7-17.

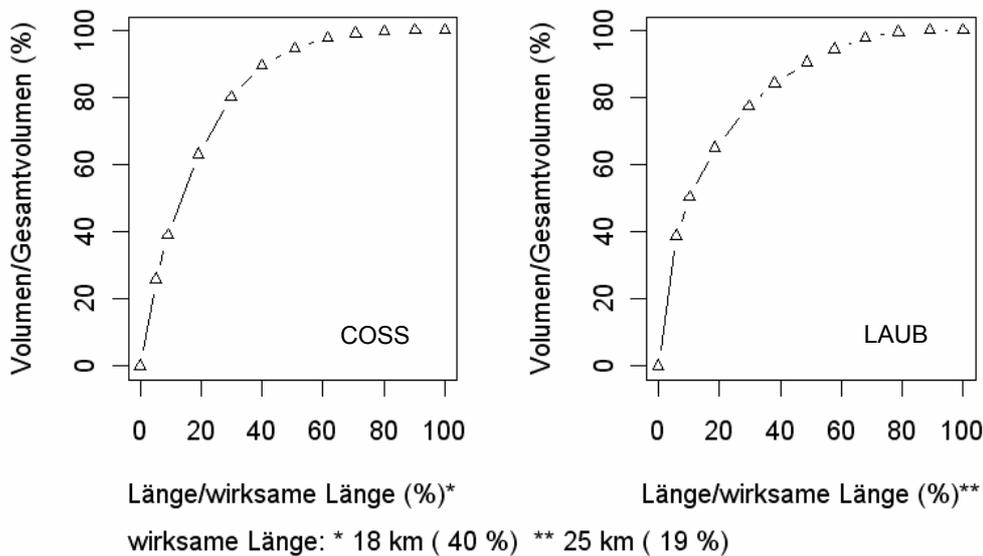


Abbildung 7-16: Relative Infiltrationsvolumina und die infiltrationswirksame Kanallänge in den Betrachtungsgebieten COSS und LAUB

Es zeigt sich deutlich, dass die In- und Exfiltration keinesfalls über die betroffenen Kanäle mehr oder weniger gleich verteilt ist, sondern dass einem relativ geringen Prozentsatz der in- und exfiltrationswirksamen Kanäle ein Hauptanteil der Volumenströme zugeordnet werden kann. Im Falle der Infiltration kann entsprechend Abbildung 7-16 festgestellt werden, dass in ca. 40% der infiltrationswirksamen Kanallänge, die wiederum ca. 40% (COSS) bzw. 19% (LAUB) der Gesamtlänge des Netzes umfassen, ca. 80% (LAUB) bzw. 90% (COSS) des Infiltrationsvolumens eindringt. Abbildung 7-17 verdeutlicht, dass 80 % des exfiltrierenden Abwasservolumens in LAUB auf weniger als 20% der exfiltrationswirksamen Kanallänge entfällt. In COSS exfiltrieren ca. 90% des Abwassers aus 20% der exfiltrationswirksamen Kanallänge. Zwar ist in gewissem Maße die Lokalisierung von exfiltrationswirksamen Kanälen durch die Kolmationsdynamik beeinflusst, aber wie die Simulationen bei unterschiedlichen Randbedingungen (Variation der Schubspannungen, die zum Aufbruch der Kolmationsschicht führen) zeigen (Abbildung 7-17), ist dieser Einfluss gering. Vielmehr sind der Potenzialdruck (Wasserstand) und der Kanalzustand (Schadhaftigkeit) von entscheidender Bedeutung für den Exfiltrationsvolumenstrom.

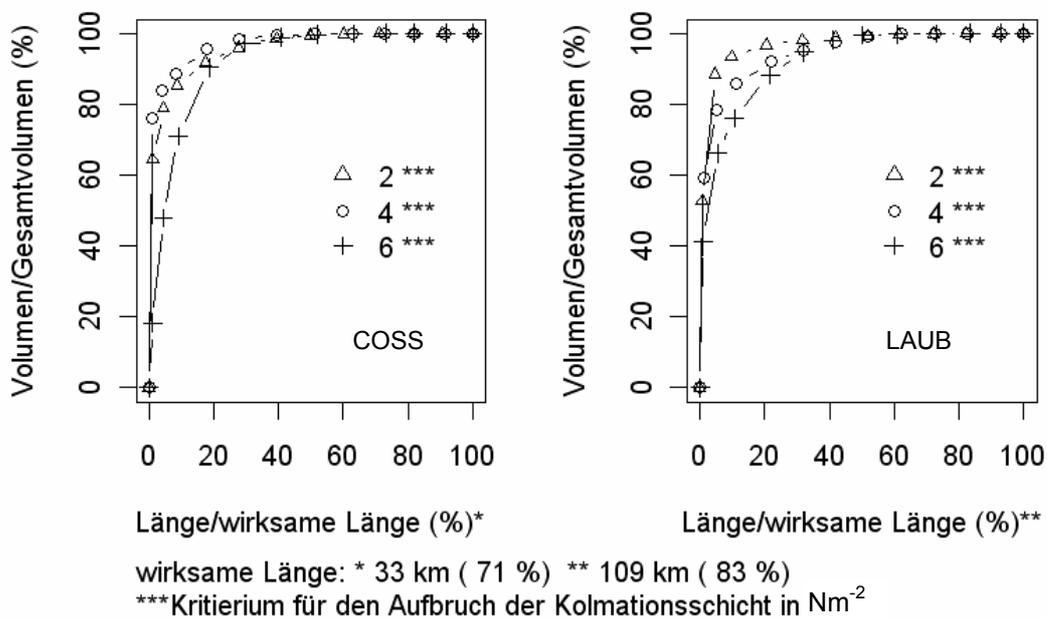


Abbildung 7-17: Exfiltrationsvolumina und die exfiltrationswirksame Kanallänge in den Betrachtungsgebieten COSS und LAUB

In Abbildung 7-18 und Abbildung 7-19 sind Simulationsergebnisse mit Profilhöhen und Baujahren verglichen worden. Um eine Unabhängigkeit der Daten zu gewährleisten ist bei den Simulationen auf eine Differenzierung der In-

und Exfiltrationsparameter entsprechend Abschnitt 5.2.5.2 und Abschnitt 6.3.2.2 verzichtet worden. Stattdessen wurden für alle Kanäle mittlere Faktoren angesetzt (Szenario KONPAR, Tabelle 7-1). Dadurch sind die dargestellten Trends ausschließlich auf hydraulische Randbedingungen der Simulationen zurückführbar.

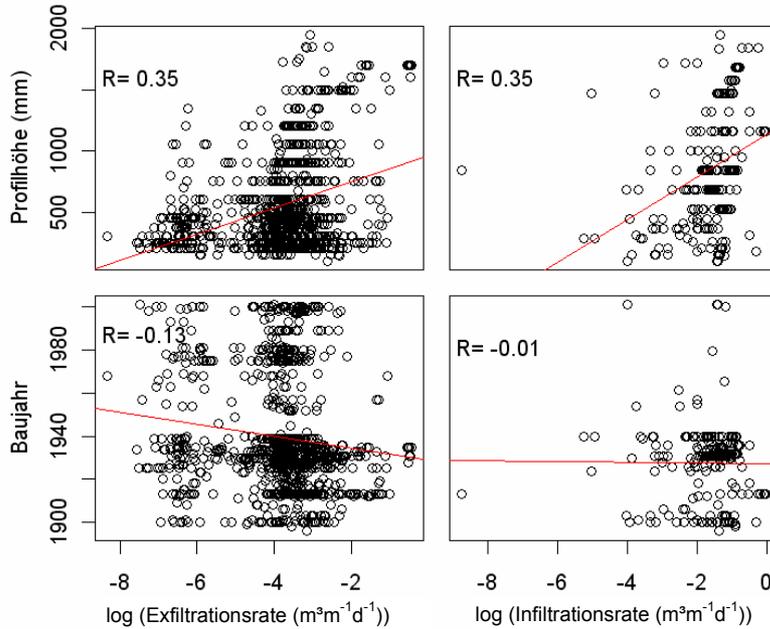


Abbildung 7-18: Ex- und Infiltration im Vergleich zu Baujahr und Profilhöhe im Gebiet LAUB

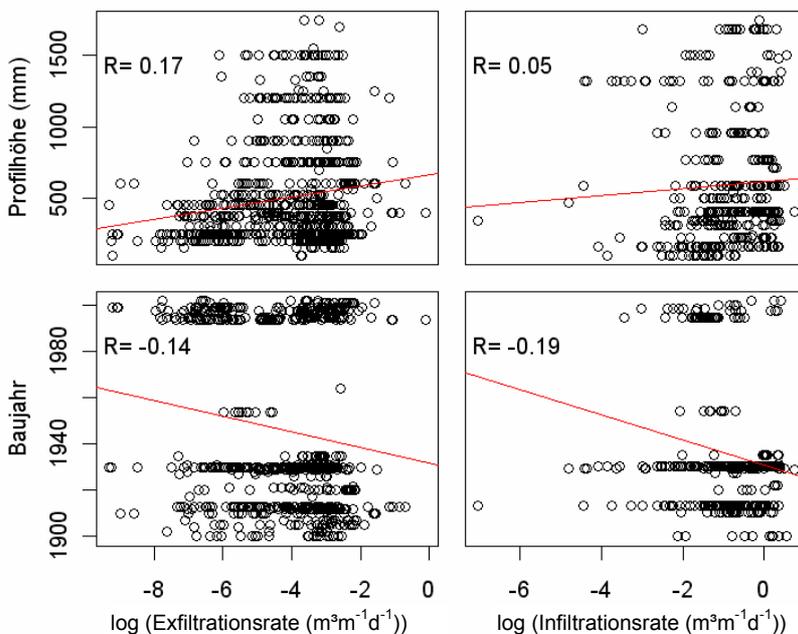


Abbildung 7-19: Ex- und Infiltration im Vergleich zu Baujahr und Profilhöhe im Gebiet COSS

Leichte Trends zwischen den strukturellen Eigenschaften Baujahr und Profilhöhe und den In- und Exfiltrationsraten sind erkennbar. Ältere Baujahre und größere Profilhöhen gehen tendenziell mit erhöhten In- und Exfiltrationsraten einher. Diese Trends sind im Wesentlichen durch die Lage und Funktion größerer und älterer Kanäle bedingt. Einerseits liegen diese Kanäle im Allgemeinen tiefer, d.h. eher im Einflussbereich von Grundwasser, was erhöhte Infiltrationsraten zur Folge hat. Andererseits sind größere Kanäle in der Regel Hauptkanäle mit höheren Wasserständen als die weniger bedeutsamen kleineren Nebenkanäle. Diese höheren Wasserstände in den Kanälen sind wiederum für die Exfiltration von großer Bedeutung. Die Ergebnisse der Simulationen zeigen in beiden Gebieten ähnliche, wenn auch unterschiedlich stark ausgeprägte Trendrichtungen. Somit kann in den betrachteten Gebieten neben Schadensklassen (Abschnitt 5.2.5.1), simulierten Volumenströmen (Abbildung 7-16, Abbildung 7-17), auch das Baujahr und die Profilhöhe als ergänzendes Kriterium für eine Priorisierung von Sanierungsschwerpunkten angesehen werden.

7.4 Zusammenfassung der Ergebnisse der hydrodynamischen Simulationen

Im Vorfeld der Simulationen wurden 3 Themenkomplexe aufgeworfen, die die Sinnhaftigkeit hydrodynamischer Simulationen zur Betrachtung der Ex- und Infiltration, die Beeinflussung von Simulationsergebnissen durch In- und Exfiltration als Randbedingungen und die Möglichkeit der Lokalisierung von In- und Exfiltrationsschwerpunkten in Einzugsgebieten zum Inhalt haben. Die Erkenntnisse werden im Folgenden zusammenfassend dargestellt:

- Für die Berechnung der Exfiltration ist eine hydrodynamische Simulation erforderlich, da die genutzten Berechnungsansätze sehr sensitiv auf hydrodynamische Randbedingungen (Wasserstand) reagieren.
- Der Aufbruch der Kolmationsschicht kann maßgeblich die Exfiltrationsraten beeinflussen. Eine hinreichend exakte Modellierung ist allerdings auf Basis der derzeitigen Erkenntnisse noch nicht möglich.
- Infiltrationsraten sind weniger stark durch hydrodynamische Randbedingungen beeinflusst. Die Berechnung der Infiltrationsraten auf Einzugsgebietsebene kann durch Vorgabe stationärer Randbedingungen erfolgen, wobei die

zeitlichen und lokalen Auswirkungen von Niederschlagsereignissen nicht einbezogen werden können.

- Bei ungünstigen strukturellen Randbedingungen ist mit Beeinflussungen der hydrodynamischen berechneten Abflüsse durch die Grundwasserinfiltration zu rechnen. Insbesondere kann sich die Anzahl der Ein- und Überstauereignisse erhöhen.
- Durch die hydrodynamische Simulation der In- und Exfiltrationsraten ist eine Lokalisierung von potenziellen Schwerpunkten und damit eine Sanierungspriorisierung möglich.

8 Zusammenfassung und Ausblick

8.1 Infiltration

Zur Infiltration wurden Prozessuntersuchungen anhand von 3D-Simulationen mit der Software PM pro (MODFLOW), die Erstellung eines multiplen Trockenwettermodells zur Ableitung infiltrationspezifischer Parameter im Einzugsgebiet Dresden, Monte-Carlo-Simulationen zur Abschätzung der Schadensfläche in Kanälen und hydrodynamische Langzeitsimulationen mit dem Modellsystem HYSTEM-EXTRAN/ INEX durchgeführt.

Aus den Untersuchungen können folgende Erkenntnisse abgeleitet werden:

- Als maßgebliche Einflussgrößen für den Infiltrationsprozess werden die Größe und Form der Schadensfläche, das hydraulische Potenzial und der k_F -Wert des Bodens identifiziert.
- Der 3-Dimensionalität des Infiltrationsprozesses kann durch Anpassung eines eindimensionalen Ansatzes Rechnung getragen werden.
- Infiltrationspezifische Parameter können mit einem multiplen Trockenwettermodell auf Basis von hydrologischen Daten abgeleitet werden.
- Im Einzugsgebiet Dresden wurde ein signifikanter Zusammenhang zwischen Schadensklassen der Kanäle und dem Infiltrationspotenzial nachgewiesen.
- Infiltrationsparameter können zur Bestimmung der Schadensfläche bzw. zur Abschätzung von Exfiltrationsparametern und damit zu einer exakteren Exfiltrationsmodellierung beitragen.
- Infiltrationsraten können einen deutlichen Einfluss auf die hydrodynamische Simulation haben. Die hydrodynamisch ermittelten Wasserstände sind nur für eine detaillierte Betrachtung der Infiltration relevant. Für Bilanzierungen der Infiltrationsvolumina größerer Gebiete und Zeiträume ist eine statische Berechnung der Infiltrationsvolumina hinreichend genau.
- Auf Basis von Modellrechnungen kann eine Priorisierung von Infiltrationsschwerpunkten erfolgen.

8.2 Exfiltration

Untersuchungsergebnisse zur Exfiltration basieren auf Modellrechnungen mit dem Bodenwassermodell HYDRUS, kleintechnischen Versuchen, Monte-Carlo-Simulationen zur Parameterbestimmung und Berechnungen mit dem hydrodynamischen Modellsystem HYSTEM-EXTRAN/ INEX.

Wesentliche Erkenntnisse sind im Folgenden zusammengefasst:

- Neben dem Gravitationspotenzial (Wasserstand im Kanal) ist das Matrixpotenzial eine wichtige Einflussgröße, die die Herausbildung der Kolmationsschicht und initiale Exfiltrationsraten entscheidend beeinflusst.
- Der Kolmationsprozess kann in zwei Phasen unterteilt werden. Die kurze initiale Phase ist weitestgehend durch physikalische Prozesse der Porenkolmation geprägt. In der sich anschließenden Phase wird die Kolmationsschicht durch biologische, chemische und physikalische Prozesse konsolidiert.
- Die Struktur des Bodens hat einen Einfluss auf die Durchlässigkeit der Kolmationsschicht. Es konnte ein Zusammenhang zwischen hydraulischen Leitfähigkeiten und Kolmationsparametern (Leckagefaktoren) hergestellt werden.
- Eine dynamische Betrachtung der Exfiltration ist anhand der hydraulischen Leitfähigkeit des am Kanal anstehenden Bodens (Bettungsmaterial), der Kolmationsdauer und anhand des hydraulischen Potenzials möglich.
- Die Ableitung von Exfiltrationsparametern ist anhand von Infiltrationsparametern möglich. Spannbreiten der Exfiltrationsparameter können auf Basis von Monte-Carlo-Simulationen abgeschätzt werden.
- Für die Modellierung der Exfiltration ist eine möglichst genaue Berechnung der Potenzialhöhen (Wasserstände) in Kanalnetzen essentiell. Deshalb wird eine hydrodynamische Modellierung empfohlen.
- Auf Basis einer Modellierung der Exfiltrationsprozesse kann eine Priorisierung von Exfiltrationsschwerpunkten erfolgen.

8.3 Resümee und Ausblick

In der vorliegenden Arbeit wurden Modelle entwickelt und angewandt, um die Beschreibung der Abwasserexfiltration und Grundwasserinfiltration in Siedlungsentwässerungssystemen mit möglichst hoher Genauigkeit und unter Einbeziehung verschiedener Informationen und Datenquellen zu erreichen.

Grundsätzlich kann resümiert werden, dass die entwickelten Modelle anwendbar sind, was in erster Linie die hydrodynamischen Simulationen zeigen. Die Kalibrierung von Parametern, die mit Unsicherheiten behaftet sind, konnte durch die Einbeziehung von Daten des Einzugsgebietes und mithilfe von statistischen Methoden abgesichert werden.

Aus den verschiedenen Untersuchungen konnten zudem neben den gebietsspezifischen Analyseergebnissen Kenntnisse zu grundlegenden Prozessmechanismen und Zusammenhängen gewonnen werden.

Der Aufwand einer I/E- Modellierung ist sehr hoch. Die Umsetzung der vorgestellten Modelle wird daher auf relativ wenig Anwendungsfälle beschränkt bleiben. Allerdings besteht ein großes Potenzial für zukünftige Anwendungen in der Nutzung von methodischen Aspekten der Arbeit. Beispielsweise ist vorstellbar, dass bereits die Verschneidung von Grundwasser-, Kanalkataster- und Schadensdaten wesentliche Aufschlüsse zur Lokalität von potenziellen Infiltrationsschwerpunkten ergibt. Des Weiteren könnten, basierend auf den Erkenntnissen dieser Arbeit, Wasserstände in Kanalnetzen in Verbindung mit den Grundwasserpegeldaten zur Ableitung von Indikatoren für Exfiltrationsschwerpunkte genutzt werden.

Neben den methodischen entwickelten Ansätzen, den Ergebnissen und daraus resultierenden Erkenntnissen, ergeben sich Fragestellungen, die im Rahmen der Arbeit nicht beantwortet werden konnten und die ein gewisses Potenzial für weitere Untersuchungen beinhalten. Zu nennen wäre vor allem eine Standardisierung von Parametern als Basis für eine wesentliche Vereinfachung der In- und Exfiltrationsmodellierung. Eine Bestimmung von Standardparametern und deren Implementierung in anwendungsbezogene Modellierungssoftware könnte beispielsweise auf der Basis von vergleichenden Untersuchungen in verschiedenen Kanalnetzen realisiert werden. Des Weiteren bestehen Entwicklungspotenziale bei der Charakterisierung von Einzelprozessen. Beispielsweise ist eine verbesserte Beschreibung der Prozesse,

die den Aufbruch der Kolmationsschicht im Bereich der Kanalleckagen infolge hydrodynamischer Randbedingungen bewirken, wünschenswert.

Es bleibt zu bemerken, dass in der vorliegenden Arbeit viele Fragen zur hydraulischen Modellierung der In- und Exfiltration nicht abschließend beantwortet werden konnten und dass für die Etablierung der Modellierung zur Analyse der In- und Exfiltration weitere wissenschaftliche Untersuchungen notwendig sind. Mein Anliegen ist es daher, anhand der dargestellten Methoden und Ergebnisse, Impulse für eine Auseinandersetzung mit dieser Thematik zu geben und eine fachliche Diskussion anzuregen.

9 Literatur

- An P., Hua J., Franz M., Winter J. und Gallert C. (2004). Changes of Chemical and Biological Parameters in Soil Caused by Trickling Sewage. *Acta hydrochim. hydrobiol.*, 32(4-5), 296-303.
- ATV-DVWK (2001a). ATV-DVWK-Arbeitsblatt A139: Einbau und Prüfung von Abwasserleitungen und -kanälen. ISBN 3-933707-32-3.
- ATV-DVWK (2001b). Arbeitsblatt A110: Hydraulische Dimensionierung und Leistungsnachweis von Abwasserkanälen und -leitungen. ISBN 3-935669-22-4.
- ATV-DVWK (2003). Fremdwassersituation in Deutschland. Bericht der Arbeitsgruppe ES 1.3. *Korrespondenz Abwasser*, 50(1), 70-81.
- ATV (1999a). ATV-M149: Zustandserfassung, -klassifizierung und -bewertung von Entwässerungssystemen außerhalb von Gebäuden. ISBN 3-933693-31-4.
- ATV (1999b). Arbeitsblatt A118: Hydraulische Bemessung und Nachweis von Entwässerungssystemen. ISBN 3-933707-25-0.
- Aumond M. und Joannis C. (2008). Processing sewerage turbidity and conductivity recorded in sewage for assessing sanitary water and infiltration/inflow discharges. *11th International Conference on Urban Drainage*, Edinburgh, Scotland, UK.
- Bares V., Krejci P., Stransky D. und Sykora P. (2008). Long-term monitoring of infiltration/inflow based on diurnal variation of pollutant flux. *11th International Conference on Urban Drainage*, Edinburgh, Scotland, UK.
- Barret M. H., Lerner D. N., Hiscock K. M., Pedley S. und Tellham 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. *Groundwater in the urban environment*, Balkema Publications Rotterdam, The Netherlands.
- Beal C., Gardner T., Menzies N. W., Rassam D. und Vieritz A. (2004). Prediction of steady-state flux through variably saturated zones within a septic absorption trench. *SuperSoil 2004, 3rd Australian New Zealand Soils Conference, 5 – 9 December 2004*, University of Sydney, Australia.
- Belhadj N., Joannis C. und Raimbault G. (1995). Modelling of rainfall induced infiltration into separate sewerage. *Water Science and Technology*, 32, 161-168.
- Berger C. und Lohaus J. (2005). Zustand der Kanalisation in der Bundesrepublik Deutschland, Ergebnisse der DWA-Umfrage 2004. *Korrespondenz Abwasser*, (5) 2005.
- Beyer W. und Bansch E. (1975). Zur Kolmation der Gewässerbetten bei der Uferfiltratgewinnung. *Zeitschrift für angewandte Geologie*, 21(12), 565-572.
- Blackwood D. J., Ellis J. B., Revitt D. M. und Gilmour D. J. (2005). Factors influencing exfiltration processes in sewers. *Water Science & Technology*, 51(2), 147-154.
- Bollrich G. und Preißler G. (1992). *Technische Hydromechanik Band 1*, Verlag für Bauwesen Belin München, ISBN3-345-00518-2.

- Busch K. F., Luckner L. und Tiemer K. (1993). *Geohydraulik*, ISBN 3-443-01004-0.
- Chiang W.-H. (2005). *3D-Groundwater Modeling with PMWIN, Second Edition*, Springer.
- Ciliberti S. A., Gomez M., Macchione F., Russo B. und Villanueva A. (2008). 2D analysis for local flooding assessment in a new square of Barcelona during storm events. *11th International Conference on Urban Drainage*, Edinburgh, Scotland UK.
- deBenedittis J. und Bertrand-Krajewski J. L. (2005). Measurement of infiltration rates in urban sewer systems by use of oxygen isotopes. *Water Science & Technology*, 52(3), 229-237.
- Decker J. (1998). *Auswirkungen von Fremdwasser auf Abwasseranlagen und Gewässer*, Institut für Siedlungswasserwirtschaft, RWTH Aachen.
- DeSilva D., Burn S., Tjandraatmadja G., Moglia M., Davis P., Wolf L., Held I., Vollertsen J., Williams W. und Hafskjold L. (2004). Sustainable Management of Leakage from Wastewater Pipelines. *IWA Congress 2004*, Marrakesch, Marokko.
- de Vries J. (1972). Soil filtration of waste water effluent and the mechanisms of pore clogging. *Journal of Water Pollution Control Federation*, 44 (4).
- Dohmann M., Decker J. und Menzenbach B. (1999). Untersuchungen zur quantitativen und qualitativen Belastung von Boden, Grund- und Oberflächenwasser durch undichte Kanäle. Wassergefährdung durch undichte Kanäle: Erfassung und Bewertung, Max Dohmann (Herausgeber.), Springer-Verlag Berlin Heidelberg, ISBN3-240-64212-9.
- Eiswirth M. (1998). Stellen defekte Abwasserkanäle Gefährdungspotentiale für das Grundwasser dar? *Schriftenreihe Angewandte Geologie Karlsruhe*, Bd. 50, S. 97-116, Universität Karlsruhe.
- Eiswirth M. (2000). Leckortung - Künftige Herausforderungen und Lösungen -. *EntsorgungsPraxis*, 18(6), 52-57.
- Eiswirth M. (2002). Bilanzierung der Stoffflüsse im urbanen Wasserkreislauf - Wege zur Nachhaltigkeit urbaner Wasserressourcen. Habilitationsschrift, Fakultät für Bio- und Geowissenschaften, Universität Karlsruhe (TH).
- Ellis J. B. (2001). Sewer infiltration/exfiltration and interactions with sewer flows and groundwater quality. *interactions between sewers, treatment plants and receiving waters in urban areas - INTERUBA II*, Lisbon, 311-319.
- Ellis J. B., Revitt D. M., Lister P., Willgress C. und Buckley A. (2003). Experimental Studies of sewer exfiltration. *Water Science and Technology*, Vol. 47(4), 61-67.
- Ellis J. B., Revitt D. M., Vollertsen J. und Blackwood D. J. (2008). Factors influencing temporal exfiltration rates in sewer systems. *11th International Conference on Urban Drainage*, Edinburgh, Scotland, UK.
- Ertl T., Spazierer G. und Wildt S. (2008). Estimating groundwater infiltration into sewerages by using the moving minimum method - a survey in Austria. *11th International Conference on Urban Drainage*, Edinburgh, Scotland, UK.

- Fenz R. und Rauch W. (2003). Mischwasserbehandlung. Wiener Mitteilungen 182, Institut für Wasserversorgung, Gewässerökologie und Abfallwirtschaft / BOKU-Wien, Wien.
- Fenz R., Blaschke A., Clara M., Kroiss H., Mascher D. und Zessner M. (2005). Monitoring of carbamazepin concentrations in wastewater and groundwater to quantify sewer leakage. *Water Science and Technology*, 52(5), 205-213.
- Fischer M. (1990). Fremdwasser im Kanal- jetzt noch teurer. *Korrespondenz Abwasser*, 37(10), 1196- 1201.
- Foppen J. W. A. (2002). Impact of high-strength wastewater infiltration on groundwater quality and drinking water supply: the case of Sana'a, Yemen. *Journal of Hydrology*, No. 263 (1-4), 198-216.
- Franz T., Rutsch M. und Krebs P. (2004). Field data to estimate infiltration into sewer systems. *19th European junior scientist workshop*, Lyon.
- Franz T. (2007). Spatial classification methods for efficient infiltration measurements and transfer of measuring results, Dissertation, Dresden, University of Technology.
- Fuchs S., Hahn H. H., Roddewig J., Schwarz M. und Turkovic R. (2004). Biodegradation and Bioclogging in the unsaturated Porous Soil beneath Sewer Leaks. *Acta hydrochim. hydrobiol.*, 32(4-5), 277-286.
- Getta M., Holte A. und Pecher K. H. (2004). Lösungsansätze zur Vermeidung von Nachteilen bei der Abdichtung von Kanalnetzen. *Korrespondenz Abwasser* 51(10), 1115-1120 ISSN1616-430X.
- Gomez M. und Russo B. (2005). Comparative Study among different methodologies to determine storm sewer inlet efficiency from test data. *10th International Conference on Urban Drainage*, Kopenhagen/Dänemark, 21-26 August 2005.
- Gustafsson L. G., Hernebring C. und Hammarlund H. (1999). Continuous modelling of inflow/infiltration in sewers with MouseNAM - 10 years of experiences. *Third DHI Software Conference*.
- Gustafsson L. G. (2000). Alternative drainage schemes for reduction of inflow/infiltration - prediction and follow-up of effects with the aid of an integrated sewer/aquifer model. *1st International Conference on Urban Drainage via Internet*.
- Guzman K., LaMotta E. J., McCorquodale J. A., Rojas S. und Ermogenous M. (2007). Effect of Biofilm Formation on Roughness Coefficient and Solids Deposition in Small-Diameter PVC Sewer Pipes. *Journal of Environmental Engineering*, 364-371.
- Hagendorf U. (2004). Gefährdungspotenzial undichter Abwasserkanäle - Risiko für Boden und Grundwasser? *Atkuelle Fragen zur Wasserversorgung und -hygiene*, Fachinformationsdienst Lebenswissenschaft, Umwelt und Gesundheit (FLUGS).
- Hager W. H., Raymann B. und Bretscher U. (1985). Die Berechnung des Fremdwasseranfalls in Abwassersystemen. *gwf - Wasser/Abwasser*, 126(11), 582- 588.
- Härig F. und Mull R. (1992). Undichte Kanalisationssysteme - die Folgen für das Grundwasser. *gwf - Wasser/Abwasser*, 133(4), 196-200.

- Hennerkes J. A. (2006). Reduzierung von Fremdwasser bei der Abwasserentsorgung, Dissertation, Fakultät Bauingenieurwesen, RWTH Aachen.
- Imhoff K. R. (1999). *Taschenbuch der Stadtentwässerung*, 29. Auflage, München.
- ITWH (2002). *Modellbeschreibung*, Institut für technisch-wissenschaftliche Hydrologie GmbH, Hannover.
- Karpf C. (2002). Analyse verschiedener Methoden zur Fremdwasserbestimmung am Beispiel der Kanalisation der Stadt Bamberg, Diplomarbeit, TU Dresden.
- Karpf C. und Krebs P. (2003). Bilanzierung von Fremdwasser. *ATV-Landesgruppentagung*, Suhl.
- Karpf C., Krebs P., Giese R. und Glöckner M. (2003). Die Kanalisation als Drainagesystem und Schadstoffquelle bei Hochwasser. *Die Auswirkungen der Hochwasser-Ereignisse 2002 auf den Tal-Grundwasser-Körper im Raum Dresden - Lösungsansätze und Handlungsempfehlungen*, BMBF - Statusseminar am 08.10.2003.
- Karpf C. und Krebs P. (2004). Sewers as drainage systems - quantification of groundwater infiltration. *5th int. conference NOVATECH*, Lyon, 969-976.
- Karpf C. und Krebs P. (2005). Application of the leakage model to assess exfiltration. *Water Science & Technology*, Vol 52 No 5, 225–231.
- Karpf C. und Krebs P. (2007). Fremdwasseranalyse mittels Datenmodellen. *KA Abwasser Abfall*, 54(4), 362-368.
- Karpf, C., Tränckner, J. and Krebs, P. (2009) Hydraulic modelling of sewage exfiltration. *Water Science & Technology* 59(8), 1559-65.
- Karpf, C. and Krebs, P. (2010) Modelling of groundwater infiltration and sewerage exfiltration - processes and parameters. Conference Sewer Network and Processes 2010 in Brisbane (Australia).
- Karpf, C., Kempke, S. und Krebs, P. (2010) Quantification of sewage exfiltration by means of hydrodynamic simulations. IWA World Water Congress, 19.-24.09.2010, Montréal, Canada.
- Karpf, C., Hoefl, S., Scheffer, C., Fuchs, L. und Krebs, P. (2011) Groundwater infiltration, surface water inflow and sewerage exfiltration considering hydrodynamic conditions in sewer systems. *Water Science and Technology* 63.9, doi: 10.2166/wst.2011.388.
- Karpf, C. und Hoefl, S. (2011) Inflow and Infiltration (I/I) in a separate sewer system – measurements and analysis. 12th International Conference on Urban Drainage 2011.
- Karpf, C. und Krebs, P. (2011a) Quantification of groundwater infiltration and surface water inflows in urban sewer networks based on a multiple model approach. *Water Research* Volume 45(10), 3129-3136
- Karpf C. und Krebs, P. (2011b) A new sewage exfiltration model - parameters and calibration. *Water Science and Technology*, 63.10:2294-2299
- Karpf C. und Krebs, P. (2012) Modelling of groundwater infiltration into sewer system. *Urban Water Journal*, DOI: 10.1080/1573062X.2012.724077

- Klinger J., Wolf L. und Hötzl H. (2005). Leaky sewers – Measurements under operating conditions. *4th World Wide Workshop for Young Environmental Scientists (WWW-YES), Urban waters: resource or risk?* 10 - 13 May 2005, Vitry sur Seine, France.
- Kracht O. und Gujer W. (2004). Quantification of Infiltration into Sewers based Time Series of Pollutant Loads. *4th Conference Sewer Processes & Network*, Funchal, Madeira, 293-300.
- Krebs, P. and Karpf, C. (2004). Abschlussbericht zur wissenschaftlichen Untersuchung des Fremdwasseraufkommens in Abwasseranlagen der Stadt Dresden, Auftraggeber: Stadtentwässerung Dresden.
- Krebs P., Karpf C., Giese R. und Glöckner M. (2004). Endbericht zu AP4 "Undichte Kanäle" des BMBF- Forschungsprojektes "Hochwassernachsorge Grundwasser Dresden", FKZ 0330493, Projektträger Jülich, Zuwendungsempfänger: Landeshauptstadt Dresden.
- Kroiss H. und Prendl L. (1996). Einfluss von Fremdwasser auf Planung und Betrieb von Abwasserreinigungsanlagen. Fremdwasser in Abwasseranlagen, Schriftenreihe zur Wasserwirtschaft 18, Institut für Siedlungswasserwirtschaft und Landschaftswasserbau, TU Graz, 27-44.
- Krug S. (2005). Quantifizierung der Exfiltration von Abwasser aus undichten Kanälen. Diplomarbeit, Institut für Siedlungs- und Industrierwasserwirtschaft, TU Dresden.
- Lecher K. und Zanke U. (2001). *Taschenbuch der Wasserwirtschaft*, Gabler Wissenschaftsverlage, ISBN 3826384938.
- LFU (2001). Regenwasserbehandlung und Kläranlagen- Leistungsreserven erkennen und nutzen. Landesamt für Umweltschutz Baden-Württemberg.
- Maciel, M. N. (2004). Extrazelluläre polymere Substanzen (EPS) in vertikal durchströmten Pflanzenkläranlagen., Dissertation, TU Berlin, Fakultät III - Prozesswissenschaften (Herausgeber).
- Macke, E. (1982). Über den Feststofftransport bei niedrigen Konzentrationen in teilgefüllten Rohrleitungen. Mitteilungen des Leichtweiss-Instituts für Wasserbau der TU Braunschweig, Heft 76.
- Maule C. P., Fonstad T. A., Vanapalli S. K. und Majumdar G. (2000). Hydraulic conductivity reduction due to ponded hog manure. *Canadian Agricultural Engineering*, 42(4), 157-163.
- Michalska A. und Pecher K. H. (2000). Betriebliche und kostenmäßige Auswirkung des Fremdwassers auf Kanalisation und Kläranlage. *Gewässerschutz - Wasser - Abwasser* 177, Institut für Siedlungswasserwirtschaft, RWTH Aachen, 27/1- 27/17.
- Mohrlock U., Bücken-Gittel M., Cata C. und Jirka G.H. (2004) Assessment of Wastewater Impact on Groundwater by Hydraulic Soil Investigations. *Acta hydrochim. hydrobiol.* 32(4-5), 328-335.
- Morris B. L., Ruedi J., Cronin A. und Withehead E. J. (2005). Case study city Doncaster: Field investigations final report, AISUWRS D10- Workpackage 4.

- Müller K. P. (2006). Strategien zur Zustandserfassung von Kanalisationen, Dissertation, Aachener Schriften zur Stadtentwässerung, RWTH Aachen.
- Nash, J. E. and Sutcliffe, J. V. (1970). River flow forecasting through conceptual models part I - A discussion of principles. *Journal of Hydrology* 10(3), 282.
- Okubo T. und Matsumoto J. (1983). Biological Clogging of Sand and Changes of organic Constituents during Artificial Recharge. *Water Research*, 17(7), 813-821.
- Petzold T. (2008). *Datenanalyse mit R Ausgewählte Beispiele*, Lehrmaterial an der TU Dresden, nicht publiziert.
- Rauch W. und Stegner T. (1994). The colmation of leaks in sewer systems during dry weather flow. *Water Science and Technology*, Vol. 30(1), 205-210.
- Raynaud O., Joannis C., Schoefs F. und Billard F. (2008). A model-based assessment of infiltration and inflow in the scope of controlling separate sanitary overflows at pumping stations. *11th International Conference on Urban Drainage*, Edinburgh, Scotland, UK.
- Reuber, J. (2004) Physikalische und numerische Simulation von Stauraumkanälen mit unten liegender Entlastung, Dissertation, Institut für Wasserbau und Wasserwirtschaft, RWTH Aachen.
- Reynolds J. H. und Barrett M. H. (2003). A review of the effects of sewer leakage on groundwater quality. *The Journal*, vol.17, 34-39.
- Rice R. C. (1974). Soil clogging during infiltration of secondary effluent. *WPCF*, Vol.46(4), 708-716.
- Rieckermann J. und Gujer W. (2002). Quantifying exfiltration from leaky sewers with artificial tracers. *International Conference on Sewer Operation and Maintenance*, Bradford, UK.
- Rieckermann J., Borsuk M., Reichert P. und Gujer W. (2005). A novel tracer method for quantifying sewer exfiltration. *Water Resources Research*, 41(5), W05013.
- Rieckermann J., Sydler D., Borsuk M. E., Gujer W. und Reichert P. (2006). Nutzung von Vorwissen und Tracerexperimenten zur optimalen Diagnose von Leckagen on Abwasserkanalsystemen. *Undichte Kanäle (k)ein Risiko?* Gemeinschaftstagung am 11./12.10.2006 in Frankfurt, ISBN-10:3-939057-60-6, ISBN-13: 978-3-939057-60-4, 143-156.
- R Development Core Team (2008). R: A Language and Environment for Statistical Computing. Vienna, Austria, ISBN 3-900051-07-0.
- Rodriguez F., Morena F. und Andrieu H. (2004). Development of a distributed hydrological model based on urban databanks - Production processes of URBS. *Conference on Urban Drainage Modelling 2004*, Dresden, 561-570.
- Rossman L. A. (2004). Storm water management model user's manual Version 5.0. National Risk Management Research Laboratory Office of Research and Development, U.S. ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY, CINCINNATI, OH 45268.

- Rutsch M. (2007). Assessment of sewer leakage by means of exfiltration measurements and modelling tests. Dissertation, Dresden University of Technology.
- Sachs L. und Hedderich J. (2006). *Angewandte Statistik*, Springer-Verlag, 12. Auflage, ISBN-10 3-540-32160-8.
- Schälchli U. (1993). Die Kolmation von Fließgewässersohlen Prozesse und Berechnungsgrundlagen. Dissertation, Mitteilungen der Versuchsanstalt für Wasserbau, Hydrologie und Glaziologie an der Eidgenössischen Technischen Hochschule Zürich 124.
- Schmidt A. (2000). Mengen, Charakteristik und Probleme des Fremdwasseranfalls auf kommunalen Kläranlagen in NRW. Gewässerschutz- Wasser- Abwasser 177, Institut für Siedlungswasserwirtschaft, RWTH Aachen.
- Schulz N., Karpf C. und Krebs P. (2005). Einfluss undichter Kanäle auf die Gewässerbelastung. Gewässerschutz-Wasser-Abwasser Band 198, 38. Essener Tagung für Wasser- und Abfallwirtschaft, Aachen, S.26/1-26/15, ISBN 3-932590-91-0.
- Schwarz M. (2004). Mikrobielle Kolmation von abwasserdurchsickerten Bodenkörpern: Nucleinsäuren zum Nachweis von Biomasse und Bioaktivität. Dissertation, Schriftenreihe des Instituts für Siedlungswasserwirtschaft, Karlsruhe, ISBN 3-9807882-9-6.
- Šimunek J., van Genuchten M. T. und Šejna M. (2005). The HYDRUS-1D Software Package for Simulating the One-Dimensional Movement of Water, Heat, and Multiple Solutes in Variably-Saturated Media. Department of Environmental Science, University of California Riverside.
- Šimunek J., Šejna M. und van Genuchten M. T. (2007). The HYDRUS Software Package for Simulating the Two- and Three-Dimensional Movement of Water, Heat, and Multiple Solutes in Variably-Saturated Media User Manual Version 1.02.
- Sophocleous M. (2002). Interactions between groundwater and surface water the state of science. *Hydrogeology Journal*, 10, 52-67.
- Stoyan, D., Stoyan, H., and Jansen, U. (1997). Umweltstatistik. Teubner Verlagsgesellschaft Leipzig, ISBN 3-8154-3526-9.
- Turkovic R., Roddewig J., Fuchs S. und Hahn H. H. (2006). Prozesse der Selbstabdichtung - Ursachen, Dynamik, Langzeitverhalten. *Undichte Kanäle-(k)ein Risiko?* Frankfurt 11.-12. Oktober 2006, S. 131-142, ISBN: 3-939057-60-6.
- Ullmann F. (1994). Umweltorientierte Bewertung der Abwasserexfiltration bei undichten Kanälen dargestellt am Beispiel einer Bundeswehrekaserne, Institut für Siedlungswasserwirtschaft, RWTH Aachen.
- Vaes G., Willems P. und Berlamont J. (2005). Filtering method for infiltration flow quantification. *10th International Conference on Urban Drainage 2005*, Copenhagen/Denmark, 21-26.8.2005.

- van Genuchten M. T. (1980). A closed-form equation for predicting the hydraulic conductivity of unsaturated soils. *Soil Science Society of America Journal*, 44, 892-898.
- Vasquez-Sune E., Castillo O., Sanchez-Vila X., Alberich C. und Carrera J. (2000). Use of natural and anthropogenic tracers to identify sources of groundwater recharge in urban areas in Barcelona. *IAHS Publications*, No. 262, 363-369.
- Vollertsen J. und Hvitved-Jacobsen T. (2003). Exfiltration from gravity sewers: a pilot scale study. *Water Science and Technology*, Vol. 47(4), 66-76.
- Wittenberg H. und Brombach H. (2002). Hydrological determination of groundwater drainage by leaky sewer systems. Int. Conf. on Water Resources and Environment Research Vol. II, Institut für Abfallwirtschaft und Altlasten, TU Dresden, 138- 143.
- Wolf L., Eiswirth M. und Hötzl H. (2003). Assessing sewer-groundwater interaction at the city scale based on individual sewer defects and marker species distributions. *International conference on geosynthetics and geoenvironmental engineering*, Bled, Slovenia.
- Wolf L., Klinger J. und Hötzl H. (2005a). Integrating Groundwater into Urban Water Management. *10th International Conference into Urban Water Management, 21-26 August 2005*, Copenhagen, Denmark.
- Wolf L., Klinger J., Hötzl H., Schrage C., Burn S., DeSilva D., Correll R., Rueedi J., Cronin A., Morris B., Vizintin G., Voett U., Hoering K. und Mohrlök U. (2005b). Connecting urban surface water systems and groundwater – application of a new model chain to four case study cities. *9th International FZK/TNO Conference on Soil-Water Systems*, Bordeaux, France, 3–7 October 2005.
- Wolf L., Klinger J., Hötzl H. und Eiswirth M. (2006). Gefährdungspotenzial von Boden und Grundwasser durch Kanalleckagen am Beispiel einer mittelgroßen Stadt. *Undichte Kanäle (k)ein Risiko?* Gemeinschaftstagung am 11./12.10.2006 in Frankfurt, ISBN-10:3-939057-60-6, ISBN-13: 978-3-939057-60-4, 100-119.
- Yang Y., Lerner D. N., Barret M. H. und Tellham J. H. (1999). Quantification of groundwater recharge in the city of Nottingham, UK. *Environmental Geology*, 38 (3), 183-198.

10 Anlagen

Anlage 1: Datengrundlage im Modellgebiet Dresden

Daten	Beschreibung
GIS des Kanalnetzes	Strukturdaten zu Haltungen und Schächten
Simulationsmodell KN	Simulationsmodell HYSTEM-EXTRAN Stand 09/2003
Grundwasserpegelmessungen	02/1995-12/2007, Stichtagsmessungen (8tägig, 14tägig oder monatlich)
hydraulische Leitfähigkeiten	Parametersatz des Grundwassermodells im Bereich des Tal- Grundwasserleiters (Modell PCGEOFIM)
Gewässerdaten der Elbe	02/1995-12/2007 Pegelwerte (Tagesmittelwerte) Augustusbrücke Dresden
Gewässerdaten der Prießnitz	02/1995-12/2007 Abflusswerte (Tagesmittelwerte)
Niederschlagsdaten	Tageswerte von 14 Niederschlagsmessungen in Dresden 1995-2007 5-Min-Werte für 2006
Schmutzwasserdaten	Jahreswerte der Einleiter 2001 Überleitungen 2001/2002 Überleitung Pirna 2006-2007
Trinkwasserdaten	Tageswerte der Abgabemengen der Wasserwerke 1999

Anlage 2: Mittlere Eigenschaften der nach Baujahr und Grundwassereinfluss gruppierten Kanäle

Klassenbezeichnung	mittlere Zeit im GW (da ⁻¹)*	mittleres Baujahr	mittlere Profilhöhe (mm)	betrachtete Kanallänge (km)
Konfiguration I (2 Gruppen)				
Gruppe 1	318	1919	1119	43
Gruppe 2	40	1930	918	144
Konfiguration II (3 Gruppen)				
Gruppe 1	361	1923	959	25
Gruppe 2	277	1914	1415	14
Gruppe 3	46	1929	928	149
Konfiguration III (2 Gruppen)				
Gruppe 1	361	1914	1000	22
Gruppe 2	73	1929	966	165
Konfiguration IV (3 Klassen)				
Gruppe 1	360	1904	1182	15
Gruppe 2	80	1901	1212	103
Gruppe 3	102	1959	672	69
Konfiguration V (2 Gruppen, Clusteranalyse)				
Gruppe 1	37	1931	902	141
Gruppe 2	311	1918	1149	46
Konfiguration VI (3 Gruppen, Clusteranalyse)				
Gruppe 1	26	1994	502	24
Gruppe 2	46	1909	1058	121
Gruppe 3	319	1918	1118	43

* Lage der Kanalsole unterhalb des GW-Spiegels

Anlage 3: Parameter HYDRUS 3D

Retentionsparameter

Schicht	$\theta_{r,D}$ [-]	$\theta_{s,D}$ [-]	α_D [cm ⁻¹]	n_D	k_s [ms ⁻¹]	Mächtigkeit (cm)
Kolmationsschicht	0,07	0,36	0,0033	1,5	3,8*10-8	1,5
Sand	0,06	0,34	0,05	8,0	2*10-4	40,5

Geometrie der Leckagen

Form	Abmessungen (cm)	Fläche (cm ²)	Umfang (cm)
Rechteck	L=0,8, B=1	0,8	3,6
Rechteck	L=3,1, B=1	3,1	8,3
Rechteck	L=7,1, B=1	7,1	16,1
Rechteck	L=12,6, B=1	12,6	27,1
Kreis	R=0,5	0,8	3,1
Kreis	R=1	3,1	6,3
Kreis	R=1,5	7,1	9,4
Kreis	R=2	12,6	12,6

Randbedingungen

	Druckhöhe oben (cm)	Druckhöhe unten (cm)
ungesättigt	5	0
gesättigt	5	42

Abmessungen der Modellsäule

	Maße (cm)
Durchmesser	20
Säulenlänge	42

Anlage 4: Filtermaterialien

Bausand 0-2mm

Ermittelte hydraulische Leitfähigkeiten des Filtersandes

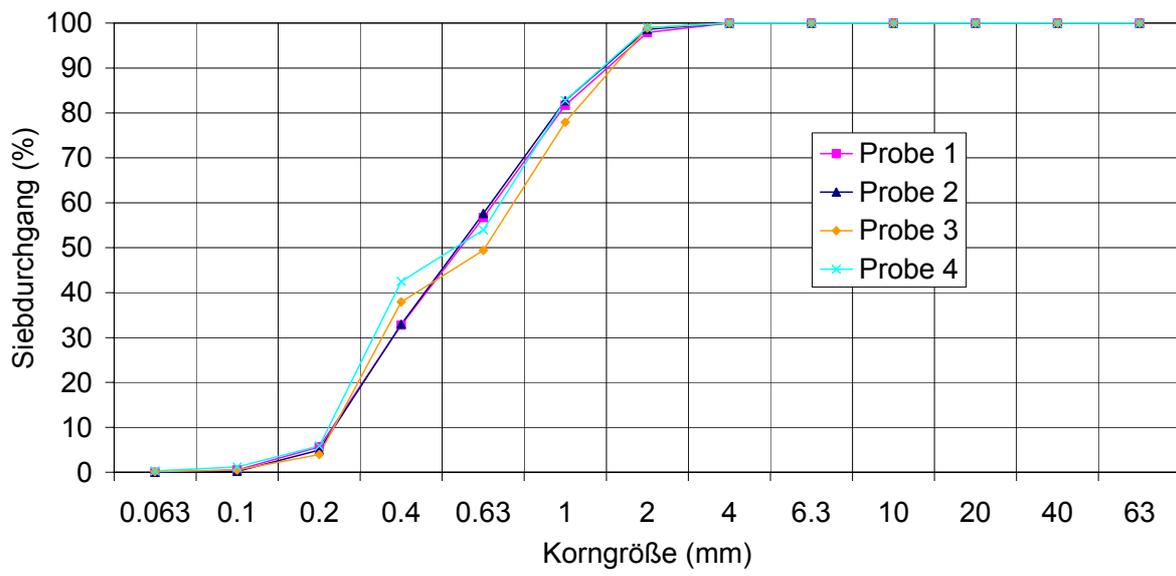
	Minimum (ms⁻¹)	Maximum (ms⁻¹)	Mittelwert (ms⁻¹)
Laborversuch	1,49E-04	1,93E-04	1,78E-04
nach Beyer aus Korngrößenverteilung	4,95E-04	5,57E-04	5,36E-04
U3*	9,50E-05	1,22E-04	1,09E-04
U4*	1,07E-04	1,27E-04	1,17E-04
G3*	1,06E-04	3,58E-04	1,91E-04
G4*	1,05E-04	3,62E-04	2,70E-04

*eingebaut

Lagerungsparameter

Feststoffdichte (kg/m ³)	2633
Trockenrohdichte (kg/m ³)	1725
Porosität (-)	0,35

Kornsummenverteilung

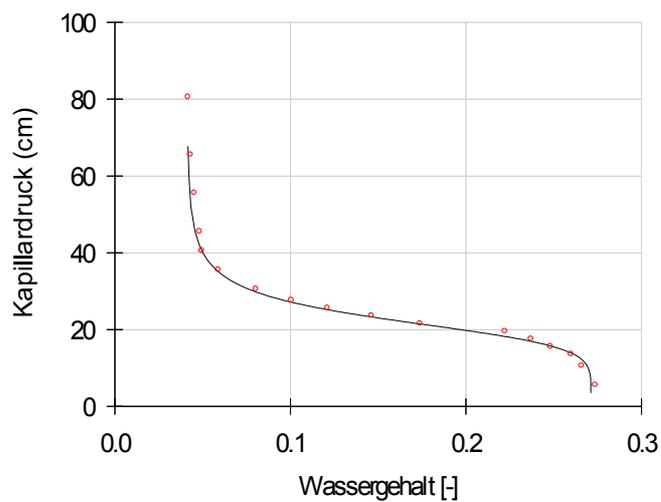


Korngrößen und Ungleichförmigkeit

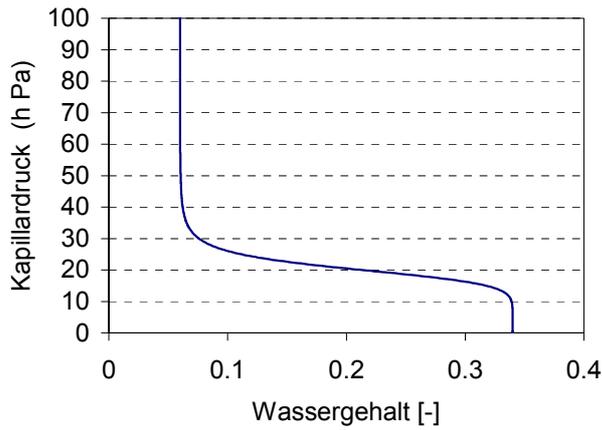
	d_{10} (mm)	d_{60} (mm)	U
Probe 1	0,23	0,68	2,93
Probe 2	0,24	0,67	2,82
Probe 3	0,24	0,77	3,26
Probe 4	0,22	0,71	3,18

Retentionsparameter

$\theta_{r,D}$ [-]	$\theta_{s,D}$ [-]	α_D [cm^{-1}]	n_D	Versuchsnr.
0,04	0,27	0,045	6,2	1
0,06	0,34	0,05	8	2



Retentionsfunktion für Versuchsnr. 1



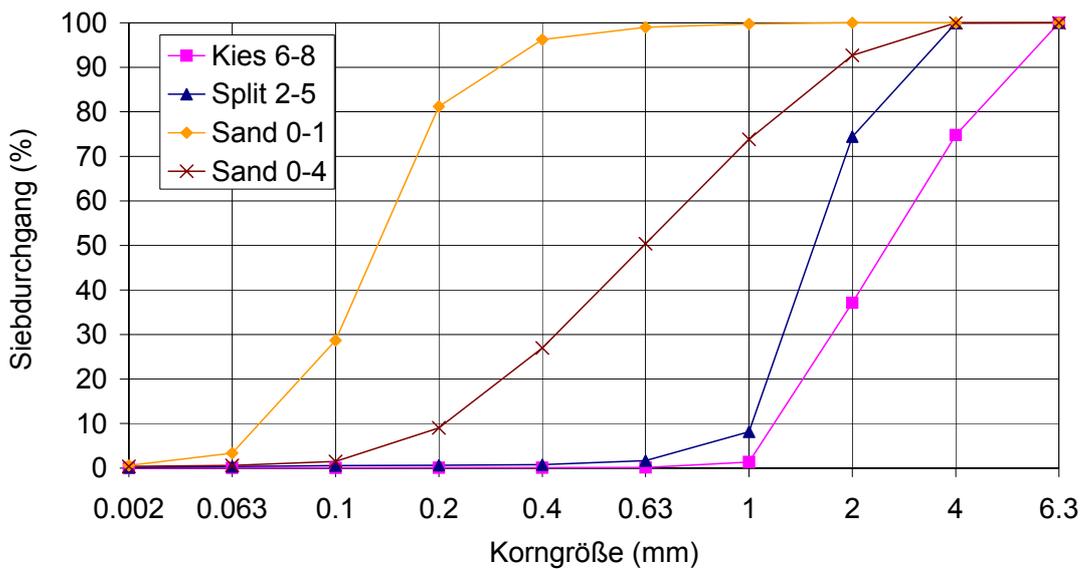
Retentionsfunktion für Versuchsnr. 2

Sand 0-1, Sand 0-4, Split 2-5 und Kies 6-8

Hydraulische Leitfähigkeiten

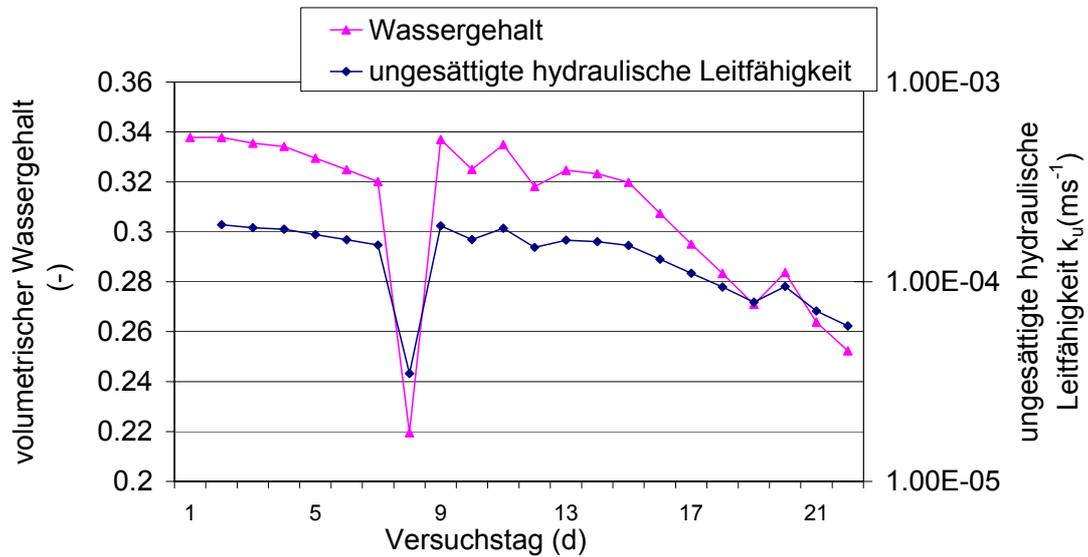
Material (Herstellerangabe) (mm)	k_F (ms ⁻¹)	
	Labor	eingebaut
Sand 0-1	5,60E-05	3,73E-05
Sand 0-4	5,19E-04	5,89E-04
Split 2-5	1,47E-03	2,69E-03
Kies 6-8	2,80E-03	1,98E-03

Kornsummenverteilung



Anlage 5: Wassergehalte und hydraulische Leitfähigkeit

Säulenversuch



Leckageversuch

